



HAL
open science

Vers une distinction des contributions anthropiques et naturelles dans les contaminations en arsenic et antimoine des eaux souterraines dans le cadre d'un diagnostic territorial : application au bassin cévenol, France.

Philippe Lionel Ebengue Atega

► To cite this version:

Philippe Lionel Ebengue Atega. Vers une distinction des contributions anthropiques et naturelles dans les contaminations en arsenic et antimoine des eaux souterraines dans le cadre d'un diagnostic territorial : application au bassin cévenol, France.. Sciences de la Terre. IMT - MINES ALES - IMT - Mines Alès Ecole Mines - Télécom, 2022. Français. NNT : 2022EMAL0002 . tel-03823208

HAL Id: tel-03823208

<https://theses.hal.science/tel-03823208>

Submitted on 20 Oct 2022

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THÈSE POUR OBTENIR LE GRADE DE DOCTEUR ÉCOLE NATIONALE SUPÉRIEURE DES MINES D'ALÈS (IMT MINES ALÈS)

en Sciences de la Terre et de l'Eau

École doctorale [GAIA – Biodiversité, Agriculture, Alimentation, Environnement, Terre, Eau]
Portée par l'Université de Montpellier

Unité de recherche : HydroSciences Montpellier

Travaux réalisés au
CREER : Centre de Recherche et d'Enseignement en Environnement et en Risques (IMT Mines Alès)

Vers une distinction des contributions anthropiques et naturelles dans les
contaminations en arsenic et antimoine des eaux souterraines dans le
cadre d'un diagnostic territorial : application au bassin cévenol, France.

Présentée par Philippe Lionel EBENGUE ATEGA
le 7 juillet 2022

Sous la direction de Marc VINCHES et Corinne CASIOT-MAROUANI

Devant le jury composé de

Nathalie DORFLIGER, HDR, Watershed Science and Stewardship Director, Groupe Danone

Brice LAURENT, Maître de Recherche, HDR, CSI, Mines ParisTech

Marion RABIET, Maître de Conférences, Université de Limoges

Séverin PISTRE, Professeur, Université de Montpellier

Corinne CASIOT-MAROUANI, HDR, Directrice de Recherche au CNRS, Université de Montpellier

Marc VINCHES, Professeur, IMT Mines Alès

Rapporteuse

Rapporteur

Examinatrice

Examineur

Directrice de thèse

Directeur de thèse



UNIVERSITÉ
DE MONTPELLIER



Avant-propos

Je souhaite avant tout présenter les motivations et les raisons qui m'ont conduit à choisir l'option de cette thèse.



Mon rapport à la nature et à l'environnement : mon éducation culturelle positionne la nature et ses éléments au centre des considérations les plus importantes au cours de la vie d'un être humain : « le jour où j'ai rencontré les Cévennes, je suis tombé amoureux de ses eaux souterraines »

La qualité et la portée du sujet : toutes les alertes sont au rouge dans toutes les industries en ce qui concerne la préservation de la qualité de l'eau. Ce sujet s'inscrit donc dans les questions à portée futuriste avec des challenges scientifiques et sociétaux que le monde doit relever.

Ma trajectoire académique : ingénieur des mines de formation initiale, je n'aurais pas pu terminer mes études sans compléter mon profil avec une formation en environnement vus les dommages observés sur l'environnement de nos jours du fait de l'industrie extractive.

Mon projet professionnel : bâtir un profil d'expert de la science de la durabilité des industries extractives. Cela nécessite des bases scientifiques sur le plan des techniques des industries extractives, et d'autre part des techniques de préservation de l'environnement.

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier les institutions qui ont été les supports de la réalisation de cette thèse.

- La région Occitanie qui a entièrement financé les travaux et l'environnement de cette thèse d'un bout à l'autre.
- IMT Mines Alès structure principale d'accueil au CREER (Centre de Recherche et d'Enseignement en Environnement et en Risques) dans l'équipe ERT (Eau, Ressources et Territoire)
- HSM Montpellier structure partenaire où j'ai réalisé mes analyses d'éléments majeurs et traces dans l'équipe PEnSTer (Pollutions Environnement Santé Territoires)
- Le collège doctoral de l'Université de Montpellier pour la formation doctorale transverse

J'exprime toute ma gratitude à mon équipe d'encadrement de thèse, un trépied stable qui m'a servi de support d'équilibre et de croissance tout au long de mes travaux : Marc VINCHES, directeur de thèse, Corinne CASIOT-MAROUANI, directrice de thèse, et Séverin PISTRE encadrant de thèse. Je remercie Marc pour sa disponibilité, son écoute, sa positivité, ses conseils précieux et sa supervision éclairée tout au long de la réalisation de mes travaux. Je remercie Corinne pour sa disponibilité, son écoute, son sens du détail, ses judicieux conseils et son sens de l'analyse critique qui ont contribué à alimenter et consolider mes réflexions au cours de la réalisation de cette thèse. Je remercie Séverin pour sa confiance, son écoute, sa disponibilité et ses conseils pertinents, qui m'ont permis chaque fois de me recadrer dans mes travaux. Je tiens à exprimer ma reconnaissance à tous les trois pour leur sens commun de bienveillance à mon égard et à la confiance qu'ils m'ont accordée lorsque j'ai décidé d'aborder cette thèse par une démarche exploratoire « inventer un opérateur »

J'adresse par ailleurs mes remerciements à l'ensemble des membres du jury pour avoir examiné et apprécié, avec rigueur et méthode, ce travail : Nathalie DORFLIGER, directrice de recherche au Groupe Danone ; Brice LAURENT, Maître de Recherche, HDR, du Centre de Sociologie de l'Innovation à Mines ParisTech; Marion RABIET, Maître de Conférences à l'Université de Limoges.

J'ai très bien été accueilli, conseillé et orienté à l'école et au laboratoire. Je tiens donc à exprimer mes sincères remerciements au personnel de l'école et de l'équipe ERT (Eau ressources territoire) du CREER d'IMT Mines Alès. Notamment Anne JOHANNET pour ses précieux conseils et son accueil chaleureux au laboratoire ; Sylvie SPINELLI et Murielle AVEZAC pour leur précieuse aide à la campagne d'échantillonnage des eaux de sources dans les Cévennes ; Juliette CERCEAU pour ses idées et pour l'aide à l'organisation de l'atelier sur la perception de l'information ; Catherine BALIEU pour sa disponibilité en rapport avec les démarches administratives; Pierre Alain AYRAL, Guillaume JUNQUA, Guillaume ARTIGUE, François SELLE, François MANNE, Hossein AHMADZADEH, Marine SOUBRIE, Elisabeth SANSOT, Muriel DURAND, Kattialyn GOSSIAUX, Jacky MONTMAIN pour les conseils divers et leur bienveillance.

Je remercie le personnel de laboratoire de l'équipe PEnSTer à HSM Montpellier pour l'aide à l'analyse de mes échantillons notamment Rémi FREYDIER, Sophie DELPOUX, Aurore REMES BUSIAU.

Je remercie les collègues doctorants pour leur amitié et tous les moments dans le combat du doctorant que nous avons passés ensemble : Oumar el Farouk MAMAN ILLATOU, Bob SAINT FLEUR, Cagri-Alperen INAN, Franck MIGNE, Yannick FOGUE, Antoine FRICARD, Fabienne-Emilie ERRERO, Nicolas AKIL, Billy POTTIER, Abdelhak MAACHI, Gisèle USANASE, Thibault JEANNIN, Emilie MARCHAND, Eliane BOU-ORM.

Je remercie les amis qui de près ou de loin ont été bienveillants à mon égard et à l'écoute. Je pense notamment à Louis GIVELET, Prisca COUAHO, Edgard EBODE, Christian BENARD, Alia SALHI, Junie EVOTO, Kévin CHOUMELE, Léa MISSIMA, Yao KONAN, Sophie AMIEN, Stéphanie NDONG, Jean MOUTON, Philippe BACHER, Oumaima BELKHANE, Emmanuel NTOUDA, Danielle et Chuyen HUN, Philippe CHOQUET.

Toute ma reconnaissance à ma famille, mes parents, Mathieu et Victorine ATEGA ; mes frères et sœurs, Guy TANGA, Serge ZEBE, Louis-René BIKELE, Pélagie MENYE; mes neveux et nièces, Annie MBENE, Junior OWOUNDI, Leny ZEBE, Sacha ZEBE, Tya ZEBE, Joanna NDINGA, Gaby BIDIAS, Maelys MBENE, Lucie FOGUE, Mourat TANGA ; mes proches, Floriane LANDREAU, Comette ELDJOUMA, Aaron FOGUE, Willy BELIBI.

Résumé

Les eaux souterraines assurent une proportion importante de l'approvisionnement en eau des territoires. La surveillance des réserves et de la qualité de ces ressources constitue donc un enjeu majeur, en lien avec les Objectifs de Développement Durable des Nations Unies. En rapport avec ces objectifs, la présente thèse traite de la caractérisation de la qualité des masses d'eau souterraines sur un territoire ayant connu un passé minier. Elle vise le développement d'une méthodologie permettant d'estimer les contributions respectives du fond géochimique naturel et des apports anthropiques, à l'enrichissement en métaux et métalloïdes dans les eaux souterraines, en considérant simultanément l'hétérogénéité de la géologie, et la combinaison de facteurs géologiques, géomorphologiques, tectoniques et statistiques. Des mesures de qualité ont été effectuées pour établir l'état des lieux des concentrations en arsenic et en antimoine dans les masses d'eau souterraines délimitées par le bassin versant du Gardon dans les Cévennes. Ensuite, un opérateur d'agrégation multicritères a été développé et mis en œuvre afin de produire des cartes quantitatives et qualitatives permettant de discriminer le fond géochimique naturel des apports anthropiques. Cette cartographie a permis de déterminer des foyers remarquables situés notamment sur la faille cévenole et sur lesquels une attention particulière de surveillance doit être portée dans le cadre de la gestion territoriale de la qualité des ressources en eau. La méthode DRASTIC a permis à la suite d'évaluer le potentiel de vulnérabilité de ces masses d'eaux souterraines par rapport aux zones sources de pollutions identifiées et caractérisées. Pour initier les démarches préalables de transfert de ces résultats vers la société, un atelier interactif a permis d'évaluer les différences de perception des acteurs du territoire face à des informations sur la qualité des eaux. Il a mis en évidence la nécessité de développer des supports de restitution des informations scientifiques adaptés afin d'aboutir à une conscience partagée des questions liées à la qualité des eaux souterraines par les différents acteurs d'un territoire.

Mots clés : eaux souterraines, contamination, arsenic, antimoine, Cévennes, fond géochimique, vestiges miniers, perception de l'information

Abstract

Groundwater provides a significant proportion of the water supply of the territories. The monitoring of the reserves and quality of these resources is therefore a major issue, in line with the United Nations Sustainable Development Goals. In relation to these objectives, this thesis deals with the characterization of the quality of groundwater bodies in a territory with a mining past. It aims at developing a methodology to estimate the respective contributions of the natural geochemical background and anthropogenic inputs to the enrichment of metals and metalloids in groundwater, considering simultaneously the heterogeneity of the geology and the combination of geological, geomorphological, tectonic and statistical factors. Quality measurements were carried out to establish the state of arsenic and antimony concentrations in the groundwater bodies delimited by the Gardon watershed in the Cevennes. Then, a multi-criteria aggregation operator was developed and implemented in order to produce quantitative and qualitative maps allowing the discrimination of the natural geochemical background from the anthropic contributions mainly constituted by the past mining activity. This mapping made it possible to determine remarkable foci located in particular on the Cevennes fault and on which particular attention must be paid in the context of territorial management of the quality of water resources. The DRASTIC method was then used to assess the potential vulnerability of these groundwater bodies in relation to the identified and characterised pollution source zones. To initiate the preliminary steps for transferring these results to society, an interactive workshop was held to evaluate the differences in the perception of the stakeholders in the area with regard to information on water quality. It highlighted the need to develop adapted scientific information restitution supports in order to reach a shared awareness of groundwater quality issues by the different actors of a territory.

Key words: groundwater, contamination, arsenic, antimony, Cevennes, geochemical background, mining remains, perception of information

Table des matières

Avant-propos	3
Remerciements.....	3
Résumé	4
Abstract	7
Table des matières.....	8
Liste de figures	13
Liste des tableaux.....	16
Introduction générale	17
Chapitre 1 : Contexte et définition du projet de recherche : méthodologies de discrimination du FGN et des apports anthropiques, connaissances et représentations sur le bassin versant des gardons.....	20
Introduction	22
1.1 Connaissances sur la caractérisation du fond géochimique et sa discrimination des apports anthropiques.....	23
1.1.1 Définition des termes	23
1.1.1.1 Notion de fond géochimique.....	23
1.1.1.2 Contamination et pollution	26
1.1.2 Facteurs de variabilité du fond géochimique naturel	27
1.1.2.1 Facteurs naturels	27
1.1.2.1 Cas des éléments traces arsenic et antimoine	30
1.1.3 Approches de calcul du fond géochimique et sa discrimination des apports anthropiques	33
1.1.3.1 Méthodes basées sur des approches directes	33
1.1.3.2 Méthodes basées sur des approches indirectes	36
1.1.3.3 Méthodes basées sur des approches combinées	40

1.2	Connaissances sur le bassin versant des gardons	43
1.2.1	Territoire géographique.....	43
1.2.1.1	Géographie physique	43
1.2.1.2	Géographie socio-économique.....	48
1.2.2	Contexte géologique et hydrogéologique	50
1.2.2.1	Contexte géologique	50
1.2.2.2	Contexte hydrogéologique	57
1.2.3	Connaissance sur l’anthropisation minière du territoire	61
1.2.3.1	Connaissance sur l’anthropisation minière	61
1.2.3.2	Passé minier du bassin des gardons	65
1.2.4	Eléments traces dans les ressources en eau du bassin versant des Gardons	71
1.3	Diagnostic des perceptions des enjeux sociaux et environnementaux liés à la pollution de l’eau par les acteurs du territoire.....	72
1.3.1	Définition et formulation des enjeux sociaux, environnementaux et sanitaires	72
1.3.1.1	Usages des eaux souterraines sur le site d’étude.....	72
1.3.1.2	Enjeux sociaux, environnementaux et sanitaires	74
1.3.1.3	Connaissance de la qualité des eaux souterraines relativement à la présence d’arsenic et d’antimoine sur le site d’étude.	75
1.3.2	Analyse de l’existant : politique publique de gestion des masses d’eaux souterraines.....	77
1.3.2.1	Organismes et outils de gestion actuels	77
1.3.2.2	Actions et insuffisances	78
1.3.2.3	Preuves de l’existence d’une problématique liée aux différences de perception de la qualité des eaux.	80

1.3.3 Conception et animation d'un atelier interactif : outil d'aide à l'évaluation et à la mise à niveau des perceptions des informations liées à la contamination des eaux souterraines par les acteurs du territoire.....	83
1.3.3.1 Objectifs spécifiques et méthodes de mesures	83
1.3.3.2 Conception de l'atelier	85
1.3.4 Résultats de l'atelier	90
1.4 Questions de recherche et plan de travail.....	97
Conclusion	103
Chapitre 2 : Méthodes et outils d'investigations.....	105
Introduction	107
2.1 Acquisition des données	109
2.1.1 Synthèse documentaire et campagnes de reconnaissance de terrain.....	109
2.1.2 Échantillonnage des eaux souterraines	112
2.2 Méthodes et outils de traitement des données	117
2.2.1 Traitement statistique	117
2.2.2 Outils d'analyse et de modélisation	120
2.3 Méthode retenue pour l'analyse de la vulnérabilité	121
2.3.1 Description de la méthode DRASTIC	122
2.3.2 Conditions d'utilisation et hypothèses simplificatrices	123
2.4 Construction de la fonction multicritère	129
2.4.1 justification des choix de la méthode.....	129
2.4.2 Définition des variables	132
2.4.3 Définition de l'opérateur.....	135
2.4.4 Détermination du fond géochimique	137
2.4.5 Évaluation de l'influence anthropique	137
Conclusion	138

Chapitre 3 : résultats	139
Introduction	141
PARTIE A : Contribution à l'état de connaissance sur la distribution de l'arsenic et de l'antimoine dans les eaux souterraines du bassin versant des Gardons	142
3.1 Concentrations en arsenic et en antimoine dans les eaux souterraines du bassin versant des gardons.....	143
3.2 Évaluation de la vulnérabilité des masses d'eau souterraine et des potentiels risques environnementaux.....	150
3.3 Discussion A	153
PARTIE B : Développement et mise en œuvre d'un opérateur d'agrégation multicritères pour estimer et discriminer les contributions du fond géochimique naturel des apports anthropiques dans les eaux souterraines des anciennes régions minières : une application à l'arsenic et à l'antimoine dans le bassin versant du Gardon (Sud de la France).	154
3.4 Dispersion statistique.....	155
3.4.1 Dispersion de Lepeltier modifié.....	155
3.4.2 Dispersion de Gauss	158
3.4.3 Détermination des outliers statistiques	160
3.5 Intégration du critère lié à la gîtologie.....	163
3.6 Intégration du critère géomorphologique	164
3.7 Classification qualitative	167
3.8 Discrimination du fond géochimique naturel des apports anthropiques.....	172
3.9 Classification quantitative.....	174
3.10 Analyse de l'incertitude	179
3.11 Discussion B	181
Conclusion	185
Conclusion générale.....	186
Références bibliographiques.....	192

ANNEXES	230
Annexe 1 : Inventaire minier.....	231
Annexe 2 : Niveau piézométrique (Le conseil départemental du Gard et le Bureau de Recherches géologique et minières sont les principaux producteurs de ces données. Elles ont été retenue sur les été 2020 (Juin et juillet 2020).....	240
Annexe 3 : Synthèse de données géochimiques sur l'arsenic (L'acquisition des données géochimiques a été faite sur les étiage 2019 et 2020 ; toutes les concentrations géochimiques sont en µg/L, les distances en mètres)	243
Annexe 4 : Synthèse de données géochimiques sur l'antimoine (L'acquisition des données géochimiques a été faite sur les étiage 2019 et 2020 ; toutes les concentrations géochimiques sont en µg/L, les distances en mètres)	247
Annexe 5 : Rapport d'analyse Eléments Traces (Les concentrations en ppb ; elles ont été converties dans l'étude en µg/L pour des raison d'interprétation).....	251
Annexe 6 : Application de la méthode DRASTIC pour la détermination de la vulnérabilité des masses d'eau souterraines du site d'étude (Les coordonnées sont en Lambert 93, les distances en mètres, la pente en %, la conductivité en mètre/jour).....	254
Annexe 7 : Verbatim et retour d'expérience d'atelier Figure de l'atelier 08/06/2016 au Centre de Recherche et d'Enseignement en Environnement et en Risques (CREER) de l'IMT MINES ALES	257
Annexe 8 : Article publié.....	262

Liste de figures

Figure 1: Galéizon, Juillet 2020. Photo prise par philippe Lionel EBENGUE	20
Figure 2: Schématisation de la notion de fond géochimique.....	25
Figure 3: Mobilité de l'arsenic dans l'eau souterraine d'un aquifère rocheux fracturé	32
Figure 4: Illustration de la détermination des valeurs aberrantes par la courbe de Gauss.....	38
Figure 5: Illustration de la rupture de pente de la méthode de Lepeltier	39
Figure 6: Carte de localisation du site d'étude (Source : (Plateforme ouverte des données publiques françaises 2021).....	43
Figure 7: Températures et pluviométrie moyennes assimilées au site d'étude entre 1981-2010 (source des données : Météo-France ; (Nicault, Simonet, et Schatz 2020))	45
Figure 8: Géomorphologie générale du site d'étude (source SRTM, global mapper 2021).....	46
Figure 9: Occupation des sols (Source : CORINE Land cover 2006, global mapper 2021)	49
Figure 10: Géologie régionale simplifiée de la zone d'étude. Source : Carte géologique de la France 1/1 000 000; cours d'eau d'après IGN BD Carthage(BRGM 2018b).....	50
Figure 11: Grands ensembles géologiques du site d'étude (sources de données BRGM.....	53
Figure 12: Illustration de la discrétisation géologique.....	54
Figure 13: Carte géologique du site d'étude (source de données vecteurs : BRGM)	55
Figure 14: Coupes géologiques reprises des travaux de (Arnaud, F 1999)	56
Figure 15: Profil géologique repris des travaux de(Arnaud, F 1999)	57
Figure 16: Masses d'eau souterraines par grandes familles d'aquifères	60
Figure 17: Etapes de la production du métal à partir d'un minerai et rejets dans le milieu (Charles N. et al., 2017b).....	62
Figure 18: Modèle de drainage acide minier et lixiviation des contaminants	64
Figure 19: Modèle d'installations de stockage de résidus miniers et lixiviats	65
Figure 20: Inventaire minier sur le site d'étude de 1900 à 2021 (Sources de données: BRGM)	70
Figure 21: Captages et usages des eaux souterraines dans le bassin versant des Gardons (source : Smage des gardons, 2011)	74
Figure 22: Connaissance de la qualité des eaux souterraines vis-à-vis des teneurs en métaux et métalloïdes sur le site d'étude (Smage des gardons, 2011).	76
Figure 23: Extrait de la page 79 du rapport de la commission d'enquête pour la révision du SAGE	79
Figure 24: Extrait du rapport de la commission d'enquête pour la révision du SAGE	81
Figure 25: Extrait du rapport de la commission d'enquête pour la révision du SAGE.....	82
Figure 26: Modèle simplifié de la conscience de la situation repris par les travaux d'Endsley(1995a).....	85
Figure 27: Grille d'informations.....	87

Figure 28: Nuage de corrélation des ressentis émotionnels fonction du niveau de connaissance du sujet.....	95
Figure 29: Déroulement de l'atelier 08/06/2021 au Centre de Recherche et d'Enseignement en Environnement et en Risques	96
Figure 30: Contextualisation de la problématique de l'étude.....	97
Figure 31: Combinaison d'intersections des ensembles : territoire-eau-activités anthropiques	99
Figure 32: Plan de travail	102
Figure 33: Source d'eau échantillonnée le 7 juillet 2020 à Saint Jean du Gard	105
Figure 34: Cadre méthodologique général.....	108
Figure 35: Carte des linéaments majeurs.....	115
Figure 36: Orientation structurale des failles et fractures majeures	114
Figure 37: Acquisition des données de concentrations en As et Sb (Echantillonnage et données ADES)	116
Figure 38: Exemple de courbe de Gauss	119
Figure 39: La méthode DRASTIC, ses paramètres et leur poids	122
Figure 40: Gamme de valeurs de la conductivité hydraulique K et de la perméabilité k	127
Figure 41 : Illustration du problème inverse.....	130
Figure 42: Domaines expérimentaux fonctions des niveaux d'anthropisation	133
Figure 43: définition de l'opérateur multicritère à partir des variables : ("a"= prédisposition à l'enrichissement naturel du paramètre mesuré ; "b"= prédisposition à l'enrichissement anthropique du paramètre mesuré ; "c"= la concentration mesurée appartient à la concentration mesurée appartient à la population principale)	136
Figure 44: Comparaison des concentrations aux normes. Les concentrations en µg/L sont représentées sur l'axe des ordonnées et les identifiants des échantillons sur l'axe des abscisses. La ligne rouge représente la normes OMS.	147
Figure 45: Carte des concentrations en As des eaux souterraines	148
Figure 46: Carte des concentrations en Sb dans les eaux souterraines	149
Figure 47: Carte de vulnérabilité des masses d'eau souterraines	151
Figure 48: Répartition spatiale des de vulnérabilité à la contamination des eaux souterraines	152
Figure 49: Distributions de Lepeltier de l'arsenic et de l'antimoine suivant les ensembles géologiques. L'axe des abscisses représentent les concentrations caractéristiques des échantillons en µg/L. L'axe des ordonnés représentent à gauche les fréquences cumulées et à droite les probabilités d'occurrences.....	157

Figure 50: Dispersions de Gauss des concentrations en arsenic et antimoine suivant les ensembles géologiques. L'axe des abscisses représentent les concentrations caractéristiques des échantillons en $\mu\text{g/L}$. L'axe des ordonnées représentent les probabilités d'occurrences. .	159
Figure 51: Mise en évidence des outliers suivant les ensembles géologiques. L'axe des abscisses représentent les concentrations caractéristiques des échantillons en $\mu\text{g/L}$. L'axe des ordonnées représentent les probabilités. La ligne rouge représente la valeur seuil pour une confiance de 80%).....	162
Figure 52: Intégration des facteurs géomorphologique. Superposition des caractéristiques géographiques des échantillons (distance (barres grises), différence d'altitude (barres orange) entre le vestige et l'échantillon, proximité d'une structure géologique particulière (triangle foncé)) et des mesures observées pour une substance (les échantillons appartenant à la première population sont représentés par un cercle noir ; les échantillons appartenant à la deuxième population (au-dessus de la valeur seuil du filtre) sont représentés par un cercle rouge).	166
Figure 53: Classification qualitative en As	170
Figure 54: Classification qualitative en Sb.....	171
Figure 55: Discrimination du fond géochimique des apports anthropiques (i) la composante anthropique, carte intermédiaire qui présente l'influence anthropique. L'impact a été représenté comme un point dans le rayon d'influence de 1km du vestige de la mine en fonction de son empreinte. (ii) Le fond géochimique naturel calculé, carte du bas.	176
Figure 56: Hotspots en As (les mesures à gauche et le fond géochimique calculé à droite)...	177
Figure 57: Hotspots en Sb (les mesures à gauche et le fond géochimique calculé à droit.....	178
Figure 58: Incertitude entre les mesures, la population principale et le fond géochimique. L'axe des abscisses représente des concentrations en $\mu\text{g/L}$	180
Figure 59: Expression de la préoccupation socio-environnementale et sanitaire concernant les concentrations en (a) arsenic en (b) antimoine dans les eaux souterraines sur le site d'étude en lien avec les différents usages.....	190

Liste des tableaux

Tableau 1: Ordres de grandeur des concentrations en éléments majeurs généralement mesurés dans les eaux souterraines en fonction de la lithologie de l'aquifère (Barbier et al.2001).....	27
Tableau 2: Composition chimique moyenne des eaux souterraines pour les principales lithologie d'aquifères (Barbier et al.2001)	28
Tableau 3: Synthèse des occurrences en quelques éléments toxiques et indésirables, susceptibles d'être rencontrés dans les eaux souterraines en fonction de la nature de l'aquifère. D'après Barbier et al. (2001)	28
Tableau 4: Concentrations maximales connues (en µg/L) en éléments toxiques et indésirables (d'origine naturelle uniquement) et contexte géologique associé	29
Tableau 5:Fiche d'information géographique du site d'étude ((Plateforme ouverte des données publiques françaises 2021)	44
Tableau 6: Captages d'eau pour l'AEP (données DDASS, 2009)	73
Tableau 7: Acteurs du jeu de rôle (S= scientifique/industriel ; P=public/médias/association)	86
Tableau 8: Acteurs d'observation et d'animation	86
Tableau 9: Grille d'évaluation du ressenti émotionnel	88
Tableau 10: Grille d'évaluation du niveau de connaissance du sujet.....	88
Tableau 11: Grille d'évaluation du ressenti de la fiabilité de l'information.....	89
Tableau 12: Observations des ressentis émotionnels et impact des interactions entre les acteurs	90
Tableau 13: observations du niveau de connaissance du sujet et impact des interactions entre les acteurs.....	91
Tableau 14: Observations des ressentis de fiabilité de l'information et impact des interactions entre les acteurs.....	92
Tableau 15: Cartographie des corrélations entre profil des acteurs, le ressenti émotionnel, le niveau de connaissance du sujet, et la fiabilité de l'information	94
Tableau 16: Table de vérité des opérateurs disjonction, conjonction et négation.....	121
Tableau 17: Indice DRASTIC reclassé et degré de vulnérabilité (Jourda et al 2005).....	123
Tableau 18: Poids et cote de la méthode DRASTIC	128
Tableau 19: Statistiques descriptives	145
Tableau 20:Seuils de concentrations (en µg/L) à différents degrés de confiance 95%,90% et 80%	161
Tableau 21: Indications sur les prédispositions à l'enrichissement naturel des aquifères en As et Sb.....	164
Tableau 22: Discrimination du fond géochimique des apports anthropiques	173

Introduction générale

Le sixième objectif du développement durable en ses points trois et six (ONU-ODD 6, 2012) invite et interpelle la communauté internationale à une nécessité urgente de protéger les ressources en eaux. En relais en Europe comme, la directive-cadre sur l'eau (DCE) a instauré l'obligation de protéger et restaurer la qualité des eaux et des milieux aquatiques. Pour y arriver, l'identification des processus géochimiques naturels et l'évaluation de l'impact des activités anthropiques sont des défis majeurs à relever pour la gestion durable. Ainsi la surveillance et le contrôle de la qualité sont nécessaires pour évaluer en continue l'état des masses d'eau souterraines en particulier dans les zones où les pressions anthropiques sont plus importantes et plus répandues. Cependant, diverses activités anthropiques telles que les industries, les travaux publics, sont des vecteurs de modification de l'état des milieux. Parmi ces activités, l'exploitation minière représente l'une des plus préoccupantes (Nordstrom et al. 2011a). En effet, les contaminations d'origine minière provoquent d'importantes dégradations des milieux aquatiques à travers le monde et peuvent menacer durablement la qualité des cours d'eau (Byrne et al. 2012). Dans ce contexte et en vue d'une amélioration durable de la qualité des masses d'eau souterraines en zone ayant connue une activité minière, la question de la réhabilitation des anciens sites miniers apparaît essentielle. Toutefois, compte tenu des coûts engendrés par la remédiation de ces sites, il est nécessaire de pouvoir caractériser les sources prépondérantes de métaux et métalloïdes à l'échelle territoriale. Or, si l'impact des sites miniers est généralement avéré à l'échelle locale, leur influence à l'échelle d'un bassin versant de taille moyenne à grand reste délicate à évaluer, d'autant plus lorsque plusieurs sources potentielles de métaux et un fond géochimique élevé coexistent (Macklin et al. 2006). Il est par ailleurs nécessaire que les acteurs territoriaux aient des outils et des indicateurs fiables comme aide à la décision. C'est dans cette démarche qu'on pourra définir et mettre en œuvre de meilleures stratégies de gestion et de protection à long terme qui garantissent un approvisionnement et une qualité d'eau adéquats, compte tenu à la fois des besoins, des variabilités climatiques et des pressions anthropiques environnantes.

L'objectif général de cette thèse est de contribuer à une meilleure évaluation des contributions anthropiques et naturelles dans les contaminations en arsenic et antimoine des eaux souterraines dans le cadre d'un diagnostic territorial. Pour cela, ce travail s'est articulé autour de deux axes principaux :

D'une part, un intérêt a été porté sur le diagnostic à l'échelle territoriale des concentrations en arsenic et en antimoine dans les eaux souterraines. Le but est

d'établir une cartographie des concentrations en arsenic et en antimoine d'une part et mettre en évidence le degré de vulnérabilité des formations géologiques qui protègent ces ressources en eaux. D'autre part, ce travail a été orienté sur le développement et mise en œuvre d'un opérateur d'agrégation multicritères pour estimer et discriminer les contributions du fond géochimique naturel des apports anthropiques dans les eaux souterraines des anciennes régions minières.

Le site d'étude choisi pour ce travail est le bassin versant des Gardons, dans le sud-est de la France. Ce territoire constitue un site modèle pour étudier la contamination en métaux et métalloïdes en contexte multi source. Il draine des zones minéralisées (riche en métaux et métalloïdes) dans sa partie amont, exploitées dès l'époque romaine et jusqu'à la deuxième moitié du XXe siècle. En plus, ce bassin reste fortement urbanisé et industrialisé dans la région d'Alès. Par ailleurs, il présente un régime hydrologique de type cévenol et est marqué par des étiages sévères et par des épisodes pluvieux extrêmes à l'origine de crues rapides et intenses appelées « épisodes cévenols ».

Ce manuscrit est organisé en trois chapitres :

- Le premier chapitre présente le contexte et la définition du projet de recherche, une revue des méthodologies de discrimination du fond géochimique et des apports anthropiques, un état de connaissances et représentations sur le bassin versant des gardons.
- Le deuxième chapitre s'intéresse au développement de la méthodologie d'étude et aux outils d'investigations qui ont permis de la mettre en œuvre.
- Le troisième chapitre se focalise sur les résultats. D'abord la contribution à l'état de connaissance sur la distribution de l'arsenic et de l'antimoine dans les eaux souterraines du bassin versant des Gardons. Enfin le développement et mise en œuvre d'un opérateur d'agrégation multicritères pour estimer et discriminer les contributions du fond géochimique naturel des apports anthropiques dans les eaux souterraines des anciennes régions minières.

Les résultats de ce travail permettront d'améliorer les avancées de la connaissance de détermination du fond géochimique naturel pour des échelles variables avec une intégration des conditions locales. On y prend en compte les connaissances des structures spatiales et la variabilité comportement locale ou régionale des teneurs pour donner une meilleure appréciation des causes de contaminations en cas de pollution identifiée dans un site donné.

Chapitre 1 : Contexte et définition du projet de recherche :
méthodologies de discrimination du FGN et des apports
anthropiques, connaissances et représentations sur le bassin
versant des gardons



Figure 1: Galéizon, juillet 2020. Photo prise par Philippe Lionel EBENGUE

Plan de travail

Introduction

1.1 Connaissances sur la caractérisation du fond géochimique et sa discrimination des apports anthropiques

1.1.1 Définition des termes

1.1.2 Facteurs de variabilité du fond géochimique naturel

1.1.3 Approches de calcul du fond géochimique et sa discrimination des apports anthropiques

1.2 Connaissances sur le bassin versant des gardons

1.2.1 Territoire géographique

1.2.2 Contexte géologique et hydrogéologique

1.2.3 Connaissance sur l'anthropisation minière du territoire

1.2.4 Eléments traces dans les ressources en eau du bassin versant des Gardons

1.3 Diagnostic des perceptions des enjeux sociaux et environnementaux liés à la pollution de l'eau par les acteurs du territoire

1.3.1 Définition et formulation des enjeux sociaux, environnementaux et sanitaires

1.3.2 Analyse de l'existant : politique publique de gestion des masses d'eaux souterraines

1.3.3 Conception et animation d'un atelier interactif : outil d'aide à l'évaluation et à la mise à niveau des perceptions des informations liées à la contamination des eaux souterraines par les acteurs du territoire

1.4 Questions de recherche et plan de travail

Conclusion

Introduction

Depuis le 25 septembre 2015, les 193 états membres des Nations Unies ont adopté un programme de développement durable basé sur 17 objectifs(ONU-ODD 2012). Parmi ces objectifs, l'objectif 6, « eau propre et assainissement », l'objectif 12 « consommation et production responsables », les objectifs 14 et 15, soins apportés à la « vie aquatique » et à la « vie terrestre », respectivement, sont nécessairement liés, dès que l'on s'intéresse à des territoires fortement anthropisée, ayant connu ou accueillant encore une activité extractive significative (mines, minéraux industriels, carrières de roches massives et alluvionnaires). Dans ces territoires, compris au sens physique (localisation en latitude et longitude, géologie, relief, hydrologie), la notion de contamination des eaux souterraines interroge, généralement, celle de fond géochimique. Cette notion même de fond géochimique ne fait pas encore l'objet d'une définition unique, admise de tous. Les méthodes et techniques pour l'évaluer sont encore en discussion. Plusieurs auteurs ont essayé d'aborder ces concepts de diverses manières selon différents angles scientifiques. Le présent chapitre vise donc à positionner la contribution scientifique de cette étude par rapport aux différents travaux antérieurs. Ce positionnement semble être utile pour clarifier la démarche méthodologique, et montrer en quoi elle se démarque de l'existant. Le chapitre établit un bilan critique sur les travaux antérieurs relatifs aux questions de fond géochimique et de ses méthodes d'évaluation. Elle présente le cycle de vie d'une exploitation minière et ses interactions avec les aquifères proches. Les processus de mobilisation et de libération de l'arsenic et l'antimoine sont ensuite exposés de façon particulière. La fin du chapitre situe l'étude entreprise dans son contexte scientifique. Elle positionne ensuite, et formule la question de recherche, focalisée sur des objectifs spécifiques. Elle présente, enfin, la démarche de recherche permettant l'atteinte de ces objectifs.

1.1 Connaissances sur la caractérisation du fond géochimique et sa discrimination des apports anthropiques

1.1.1 Définition des termes

1.1.1.1 Notion de fond géochimique

Le terme "fond géochimique" a été introduit à l'origine par les géochimistes de l'exploration au milieu du XXe siècle. Leur objectif était de différencier l'abondance d'un élément dans les formations rocheuses non minéralisées et minéralisées. La première définition du fond géochimique a été donnée par Hawkes et al. (1962) comme étant « l'abondance normale d'un élément dans la terre stérile ». En d'autres termes, il s'agit d'un niveau de référence au-dessus duquel les concentrations d'éléments sont susceptibles de représenter une minéralisation dans la zone d'étude. Au cours des dernières décennies, ce concept s'est élargi aux sciences de l'environnement (Baize 2009; Reimann et al. 2005). Il fait référence à une gamme naturelle de valeurs pour un milieu donné, non affecté par les activités anthropiques (Gough et al. 1993). Le concept de fond géochimique est actuellement utilisé pour des roches, des sédiments, de l'eau, de l'air et même des plantes (Reimann et al. 2005; Matschullat et al. 2000). Toutefois, il existe de multiples appellations faisant référence à la notion de fond géochimique, avec des différences de définition subtiles. Notons que même l'orthographe du mot « fond » peut différer selon les auteurs. Dans la majorité des cas, les auteurs écrivent l'expression « fond géochimique » mais on trouve également « fonds géochimique » (Blum et al. 2002), ce qui fait probablement référence au « capital » que peut représenter l'enrichissement d'une roche en métaux de valeur. D'autres termes ont été proposés tels que la « ligne de base géochimique » (Salminen et al. 1997; Salminen et al. 2000; Tian et al. 2017) ou « arrière-plan géochimique » (Reimann et al. 2005). L'expression « fond ambiant » a été utilisée pour décrire l'état géochimique à un instant donné, éventuellement perturbé. Cette notion intègre donc la perturbation liée à l'anthropisation et se distingue donc de la définition du fond géochimique. À ce sujet, Reimann et al. (2005) affirment que « le fond géochimique naturel n'existe plus sur cette planète » et que la notion « d'arrière-plan naturel » pourrait être utilisée si les processus naturels peuvent encore être discernés dans les

données. À l'inverse, la notion « d'arrière-plan ambiant » pourrait être utilisée lorsque les processus naturels sont bruités. Dans ce cas, « l'arrière-plan ambiant » constitue une référence géochimique à partir de laquelle les modifications géochimiques postérieures pourront être évaluées et quantifiées. Cela implique donc une référence en perpétuelle variation dans le temps. Certains auteurs précisent le terme de fond géochimique par l'adjectif « naturel » pour spécifier l'absence d'activité anthropique dans la zone d'étude (Gałuszka 2007a). La distinction entre fond géochimique naturel et fond géochimique ambiant implique donc une variabilité dans le temps de l'état géochimique du milieu. D'autres auteurs utilisent plutôt le terme de « bruit de fond géochimique », défini comme « les teneurs » intégrant « les apports diffus qui relèvent de l'activité humaine des derniers siècles à l'exclusion des contextes de pollution caractérisés » (Blum et al. 2002 ; Laperche et al. 2004) . Cette définition est sujette à interprétation et se distingue de celle du fond géochimique dans le sens où elle intègre la perturbation anthropique. Elle ne doit pas être confondue avec la notion de « bruit géochimique », définie comme l'ensemble des perturbations de toute nature (liées à la dynamique de l'échantillon, à des perturbations anthropiques ou à des perturbations liées aux facteurs géochimiques naturels) susceptibles de modifier la composition chimique d'un milieu (Laperche et al. 2004).

Outre les multiples termes utilisés pour faire référence au fond géochimique dans la littérature scientifique et technique, la définition même du fond géochimique (ou fond géochimique « naturel ») peut varier de manière subtile. Dans sa signification originale (en géochimie et géologie d'exploration), le fond géochimique est compris comme la concentration « normale » ou « attendue » d'un élément donné dans un matériau étudié tel que la roche, le sol, les plantes, et l'eau (Plumlee et al. 1997). (Matschullat et al. 2000) ont présenté une définition du fond géochimique utilisée en sciences de l'environnement comme une mesure relative permettant de distinguer les concentrations naturelles d'éléments et les concentrations influencées par les activités anthropiques. Dans le même ordre d'idée, Galuszka (2006) considère le fond géochimique comme la concentration naturelle attendue d'une substance dans un échantillon environnemental. Pour Porteous (2013), le fond géochimique correspond au niveau de fond de pollution, c'est-à-dire la concentration qu'il existerait sans la présence de la source locale de pollution. Une autre définition fait référence également à une source locale de pollution en considérant le fond géochimique comme « la concentration d'une substance dans un échantillon à une distance d'une source où il ne

peut plus être prouvé que la concentration de la substance provient de cette source ». Cette définition suppose une géochimie régionale homogène où la seule source de variation est due à la source anthropique étudiée. Cette perception biaisée du fond géochimique a été largement répandue (Reimann et al. 2005). Ces différents termes utilisés pour évoquer la notion de fond géochimique et les définitions qui s’y rapportent montrent à quel point cette notion reste sujette à interprétation. La figure 2 résume l’usage d’expression qui sera faite dans ce travail. Dans la suite, il sera retenu l’appellation « fond géochimique naturel » (Natural Geochemical Background en anglais) pour spécifier la gamme de valeurs correspondant aux concentrations naturelles pour une zone d’étude donnée, non influencée par des activités anthropiques. Une valeur « seuil », telle que définie par Matschullat et al. (2000) sera défini comme « la limite supérieure de la fluctuation du fond géochimique », permettant de matérialiser la limite entre le fond géochimique et une anomalie géochimique. L’expression « perturbation anthropique » sera utilisée pour évoquer une modification de l’état géochimique liée à des activités humaines.

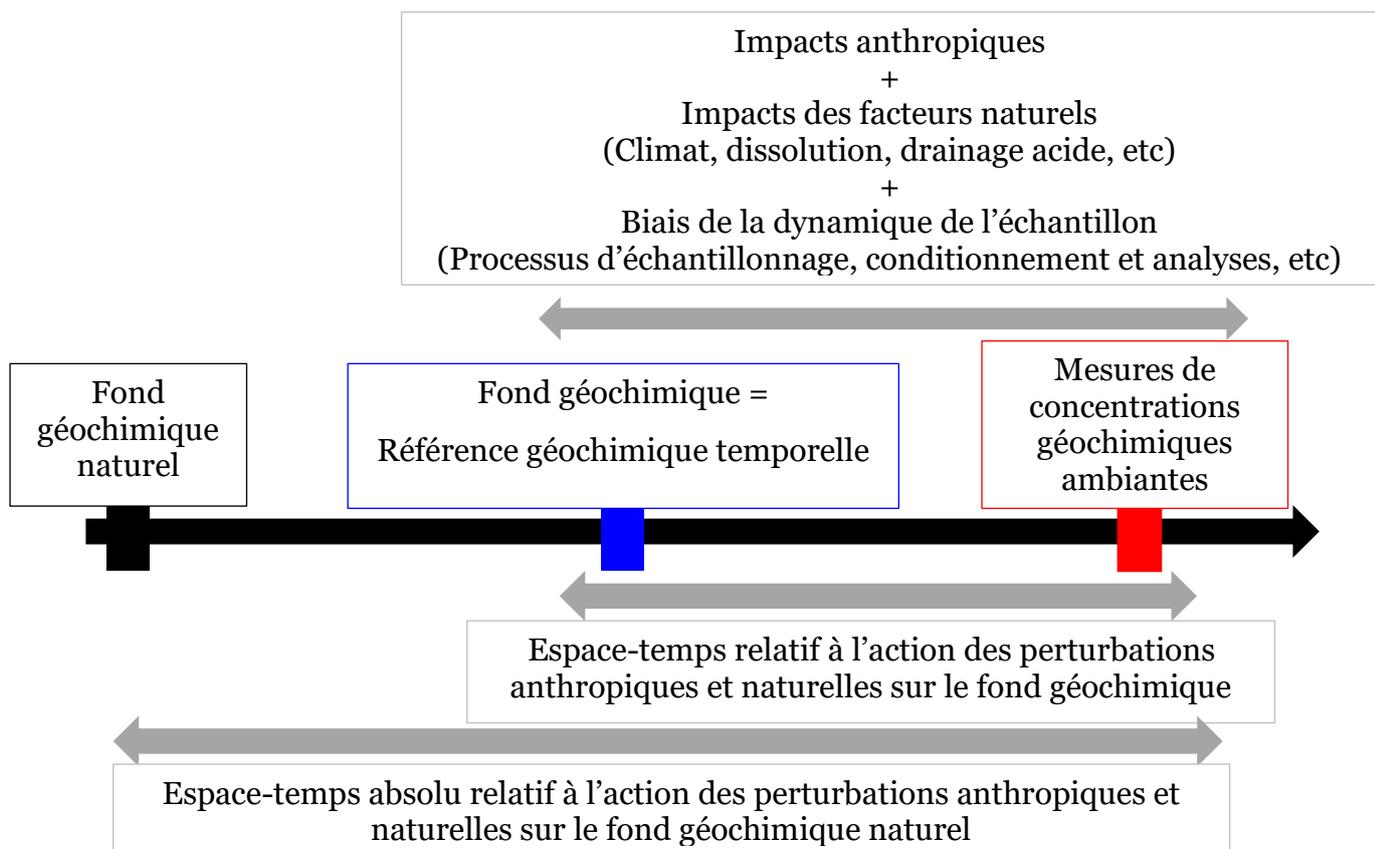


Figure 2: Schématisation de la notion de fond géochimique

1.1.1.2 Contamination et pollution

Le mot « contamination » vient du latin « contaminatio » qui signifie « souillure ». On parle de contamination lorsqu'un « corps étranger » « s'introduit » dans « un système ». Quant à la pollution, l'expression vient du latin « pollutio » qui veut dire « salissure » au figuré et au sens de « profanation » en latin chrétien. Le comité technique ISO/TC 190 dans le cadre des normes d'évaluation des impacts, s'est refusé à définir les deux mots « contamination » et « pollution » dans la norme ISO 11074-1[132], au motif que ces mots sont employés sans cohérence d'un pays à l'autre et à l'intérieur d'un même pays. Quelques auteurs ont proposé des définitions en se basant sur les étymologies respectives des mots. D'après Juste et al. (1986), l'expression contamination doit être employée pour les sols lorsqu'il y a des apports anthropiques importants mais sans effet apparent pour l'environnement. De même, pour les sédiments et l'eau, Chapman (2007) présente la contamination comme la présence d'une substance dans une zone où elle n'est pas attendue ou à des concentrations supérieures à celles attendues. La contamination serait donc par définition d'origine anthropique. On utilisera le terme d'« enrichissement naturel » pour signifier une concentration naturelle supérieure à celle attendue. Le terme d'enrichissement est utilisé pour les sols, la matière particulaire et les sédiments, à travers le concept de « facteur d'enrichissement ». Il s'agit d'un indice permettant de quantifier l'enrichissement d'un élément par rapport à une composition de fond (Martin et al. 1979 ; Hasan et al. 2013 ; Li et al. 2021). Par extension, le terme d'enrichissement a été utilisé pour les eaux souterraines (Ahmed et al. 2004; Wang et al. 2016). Juste et al. (1986) préconisent l'emploi du terme « pollution » lorsque des apports liés à des activités humaines ont des effets néfastes visibles sur l'environnement. De même, Chapman (2007) définit la pollution comme une contamination qui entraîne ou peut entraîner des effets biologiques négatifs sur les communautés autochtones. Cette définition a été reprise récemment par la Commission Lancet sur la pollution et la santé ; celle-ci définit la pollution comme « une substance indésirable, souvent dangereuse, introduite dans l'environnement de la Terre par suite de l'activité humaine, qui menace la santé humaine et endommage les écosystèmes » (Landrigan et al. 2018).

Dans la suite de ce travail, les définitions suivantes seront retenues :

Accumulation / enrichissement : augmentation de la concentration en une substance interne à un système donné (masse d'eau souterraine) par rapport au fond géochimique naturel.

Contamination : augmentation de la concentration en une substance dans un système donné (masse d'eau souterraine) du fait d'un apport anthropique.

Pollution : augmentation de la concentration en une substance indésirable présente dans l'environnement à des niveaux pouvant entraîner des effets délétères sur les écosystèmes et l'homme.

1.1.2 Facteurs de variabilité du fond géochimique naturel

1.1.2.1 Facteurs naturels

(i) Interaction eau-roche

La composition chimique naturelle des eaux souterraines dépend de la nature lithologique des aquifères et des terrains superficiels traversés par l'eau. Barbier et al. (2001) ont proposé des ordres de grandeur ainsi que des valeurs moyennes des concentrations en éléments majeurs retrouvés dans les eaux souterraines en fonction de la lithologie de l'aquifère (Tableaux 1 et 2).

	Carbonates		Sablo-gréseux		Evaporites	Socle	Volcanisme	Alluvions
	Libre	Captif	Libre	Captif				
Ca	++â+++	++	++â+++	++	++â+++	+â++	+	?
Mg	+â++	+++	+â++	+â++	++â++++	+	+	?
Na	+â++	+â+++	+â++	+â+++	++â++++	+â++	+â++	?
K	+	+	+â++	+â++	+â++++	+	+	?
HCO ₃	+++	+++	++â+++	++â+++	+â++	+â++	+â++	?
Cl	+	+â++	+	+â++	++â++++	+â++	+	?
SO ₄	+â++	+â++	+â++	+â++	++â++++	+	?	?
SiO ₂	+	+	+â++	+â++	+	+â++	+â++	?
NO ₃	+	+	+	+	+	+	+	?

(+ : quelques mg/L ; ++ : quelques dizaines de mg/L ; +++ quelques centaines de mg/L ; ++++ : quelques g/L et plus.)

Tableau 1: Ordres de grandeur des concentrations en éléments majeurs généralement mesurés dans les eaux souterraines en fonction de la lithologie de l'aquifère (Barbier et al.2001)

Lithologie générale	SiO ₂	Ca	Mg	Na	K	HCO ₃	Cl	SO ₄	Nb obs
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	
Calcaires	6,8	105,4	8,5	2,8	1,0	305,0	11,7	17,8	201
Craie	11,6	112,4	3,2	7,3	1,5	311,0	18,8	13,0	123
Gneiss	19,3	2,8	1,5	4,0	1,0	9,6	4,2	3,0	7
Granite	13,5	9,2	2,7	4,7	1,4	20,1	5,1	4,8	26
Grès	7,2	36,2	11,2	3,3	2,4	182,9	6,4	19,6	87
Micaschiste	12,8	2,4	1,0	2,8	1,0	7,9	3,0	0,8	7
Migmatite	16,7	5,3	1,5	4,5	1,6	19,9	3,6	2,7	4
Sable	21,1	59,6	10,4	25,8	1,3	175,1	27,7	314	227
Schiste	16,0	8,3	4,6	11,6	13	29,9	14,5	19,0	6

Tableau 2: Composition chimique moyenne des eaux souterraines pour les principales lithologies d'aquifères (Barbier et al.2001)

Certains aquifères côtiers présentent naturellement une salinité (ou minéralisation) importante. L'origine de la salinité est multiple : percolation d'eau à travers des éléments salés (dépôts évaporitiques, altération des sols ou des roches de surface, sels apportés par le transport éolien), intrusion d'eaux salées (eau de mer, eaux de surface saumâtres), concentration des sels dissous due à l'évaporation. Concernant les éléments traces, Barbier et al. (2001) ont indiqué les occurrences de quelques éléments toxiques et indésirables en fonction de la nature de l'aquifère (Tableau 3).

		Calcaire		Sablo-gréseux		Socle	Volcanisme	Alluvions
		Libre	Captif	Libre	Captif			
Toxiques	As	+	+	-	+	+++	-	+
	Cd	-	-	-	-	-	-	-
	Pb	-	-	-	-	-	-	-
	Sb	-	-	-	-	+	?	-
Indésirables	Al	+	-	?	-	+++	?	-
	Ba	+++	+++	+++	+++	+++	+	+
	Fe	-	+++	-	+++	+++	?	+++
	Zn	-	-	-	-	-	-	-

(+++ : pouvant dépasser 10% des cas, pour tout ou partie (aquifères étendus) des milieux considérés ; ++ : assez fréquentes ; + très occasionnelles ; - : absentes ou rarissimes)

Tableau 3: Synthèse des occurrences en quelques éléments toxiques et indésirables, susceptibles d'être rencontrés dans les eaux souterraines en fonction de la nature de l'aquifère. D'après Barbier et al. (2001)

La littérature (Tableau 4) documente par ailleurs les concentrations maximales mesurées dans les eaux souterraines.

	Élément	Concentration minéralogique (µg/L)	Contexte géologique	Référence
Toxiques	Antimoine	27	Sédimentaires(grès+ calcaires)	Barbier et Chery (1995)
	Arsenic	6263	Calcaires du Bathonien supérieur et du Callovien (Haut-Rhin)	BRGM (1997)R39799
	Cadmium	0.06	Karst (Hérault)	Petelet (1998)
	Plomb	<1	Schistes, gneiss, granites	Barbier et Chery (1995)
	Sélénium	55	Calcaires oxfordiens (Est du bassin Parisien)	Données 1999 de l'AERM
Indésirables	Baryum	1600	Grès du Trias(Ardèche)	Barbier et Chery (1995)
	Cuivre	24	Calcaires riches en Pb	Barbier et Chery (1995)
	Fer	12 840	Sables apuliens(bassin Parisien)	Bourg et al. (1987)
	Zinc	2160	Alluvions plioquaternaires (Alsace)	Grandarowski (1979)

Tableau 4: Concentrations maximales connues (en µg/L) en éléments toxiques et indésirables (d'origine naturelle uniquement) et contexte géologique associé

Le confinement des eaux souterraines peut entraîner une augmentation des concentrations en éléments traces métalliques. Lorsqu'une nappe devient captive, les conditions d'oxydoréduction du milieu sont modifiées. En effet, l'oxygène est consommé par les réactions d'oxydation (sulfures, matière organique). Après disparition de l'oxygène, d'autres accepteurs d'électrons sont utilisés, notamment les nitrates mais également certains oxydes métalliques. Ces derniers sont alors dissous et libèrent dans l'eau les métaux qu'ils contiennent, notamment le fer, le manganèse, ainsi que d'autres éléments traces associés à ces oxydes.

La drainance peut influencer les concentrations en éléments traces d'un aquifère. La drainance désigne un flux, généralement vertical, entre deux aquifères à travers une couche semi-perméable. L'occurrence de concentrations élevées en éléments traces dans une nappe dont la lithologie de l'encaissant ne leur est pas favorable indique qu'il y a eu drainance depuis un autre aquifère. Par exemple des anomalies de sélénium ont été identifiées dans les différentes unités hydrogéologiques du système d'aquifère d'Éocène dans les départements de l'Essonne et de la Seine-et-Marne. Dans l'Éocène

inférieur ou yprésien, ces anomalies sont liées à la nature lithologique de l'aquifère (dépôts fluviatiles à restes de plantes contenant de la ferrosélide FeSe_2) (Vernoux et al. 1998). Dans les niveaux supérieurs (Lutétien et Bartonien), le contexte géologique n'est pas favorable à la présence de sélénium dans les eaux. Pourtant il n'existe aucun apport anthropique. Il existe donc une drainance ascendante depuis l'Yprésien vers le Lutétien et le Bartonien.

Les roches riches en minéraux sulfurés sont sensibles aux variations du niveau des nappes (rabattement des nappes). En effet, l'alternance de conditions oxydantes et réductrices favorise l'altération des sulfures et la formation de drainage acide de roche. Il s'agit d'une mise en solution d'éléments métalliques et d'une acidification des eaux liée à l'oxydation des sulfures métalliques de la roche ainsi exposée à l'air libre. Le sulfure de fer FeS_2 , la pyrite en particulier, est le minéral le plus abondant générateur de drainage acide de roche. En plus du fer, la pyrite contient d'autres éléments métalliques en traces. Ceux-ci sont mis en solution lors de l'oxydation de la pyrite et induisent une augmentation des concentrations dans l'eau. En outre il existe des cas de roches carbonatées où la mise en solution des métaux ne s'accompagne pas d'une acidification de l'eau dont le pH se maintient autour de la neutralité.

1.1.2.1 Cas des éléments traces arsenic et antimoine

L'arsenic et l'antimoine étant deux éléments traces pertinents dans le contexte de notre site d'étude, les interactions eau-roches favorisant la mobilisation de ces éléments dans les eaux souterraines sont détaillées ici.

(i) Arsenic

Des concentrations élevées en arsenic ont été observées dans les eaux souterraines de plusieurs pays. Dans de nombreux cas, l'origine est naturelle, liée à un système géomorphologique de plaine alluviale. On peut citer les cas du Bangladesh (McArthur et al. 2001 ; Nickson et al. 1998 ; Nickson et al. 2000; Smith et al. 2000b), de l'Inde (Das et al. 1995 ; Chatterjee et al. 1995), du Vietnam (Fendorf et al 2010) et des États-Unis (Sorg et al. 2014a). On distingue deux états d'oxydation fréquents de l'arsenic

dans les eaux souterraines, le degré d'oxydation +5 (As(V)) et le degré d'oxydation + 3 (As(III)). La présence de l'une ou l'autre de ces espèces peut renseigner sur les processus à l'origine de la mobilisation de l'arsenic dans les eaux souterraines. Des gites miniers riches en sulfures associés à la pyrite ou aux hydroxydes de fer sont généralement des points focaux accompagnateurs de concentrations élevées en arsenic. Ces concentrés sont souvent repris par des remontées géothermales et permettent d'expliquer l'enrichissement en arsenic dans les eaux naturellement (Baiocchi et al. 2011 ; Preziosi et al 2010a ; Ducci et al. 2016a). De nombreux travaux ont permis d'établir que l'arsenic est souvent adsorbé sur les oxydes ou hydroxydes de Fe-Mn, ainsi que sur la matière organique (Nickson et al. 2000b ; McArthur et al. 2001b ; Molinari et al. 2013 ; Rowland et al. 2007 ; Molinari et al. 2015 ; Carraro et al. 2015 ; Baviskar et al. 2015). Si ces minéraux sont dissous dans un environnement réducteur acide, il va en découler des processus de désorption qui permettent la libération d'As dans le milieu aqueux, pouvant atteindre des valeurs très importantes, parfois supérieures aux valeurs seuil fixées pour les eaux de consommation (Smedley et al. 2002a ; McArthur et al. 2016). La matière organique pourrait également être une source d'As, en plus de son rôle de moteur redox (Rotiroti et al. 2014). La variation des paramètres physico-chimiques (potentiel d'oxydoréduction, pH) d'un aquifère (Smedley et al. 2002b; Sorg et al. 2014b) et la présence de certains éléments (par exemple, NO_3^- , NH_4^+ , HCO_3^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-}) (Biswas et al. 2014) sont des facteurs qui peuvent favoriser la libération de l'As dans les eaux souterraines.

L'arsenic est également présent dans les formations aquifères sous forme de minéraux sulfurés qui sont stables dans des conditions réductrices (Figure 3). Ces sulfures vont s'altérer et s'oxyder au contact avec l'oxygène pour libérer l'arsenic. Le processus d'altération peut être lent. Cependant la séquestration par sorption ou co-précipitation avec les oxyhydroxydes métalliques, en particulier de fer (Fe) et de manganèse (Mn) ou des affinités covalentes avec d'autres minéraux secondaires, peut freiner la mobilisation de l'arsenic (Boylea et al. 1998; Ayuso et al. 2008; Smedley et al. 2007)). En conditions réductrices, la dissolution de ces oxyhydroxydes est à l'origine de la mobilisation de l'arsenic dans les eaux souterraines (Lipfert et al. 2006; Zhang et al. 2017). De plus si le pH est supérieur à 7,5, alors les surfaces minérales des minéraux adsorbants sont chargées négativement et les oxyanions d'arsenic ont tendance à être désorbés (Bondu 2017). Dans les aquifères fracturés, comme les conditions sont généralement légèrement alcalines en rapport avec l'hydrolyse des silicates et la

dissolution des carbonates, la désorption alcaline pourrait favoriser la mobilisation de l'arsenic (Boyle et al. 1998; Ayotte et al. 2015; Peters et al. 2003). (La figure 3) résume les processus de mobilisation de l'arsenic dans les eaux souterraines.

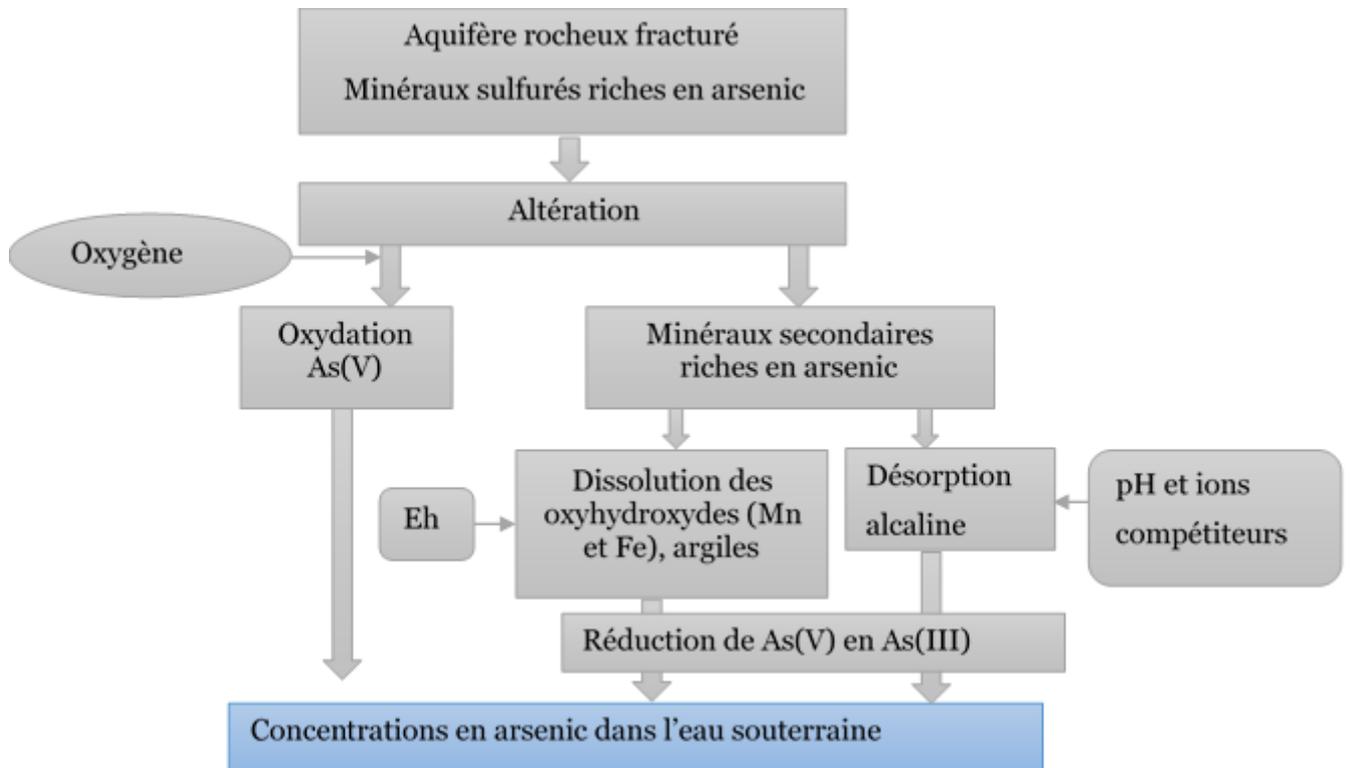


Figure 3: Mobilité de l'arsenic dans l'eau souterraine d'un aquifère rocheux fracturé

(ii) Antimoine

Comme l'arsenic, l'antimoine se présente sous deux états d'oxydation préférentiels +5 et +3. C'est principalement dans des sulfures complexes de Cu – Pb et de Sb – Hg qu'on retrouve des concentrés d'antimoine. L'antimoine forme un certain nombre de minéraux distincts (stibnite - Sb_2S_3 , kermésite - Sb_2S_2O , valentinite - Sb_2O_3 , cervantine - Sb_2O_4) qui se trouvent dans les gites de minerai mais ne se trouvent pas dans le substratum rocheux normal (contrairement à l'arsénopyrite $FeAsS$ et aux pyrites riches en As, qui sont répandues dans de nombreuses roches). Bien que rare, on peut retrouver l'antimoine en élément natif et des enrichissements dans les eaux souterraines de plusieurs pays ont été documentés (Sui et al. 2015). D'une manière générale, l'ordre de grandeur des concentrations en Sb dans les eaux souterraines est de quelques $\mu g / L$ (Niedzielski et al. 2001). L'analyse des eaux souterraines de 739 puits en Finlande a révélé des concentrations en Sb variant de 0,02 à 0,82 $\mu g / L$, avec

une valeur médiane de 0,03 µg / L (Lahermo et al. 2002). Une étude similaire en Éthiopie a permis d'observer des concentrations allant de 0,002 à 1,780 µg / L, avec une valeur médiane de 0,028 µg / L (Reimann et al. 2003). Cependant, des exceptions sont faites pour des contextes particuliers : des sources chaudes et des remontées d'eau géothermale peuvent présenter des concentrations en antimoine jusqu'à 500 µg / L (Filella et al. 2002).

1.1.3 Approches de calcul du fond géochimique et sa discrimination des apports anthropiques

Les méthodes de caractérisation du fond géochimique peuvent être regroupées en trois catégories. On distinguera les méthodes basées sur des approches directes, les méthodes basées sur des approches indirectes et les méthodes basées sur des approches combinées.

1.1.3.1 Méthodes basées sur des approches directes

Présentation des méthodes

Les méthodes basées sur des approches directes consistent d'une manière générale à la classification des échantillons selon les connaissances disponibles, qu'il s'agisse de connaissances sur l'occupation des sols (activités anthropiques actuelles ou passées sur la zone d'étude), la lithologie, l'hydrogéologie. Ces méthodes décomposent un site d'étude en deux domaines représentatifs ou non du fond géochimique naturel. Le fond géochimique naturel est alors représenté par les valeurs moyennes ou médianes. On peut distinguer plusieurs approches selon les auteurs.

- (i) **Une démarche basée sur le suivi de l'anthropisation d'un site :** cette démarche induit un aspect historique. Elle passe par l'étude d'échantillons prélevés à l'époque préindustrielle ou datés de cette époque, c'est-à-dire avant le milieu du 19e siècle (par exemple, sédiments datés, plantes d'archives provenant d'herbiers, carottes de glace, etc.)(Gałuszka

2007a). On recueille d'une part les données historiques de qualité de l'eau disponibles sur la zone d'étude et d'autre part les données relatives à la localisation d'activités anthropiques potentiellement émettrices de pollutions ponctuelles, ainsi que leur période d'activité. Les concentrations de fond géochimique sont celles issues d'analyses réalisées avant l'industrialisation. La différence de concentration entre les deux périodes constitue les perturbations anthropiques. Cette approche a été mise en œuvre pour fixer un niveau de référence de substances dans différentes études environnementales (Janssen et al. 1997; Onianwa et al. 1997).

- (ii) **Une démarche basée sur la présélection d'échantillons issus de domaines vierges** : les domaines vierges sont des espaces qui n'ont pas connu d'activité anthropique. Les concentrations en éléments traces mesurées dans les eaux de ces domaines vont donc être utilisées pour déterminer le fond géochimique naturel pour cette masse d'eau souterraine. Le fond géochimique naturel correspond alors à la valeur moyenne ou médiane des résultats de l'analyse des échantillons supposés comme non influencés par les activités anthropiques. De nombreux exemples d'applications de la méthode de présélection d'échantillons peuvent être trouvés dans la littérature (Griffioen et al. 2008; Marandi et al. 2008; Wendland et al. 2008; Coetsiers et al. 2009; European Commission 2009; Molinari et al. 2019).
- (iii) **Approche basée sur la description des faciès géochimiques théoriques de l'eau** (Blum et al. 2002; Gairoard et al. 2009): cette approche vise à prédire en l'absence de toute analyse chimique, les éléments susceptibles d'être présents dans les eaux souterraines, compte tenu de la lithologie. En effet, les éléments chimiques sont présents dans les roches dans des gammes de concentration différentes en fonction de leur nature (Hem 1985; Horn et al. 1966) et il existe un lien entre la lithologie et le faciès géochimique des eaux souterraines (Barbier et al 2001). Cette méthode permet donc d'établir l'ordre de grandeur des concentrations en éléments majeurs et en éléments traces en fonction du type de lithologie des aquifères (Tableau 3).

- (iv) **Approche basée sur la soustraction à travers les éléments susceptibles de modifier le fond géochimique** : cette approche passe par la reconnaissance des processus naturels susceptibles de modifier la composition chimique de l'aquifère. Il s'agit par exemple de la distance à la cote, le mode de confinement de l'aquifère, des processus d'oxydoréduction. Cette méthode a été testée par Blum et al. (2001) sur les aquifères basaltiques de Coirons (Ardèche).
- (v) **Approche basée sur la reconstitution du fond géochimique par correction de l'apport anthropique (méthode isotopique)** : très récemment Li et al. (2021) ont identifié des contaminations anthropiques dans les eaux souterraines du bassin de Pinggu, en Chine par l'application des isotopes stables de l'azote dans les nitrates NO_3^- ($\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$ et $\delta^{18}\text{O-NO}_3^-$). De façon similaire, Sun et al. (2021) ont proposé une procédure d'identification et de quantification des contributions de différentes masses d'eau aux eaux souterraines karstiques à l'aide d'un modèle de triple étiquetage isotopique soufre/oxygène/strontium ($\delta^{34}\text{S SO}_4$, $\delta^{18}\text{O SO}_4$ et $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$) et de bilan de masse.

Analyse critique

La démarche basée sur le suivi de l'anthropisation (i) présente un biais lié au fait que les émissions de métaux dans l'environnement par les activités humaines ont débuté avant l'ère industrielle et peuvent donc avoir influencé les teneurs en éléments traces dans les eaux souterraines dans des régions supposées « vierges » aujourd'hui. Ainsi, à la préhistoire, avec le début de la fusion primitive des métaux, le traitement thermique du minerai de métal ainsi que la fabrication et la combustion du charbon de bois libéraient des quantités substantielles de polluants dans l'environnement. Des niveaux élevés de plomb remontant aux périodes grecque et romaine antiques ont été trouvés dans des carottes de glace du Groenland (Hong et al. 1994), ainsi que du cuivre datant des époques romaine et médiévale (Hong et al. 1996). Par conséquent, la collecte d'échantillons préindustriels ne garantit pas qu'ils n'aient pas subi d'impact

anthropique. La méthode de présélection d'échantillon (ii) est souvent critiquée pour les critères de décision subjectifs permettant de sélectionner une zone non polluée (Gałuszka 2007b). L'approche basée sur la description des faciès géochimiques théoriques de l'eau (iii) est limitée à des contextes géologiques homogènes. Lorsque la géologie est hétérogène à petite échelle, il est très difficile d'associer à une masse d'eau une gamme de valeurs en éléments traces correspondant à un faciès type. Les méthodes isotopiques sont sujettes à des biais liés à l'influence de certains processus naturels sur les signatures isotopiques, ce qui peut conduire à l'inexactitude de l'évaluation. De façon générale, toutes ces méthodes directes peuvent être qualifiées d'empiriques. Elles dépendent des connaissances des experts et ne sont pas exemptes de biais (critères de décision subjectifs).

1.1.3.2 Méthodes basées sur des approches indirectes

Les méthodes basées sur des approches indirectes utilisent des outils d'interprétation et ne sont pas directement liées à une connaissance approfondie du système d'étude. Elles s'appuient sur les outils statistiques et graphiques pour proposer une lecture du comportement global des concentrations mesurées. Elles visent à séparer les anomalies géochimiques du fond géochimique naturel. Ces méthodes se basent sur l'hypothèse que toutes les valeurs d'un ensemble de données au-delà d'un seuil paramétrique sont omises de manière itérative jusqu'à ce que toutes les valeurs se situent dans cette plage, approchant une distribution normale. Il faut cependant souligner que les données ne répondent souvent pas aux exigences formelles des statistiques paramétriques, mais nécessitent des traitements non paramétriques.

On remarque cependant que plusieurs de ces méthodes ont été appliquées dans le cas de sols et de sédiments, mais peu d'études présentent une application aux eaux souterraines.

Présentation des méthodes

- (i) **Régressions des moindres carrés partiels** : cette méthode effectue une décomposition simultanée et interdépendante de l'analyse en composantes principales dans les matrices X (composition minéralogique des roches) et Y (composition en éléments minéraux des eaux souterraines échantillonnées et mesurées), de telle sorte que les informations de la matrice Y soient utilisées directement comme guide pour une décomposition optimale de la matrice X. La formule de régression des moindres carrés va donc apprendre le comportement de la variable Y en fonction de la variable X pour offrir une capacité de prédiction optimale au sens statistique strict. En itérant l'apprentissage de Y, le modèle finit par fournir des informations sur la perturbation anthropique observée sur les échantillons mesurés. De cette façon, il est possible à partir d'un seul relevé géochimique de dériver à la fois des données géochimiques de fond conventionnelles et des données anthropiques, qui peuvent toutes deux être facilement affichées sous forme de cartes. Selinus et al. (1995) ont utilisé cette approche pour la cartographie géochimique et environnementale en Suède.

- (ii) **La méthode fractale** : cette méthode est dérivée de la loi de densité radiale de Mandelbrot en remplaçant la densité par la concentration, qui à son tour suit la loi de puissance des fractales. Elle a été développée et testée sur trois ensembles de données de la province du Zhejiang en Chine par Li et al (2003). La variabilité de la concentration en éléments en fonction de la distance par rapport aux points d'échantillonnage révèle deux modèles de distribution fractale différents agissant dans deux gammes d'échelles. Par conséquent, ce modèle peut être utilisé pour séparer efficacement les zones d'anomalies géochimiques de l'arrière-plan.

- (iii) **La méthode des diagrammes de probabilités ou diagrammes quantile-quantile** : cette méthode est fondée sur l'hypothèse que des phénomènes divers génèrent des populations statistiquement distinctes qui se chevauchent partiellement, la population associée aux valeurs du fond géochimique naturel et celle associée à des anomalies géochimiques. Les tests d'ajustement de distribution de Kolmogorov-Smirnov ou Shapiro et

Wilkest peuvent être appliqués pour vérifier la normalité de la population principale et en déduire la limite supérieure des valeurs de fond géochimique. Ces plages résultantes permettent d'en déduire le fond géochimique. Panno et al. (2006) ont utilisé cette méthode pour mettre en évidence les apports en nitrates dans les eaux souterraines pour un jeu de plus de 400 données.

- (iv) **Les méthodes d'élimination des données aberrantes :** La méthode la plus répandue est celle dite des $\pm 2\sigma$ (Matschullat et al. 2000). Elle considère en hypothèse que 95% des échantillons se situent dans la gamme de valeurs du fond géochimique. Le calcul de cette gamme de valeurs suppose donc que la distribution de la population suive une loi normale dite gaussienne (Figure 4) et applique la formule : moyenne $m \pm 2(\sigma)$ écarts types. Lorsque l'écart type est relativement important et ne reflète pas la réalité de la distribution globale de la population, l'écart absolu médian MAD (moyenne des valeurs absolues des écarts entre chaque valeur et la médiane) est utilisé à la place (Habibnia et al. 2019; Teng et al. 2010; Tukey 1977). Toute valeur en dehors de cette plage est considérée comme valeur aberrante.

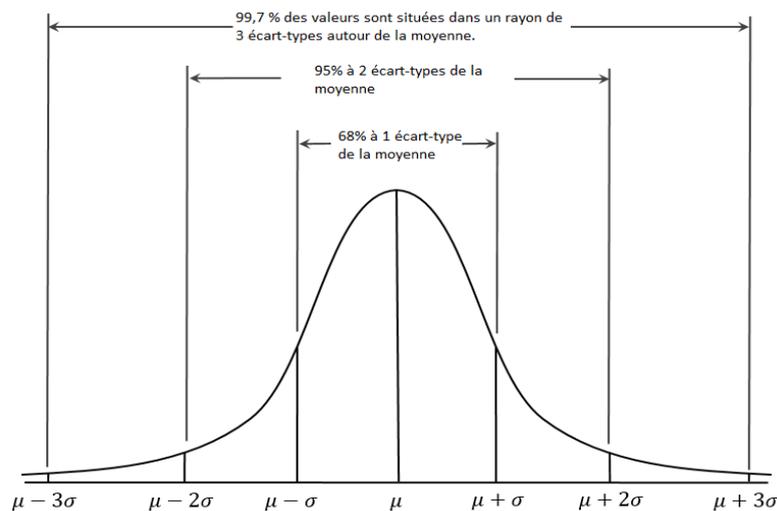


Figure 4: Illustration de la détermination des valeurs aberrantes par la courbe de Gauss

- (v) **La rupture de pente.** Lepeltier (1969) a suggéré une méthode graphique. Cette méthode fait l'hypothèse que les concentrations mesurées présentent une distribution log-normale (Figure 5). En représentant graphiquement les fréquences cumulées relatives sur une échelle logarithmique, une déviation

de la distribution log-normale peut facilement être vue comme une rupture de pente. Le fond géochimique est alors donné comme la moyenne de la fonction de distribution non perturbée.

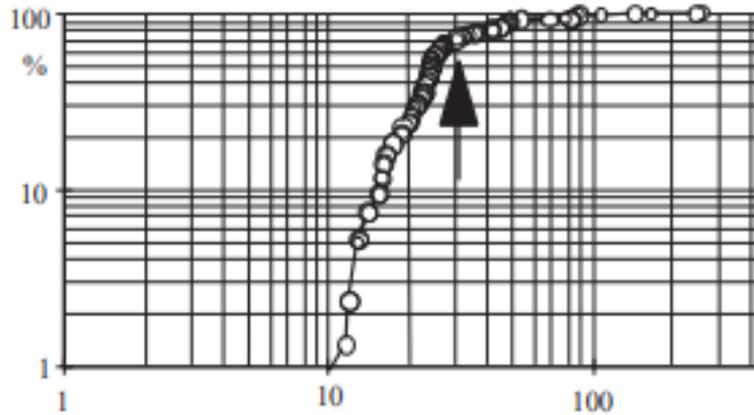


Figure 5: Illustration de la rupture de pente de la méthode de Lepeltier

Analyse critique

Les méthodes basées sur des approches indirectes ont été critiquées car elles ne prennent pas en compte les processus naturels ou facteurs naturels (contexte géologique, variation du niveau piézométrique, drainance, confinement, etc.) susceptibles d'influencer la composition chimique du milieu (Gałuszka 2007b). À cela s'ajoute la non-prise en compte des incertitudes liées à l'échantillonnage et l'analyse (Gałuszka 2007). Le point vulnérable de la méthode de régressions des moindres carrés partiels est l'apprentissage statistique du modèle sans prise en compte de l'hétérogénéité de la géologie, du contexte tectonique qui peut créer de brusques variations lithologiques (filon, faille, décrochement), ce qui entraîne une incertitude importante. Les méthodes d'élimination des données aberrantes conduisent à s'interroger sur plusieurs points : le choix du pourcentage de valeurs aberrantes est arbitraire ; pourquoi devrait-il y avoir 2,5 % de valeurs aberrantes et non 5 % ou 10 %, ou pas de valeurs aberrantes du tout ? Ces valeurs extrêmes définies par une règle statistique sont-elles vraiment les « valeurs aberrantes » recherchées ? D'autre part, les valeurs basses ou valeurs aberrantes inférieures ne sont pas considérées comme aussi importantes que les valeurs élevées. Or, les valeurs faibles peuvent être importantes. Elles peuvent indiquer des zones d'altération (épuisement de certains éléments). Par ailleurs, la considération de la tendance centrale moyenne peut être fortement biaisée lorsqu'on observe des valeurs aberrantes évidentes. Pour éviter ce problème, les valeurs extrêmes, c'est-à-dire les valeurs aberrantes « évidentes », sont

souvent supprimées des données avant le calcul, ce qui introduit de la subjectivité. Dans un tel cas, la formule des $m \pm 2\sigma$ ne peut pas fournir une compréhension qualitative pertinente des perturbations anthropiques.

1.1.3.3 Méthodes basées sur des approches combinées

Les méthodes intégrées combinent les méthodes de présélection d'échantillons aux méthodes indirectes. Elles comprennent également des approches géostatistiques et des approches d'intégration de plusieurs méthodes connexes.

- (i) **Combinaison des méthodes de présélection avec les méthodes statistiques:** Différents auteurs (Griffioen et al. 2008; Linhua 2018; Parrone et al. 2019; Amiri et al. 2021) ont utilisé ce couplage d'approches pour déterminer le fond géochimique. (Parrone et al. 2019) ont proposé récemment une démarche incluant la présélection d'échantillons et des analyses statistiques pour quantifier le fond géochimique naturel dans les eaux souterraines d'Italie Centrale. La présélection visait à trier les échantillons d'eaux souterraines pour ne retenir que les échantillons dits « appropriés pour l'évaluation ». Ensuite, la distribution statistique de chaque composé a été analysée et les valeurs aberrantes ont été identifiées. Les tests de normalité ont permis de sélectionner la valeur la plus appropriée pour déterminer la plage de concentrations du fond géochimique. Sur la base de cette méthode, ces auteurs ont proposé un outil en ligne (eNaBLE) pour évaluer les niveaux de fond géochimique naturel pour les composés inorganiques dans les masses d'eau souterraine.
- (ii) **Combinaison des méthodes de présélection et des méthodes probabilistes :** Preziosi et al. (2014) ont comparé les niveaux de fond géochimique naturel pour As, Mn et Fe dans un aquifère volcano-sédimentaire en Italie centrale, en utilisant des graphiques de probabilité et des méthodes de présélection. L'auteur compare d'abord les deux méthodes : les méthodes de présélection apparaissent plus robustes que les diagrammes de probabilité lorsque l'hydrogéologie est dûment prise en

compte. Il combine ensuite les deux méthodes. Les points critiques incluent le choix de la distribution des données statistiques, la taille minimale de la population et la distance des points d'échantillonnage aux sites anthropisés. Les résultats montrent que les deux méthodes ont un certain degré de subjectivité, mais l'intégration des deux méthodes renforce la validité de l'évaluation.

- (iii) **Combinaison des méthodes géostatistiques avec d'autres méthodes** : La géostatistique permet de reconstruire la répartition spatiale des concentrations en éléments traces en tenant compte des relations entre la géochimie des masses d'eau souterraine et l'hydrogéologie. Elle est particulièrement utile dans les régions à forte hétérogénéité hydrogéochimique, où elle permet de définir un fond géochimique naturel local. Elle utilise des outils de spatialisation telles que le krigeage, la pondération inverse, et les voisins naturels (Molinari et al. 2019 ; Dalla Libera et al. 2017 ; Gaus et al. 2003). La géostatistique a été utilisée par Dalla Libera et al. (2017) pour améliorer la détermination du fond géochimique naturel sur le bassin versant de la lagune de Venise, affecté par une contamination en arsenic d'origine naturelle. Une approche de co-krigeage a été utilisée pour exploiter les relations entre les concentrations en arsenic et celles d'autres paramètres physico-chimiques. Le calcul du 90^{ème} percentile pour chaque zone a permis la définition de valeurs locales du fond géochimique, distinctes de la valeur régionale (Ducci et al. 2016; Preziosi et al. 2010; Molinari et al. 2019). Ainsi, l'intégration de la géostatistique dans la méthodologie de détermination du fond géochimique apporte une amélioration. Toutefois, elle présente un inconvénient majeur, celui de l'interpolation continue pour une échelle de site variable : (i) l'hétérogénéité de la géologie ne permet pas de valider une interpolation cartographique de manière continue comme cela a été fait dans une étude de (Dalla Libera et al. 2017) ; (ii) la variabilité de l'échelle spatiale augmente le biais d'interpolation et d'estimation du fond géochimique partant d'une échelle régionale à une échelle locale.

Analyse critique

Aucune approche jusqu'à nos jours ne permet de déterminer le fond géochimique naturel avec une certitude absolue (Galuszka 2007). De plus, le fond géochimique naturel doit être vu comme une gamme de concentrations plutôt que comme une valeur unique du fait de la variabilité naturelle. Le développement de différentes méthodes cherche à réduire au maximum les erreurs et incertitudes. Il s'agit également de tendre vers l'établissement d'une méthodologie générique laissant peu de place à une appréciation subjective. La présente thèse s'inscrit dans cette démarche d'amélioration de la méthodologie de détermination du fond géochimique naturel et de la contribution anthropique.

1.2 Connaissances sur le bassin versant des gardons

1.2.1 Territoire géographique

1.2.1.1 Géographie physique

(i) Localisation

Le site d'étude est situé dans le sud de la France, dans la région Occitanie. Il est partagé entre les départements du Gard au Sud-Est et de la Lozère au Nord-Ouest. Il se compose de 120 communes et s'étend sur 2200 km² (Tableau 5 ; Figure 6).

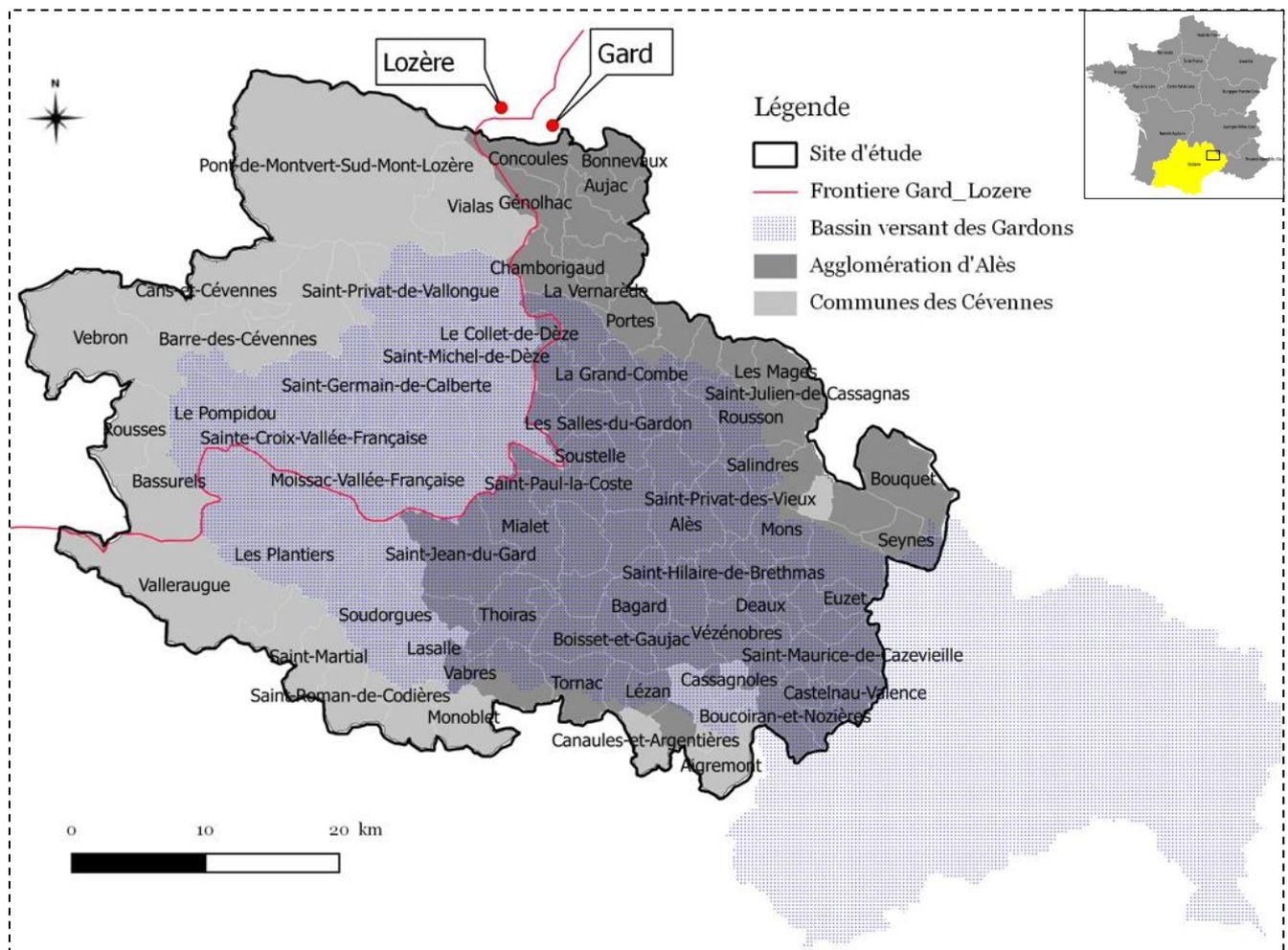


Figure 6: Carte de localisation du site d'étude (Source : (Plateforme ouverte des données publiques Françaises 2021))

Bassin versant des Gardons	Communes d'Alès Agglomération	Communes des Cévennes
Recoupe 172 communes, dont 151 dans le Gard et 21 en Lozère	73 communes	47 communes
2030 km ²	980 km ²	1235 km ²
Entre les longitudes Est 3,82 et 4,28 Entre les latitudes Nord 43,95 et 44,40	Entre les longitudes Est 3,82 et 4,28 Entre les latitudes Nord 43,95 et 44,40	Entre les longitudes Est 3,47 et 4,15 Entre les latitudes Nord 43,94 et 44,40
Le système de coordonnées de référence est le Lambert 93 en format degré décimal.		
Repose sur les départements du Gard et de la Lozère	Département du Gard	Départements du Gard et de la Lozère
Bassin versant	Union des communes concernées	

Tableau 5: Fiche d'information géographique du site d'étude ((Plateforme ouverte des données publiques Françaises 2021)

(ii) Contexte climatique

Le contexte climatique du site d'étude correspond à celui de la partie amont du bassin versant des Gardons. Ce dernier fait partie du domaine climatique méditerranéen qui s'affirme par une décroissance de la pluviométrie avec l'altitude et qui s'échelonne de 1200 mm/an à 800 mm/an (Smage des Gardons 2011a). Ce contexte climatique global n'exclut bien entendu pas certaines irrégularités thermiques et pluviométriques : des pluies orageuses brutales et intenses peuvent éclater en été, et l'hiver peut être doux ou connaître des gelées tardives. Par ailleurs les étiajes se prolongent fréquemment en septembre voire jusqu'en novembre. Certaines périodes hivernales peuvent par ailleurs être particulièrement sèches (hiver 2011/2012). À ces variations extrêmes entre saisons arrosées et saisons sèches s'ajoute la brutalité des changements. En termes de saison (Figure 7) on observe généralement un été chaud et sec, un hiver doux et humide ; une pluviométrie très irrégulière, caractérisée par des épisodes violents à la fin de l'été et à l'automne, qui peut atteindre des centaines de millimètres d'eau en 24h (les épisodes cévenols) et une pluviométrie plutôt abondante au printemps (Nicault, et al. 2020). En rapport avec cette étude, il faut noter que les épisodes cévenols (brusques pluies orageuses) favorisent des crues éclair qui contribuent à la recharge rapide des nappes.

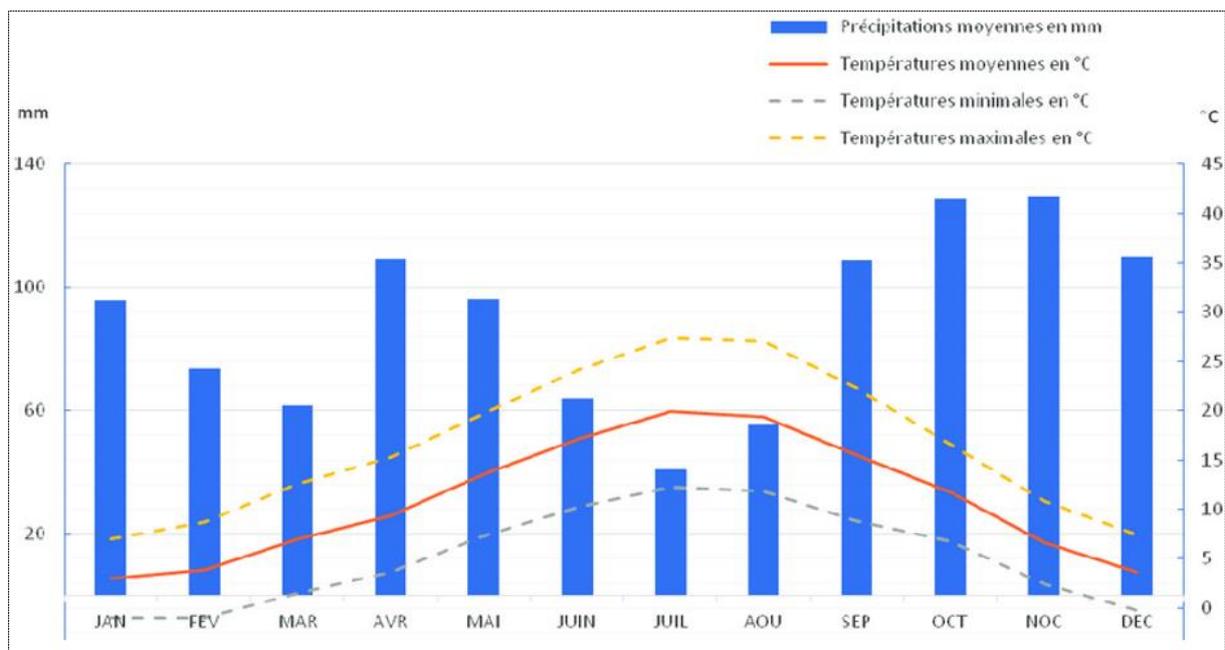


Figure 7: Températures et pluviométrie moyennes assimilées au site d'étude entre 1981-2010 (source des données : Météo-France ; (Nicault et al. 2020))

(ii) Contexte géomorphologique

Relief

Les limites géographiques de la zone d'étude s'étendent de façon préférentielle suivant une orientation Nord-Ouest/sud-est en traversant deux grands ensembles géomorphologiques (Figure 8). Globalement, on observe des basses montagnes, des plateaux, des collines et des plaines alluviales qui se juxtaposent par de brusques dénivellations.

- **Les Cévennes** : Elles constituent la partie supérieure, au nord-ouest en amont des villes d'Alès et d'Anduze, et s'étendent sur plus de trois quarts de la zone d'étude. Les altitudes varient entre 500 mètres et 1700 mètres, sur une extension longitudinale de 50 kilomètres environ et une extension latérale de 30 kilomètres environ. Les pentes sont localement très abruptes et peuvent varier très rapidement. Elles sont comprises entre 5 % à 25% selon les unités géomorphologiques locales. On observe de ce fait de profondes vallées, qui découpent le relief en crêtes aiguës.

- **Le piémont cévenol** : Ses altitudes sont comprises entre 50 mètres et 300 mètres avec une variation plus ou moins douce. L'ensemble s'apparente donc à une région de plaine ne comportant que quelques faibles reliefs.

En rapport avec cette étude, il faut noter que, puisque les pentes sont abruptes sur les $\frac{3}{4}$ du site d'étude, les temps de contact entre l'eau et les surfaces des sous-bassins versants sont relativement faibles. Le ruissellement est de ce fait intense et l'érosion physique relativement importante.

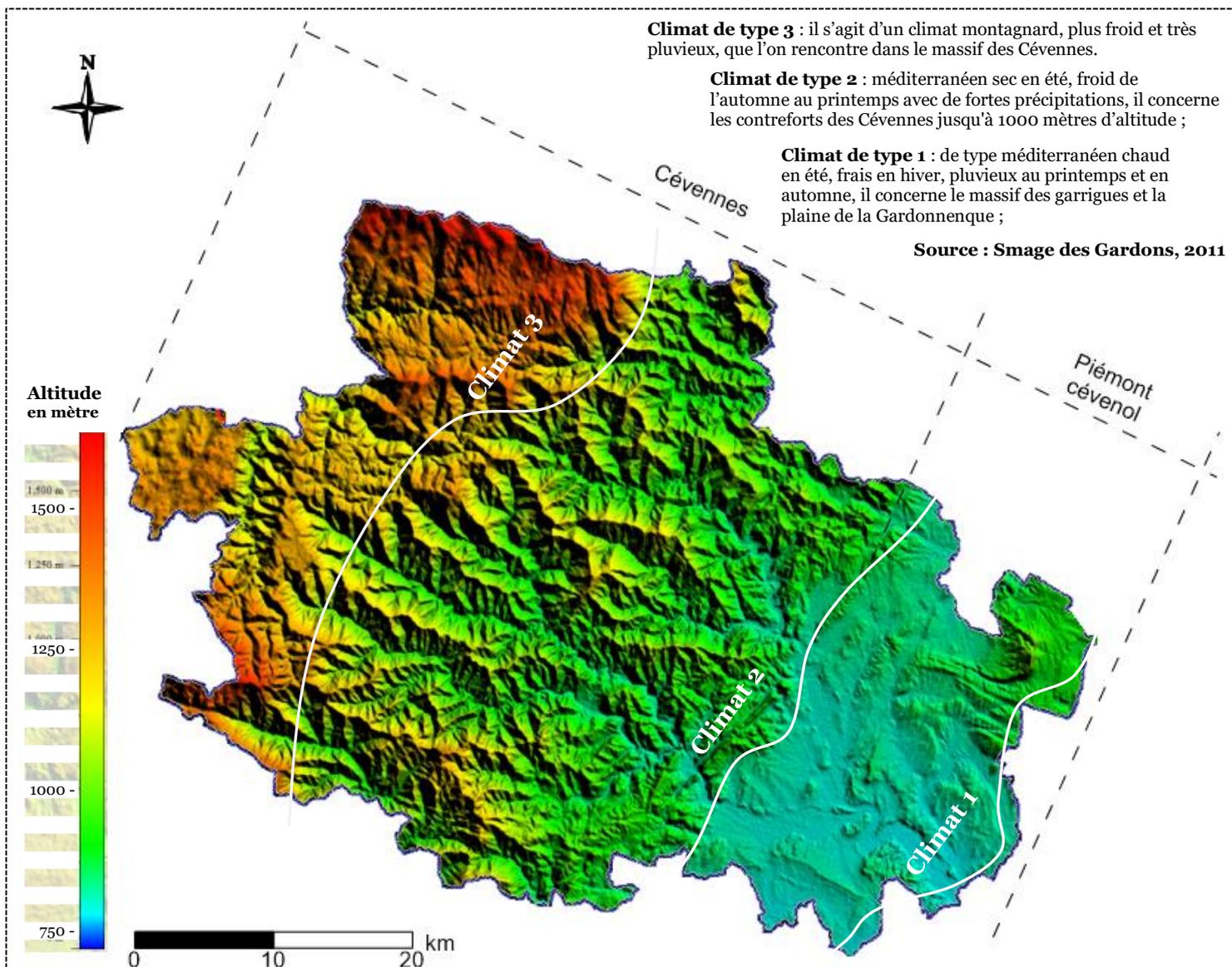


Figure 8: Géomorphologie générale du site d'étude (source SRTM, global mapper 2021)

Contextes hydrologique et hydrographique

- **Le contexte hydrographique :** le bassin versant des Gardons s'étend sur une longueur de 94 km et une surface de 1030 km². Le Gardon et ses affluents prennent leur source dans différentes vallées cévenoles à une altitude de l'ordre de 1400 mètres. Le Gardon conflue avec le Rhône à une altitude proche de 11 m (Smage des Gardons 2011a). Les différents affluents du Gardon sont dénommés « Gardon » suivi du nom du village ou de la ville qu'ils traversent. On retrouve ainsi 5 branches parallèles, axées Nord-Ouest – Sud-Est : Gardon d'Alès, de Saint Germain, de Saint-Martin, de Sainte-Croix et de Saint Jean. Le Gardon de Saint Martin rejoint le Gardon de Saint Germain qui conflue avec le Gardon de Sainte Croix pour former le Gardon de Mialet. Le Gardon de Saint Jean et le Gardon de Mialet forment le Gardon d'Anduze. La confluence des Gardons d'Anduze et d'Alès, en aval du bassin versant, forme le Gardon ou Gard. Le Gardon comporte ainsi deux artères majeures, le Gardon d'Alès, de 445 km² de bassin versant, et le Gardon d'Anduze, de 631 km².
- **Le contexte hydrologique :** Les variations importantes de débit au cours des saisons, avec notamment des étiages sévères et des crues soudaines et de très forte intensité, permettent de classer le Gardon comme un cours d'eau de type méditerranéen. Ces variations peuvent parfois être brusques, comme ce fut le cas par exemple le 6 septembre 2005, où le bassin est passé dans la même journée d'une cellule de sécheresse à une alerte crue de niveau rouge (« Vigicrues » 2021). Les crues cévenoles, appelées parfois dans cette région « Gardonnades », constituent un phénomène caractéristique de l'hydrologie des Gardons. Les étiages sont fréquemment très prononcés avec des illustrations fortes dans les dernières années (2003, 2005 à 2007, 2012, 2017). Les étiages se produisent en général entre juillet et août, avec des débits d'étiage qui atteignent leur minima fréquemment en septembre.

1.2.1.2 Géographie socio-économique

(i) Population : les cévenols

Plus de 60% du territoire du site d'étude fait partie du parc National des Cévennes, dans un contexte rural faiblement peuplé. On estime la population concernée à environ 150 000 habitants avec une variabilité de densité allant de 30 habitants par km² au nord-ouest à 130 habitants par km² au Sud-Est. Selon l'Institut National de la Statistique et des Études économiques, depuis quelques années, le Parc bénéficie d'un regain démographique, soit une progression de 0,7 % par an (Insee, 2021).

(ii) Activités économiques

- L'agriculture et l'élevage : la forêt occupe la plus grande surface où elle couvre les pentes des Cévennes. Sur celles-ci sont toutefois cultivés, fruits, vignes, maraîchages etc. Le territoire est caractérisé par la diversité des productions issues des filières d'élevage. La filière bovine est celle qui génère le plus gros chiffre d'affaires. Les filières ovine et caprine suivent de peu.
- L'industrie : d'après la carte d'occupation des sols, les activités industrielles sont surtout concentrées dans les régions d'Alès - La Grand Combe. Historiquement, cette zone a hérité des traditions minières et métallurgiques, de l'industrie du textile et du cuir. Elle s'est renouvelée avec l'évolution industrielle et accueille aujourd'hui des industries nouvelles telles que l'agroalimentaire, des industries dérivées pour l'habitat et la construction, des pépinières et des incubateurs d'entreprises etc. Voir en annexe 2 inventaire historique régional des anciens sites industriels et activités de service – Département du Gard ((BRGM 1999).
- Le tourisme et les loisirs : le tourisme s'est développé autour de la gastronomie et des activités sportives de moyenne montagne. Le climat méditerranéen est un atout important vis-à-vis de la demande touristique. La baignade se pratique beaucoup dans les vallées cévenoles sur les Gardons d'Anduze, de Mialet de de Saint-Jean.

(iii) Occupation des sols

On observe sur la carte d'occupation des sols (Figure 9) deux distributions. Au nord-ouest en amont sur $\frac{3}{4}$ de la superficie du site d'étude, on note un couvert forestier important, principalement caractérisé par les prairies naturelles, les forêts de conifères et les forêts mixtes. En aval sur le $\frac{1}{4}$ restant, on note la distribution du tissu urbain le plus important, marquée par la présence des principales unités industrielles, ainsi que des terres agricoles et des vignobles. L'occupation des sols met en évidence des enjeux écologiques, socio-environnementaux et sanitaires. La densité de population la plus importante (Alès) correspond à la zone réceptacle du drainage du bassin versant. Dans la forêt, on retrouve le parc National de Cévennes.

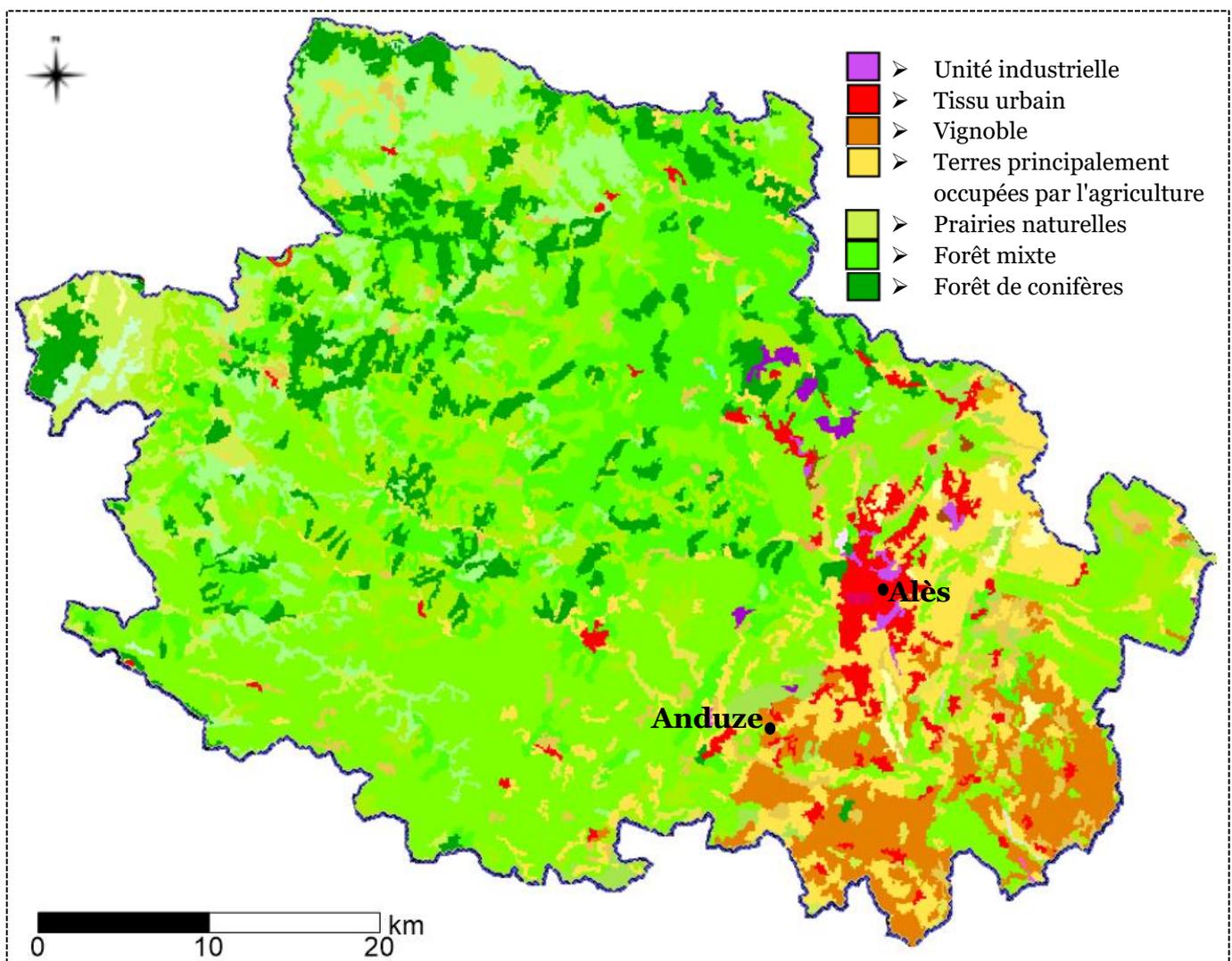


Figure 9: Occupation des sols (Source : CORINE Land cover 2006, global mapper 2021)

1.2.2 Contexte géologique et hydrogéologique

1.2.2.1 Contexte géologique

(i) Résumé de l'histoire géologique

L'activité géologique de la zone d'étude au cours de l'histoire peut être décrite par des séquences chronologiques relatives (Figure 10).

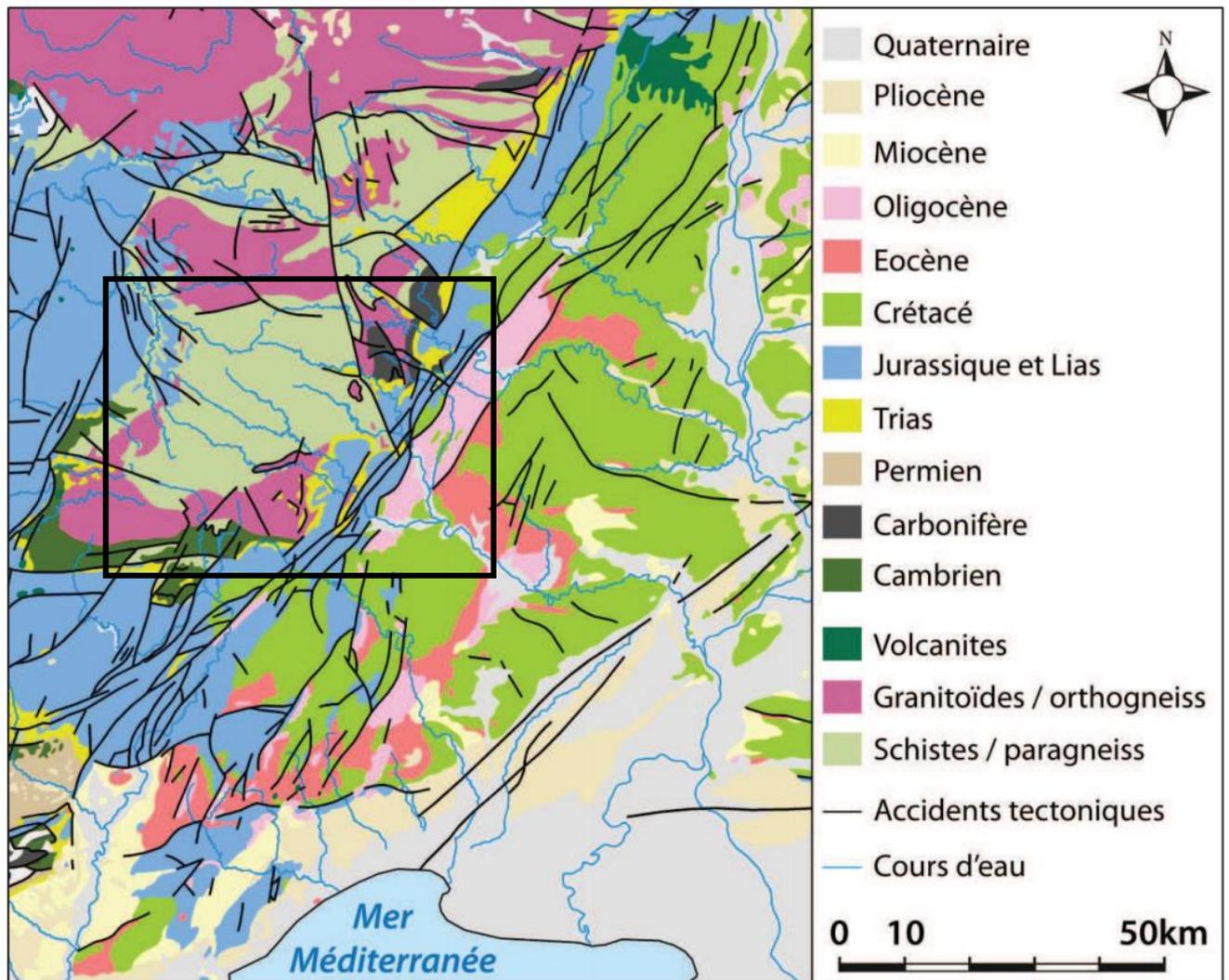


Figure 10: Géologie régionale simplifiée de la zone d'étude. Source : Carte géologique de la France 1/1 000 000; cours d'eau d'après IGN BD Carthage(BRGM 2018b).

L'orogénèse hercynienne dans la région est marquée par la présence des terrains métamorphiques (micaschistes et para gneiss) dans la partie cévenole qui datent d'environ 340 millions d'années (Faure et al. 1999). La corrélation est ainsi faite par

l'intrusion tardive des formations magmatiques spécifiquement granitiques des massifs du Mont Aigoual ou du Mont Lozère. Un décrochement régional tardif hercynien viendra alors marquer la fin de cette orogénèse entre Alès et l'est du Massif du Mont-Lozère (faille de Villefort-Soustelle) puis par les dépôts continentaux du Permien (notamment à l'est de la Montagne-Noire) dont la rareté témoigne d'une phase essentiellement érosive. Le système va favoriser l'immersion partielle dans un premier temps au Trias, ensuite totale à partir du Lias. Une suite de dépôts marins s'enchaîne jusqu'au Crétacé et se clôture par l'orogénèse pyrénéenne. Ainsi on observera alors la faille dite « faille des Cévennes » parallèle à la direction N30°E qui s'accompagne de plusieurs décrochements senestres normaux. Cette série de déformations compressives va atteindre son pic à l'Éocène marqué par des champs de plis (au Crétacé) et des champs de décrochements senestres. Certains décrochements vont rejouer et évoluer vers des failles normales à la phase post-orogénique, ce qui va favoriser l'ouverture des bassins qui se rempliront des dépôts oligocènes.

(ii) Grands ensembles géologiques

La synthèse géologique à l'échelle de la zone d'étude peut être subdivisée en deux grands ensembles (Figure 11) : la géologie de la zone cévenole correspondant à la géomorphologie du Nord-Ouest en amont composée des Cévennes granitiques, des Cévennes métamorphiques, des Causses et du bassin houiller, et la géologie de la zone Nord-Ouest des garrigues correspondant à la partie aval.

- Géologie de la zone cévenole

Les Cévennes schisteuses : composées principalement de formations schisteuses, elles sont la plupart du temps issues du métamorphisme d'anciennes roches sédimentaires (grès argileux). Elles ont une morphologie de grandes crêtes allongées, séparées par des vallées étroites et profondes. Elles sont recoupées par des filons de quartz blanc laiteux, parfois minéralisés, et par quelques filons de roches ignées. Ce métamorphisme précède le dépôt des houillères et pourrait avoir eu lieu lors de la phase de plissement hercynien vers 350 à 320 MA (Rolley 2007). Au sud, dans la région du Vigan, les Cévennes semblent se terminer par une zone peu ou pas métamorphisée

ressemblant à certaines plaines de la Montagne Noire et serait cambrienne, voire cambrienne inférieure (Géorgien - 540 à - 570 MA) (Rolley 2007).

Les Cévennes granitiques : des intrusions granitiques massives font surface grâce à l'érosion des terrains superficiels. C'est le cas au Nord du Mont Lozère et au Sud avec le grand massif de l'Aigoual, du St Guiral et du Liron qui se termine dans la région d'Alès par le petit massif du Montcalm. Ces granites sont de type porphyroïde. Rolley (2007) propose une datation de leur mise en place probable à la fin de la phase hercynienne au cours du Carbonifère vers - 330 MA.

Les bassins houillers : le bassin Houiller des Cévennes a la forme d'un triangle au nord d'Alès d'environ 200 km² autour du massif gneissique du Rouvergue, à la jonction de deux failles, la faille de Villefort (Nord 155° Est) et celle des Cévennes (N 30° Est). Il comprend trois bassins principaux : à l'Ouest celui de la Grand-Combe (8 km x 4 km ; charbons maigres et anthraciteux), à l'Est celui de Bessèges (15 km x 5 km ; charbons gras) et au sud celui de Rochebelle (charbons gras). Les terrains houillers sont essentiellement composés de sédiments détritiques (conglomérats, grés, argiles) qui renferment plusieurs couches de houille de 0,15 à 6 m d'épaisseur avec une puissance moyenne autour de 3 m. La puissance totale de la série ne semble pas dépasser 2500 mètres, avec un étalement chronologique d'une dizaine de millions d'années, allant du Westphalien supérieur (- 05 Ma) à la fin du Stéphaniens (- 295 Ma.) (Rolley, 2007).

Les Causses : il s'agit d'une série sédimentaire largement karstifiée subhorizontale formant les plateaux calcaires qui recouvrent les formations cristallines (schistes, granites) du socle cévenol, à la limite des départements du Gard et de la Lozère.

La bordure sous Cévenole : entre les Cévennes et les Garrigues du Gard, on observe la bordure sous Cévenole. Elle se compose principalement des terrains secondaires (Trias, Jurassique et Crétacé inférieur). Cette bordure se développe plus largement vers le Sud-Ouest (Ganges) et le Nord-Est (St Sauveur de Cruzières) avec l'apparition de bassins synclinaux du crétacé inférieur et de larges affleurements de calcaires jurassiques plus ou moins fortement karstifiés (plateau de la Cocalière) (Rolley 2007). L'un des marqueurs remarquables de cette zone est la faille des Cévennes au sein de laquelle sont venus se former plusieurs types des minéralisations (plomb, zinc, pyrite, barytine, fluorine, ...), lui donnant une importance économique prouvée.

- **Géologie de la zone Nord-Ouest des garrigues**

La zone Nord-Ouest des garrigues se localise à partir de la faille des Cévennes et s'étend jusqu'à environ 25 km vers le Sud-Est. Elle est composée de calcaires blancs à rudistes et orbitolines alternant avec des bassins marneux ou alluviaux.

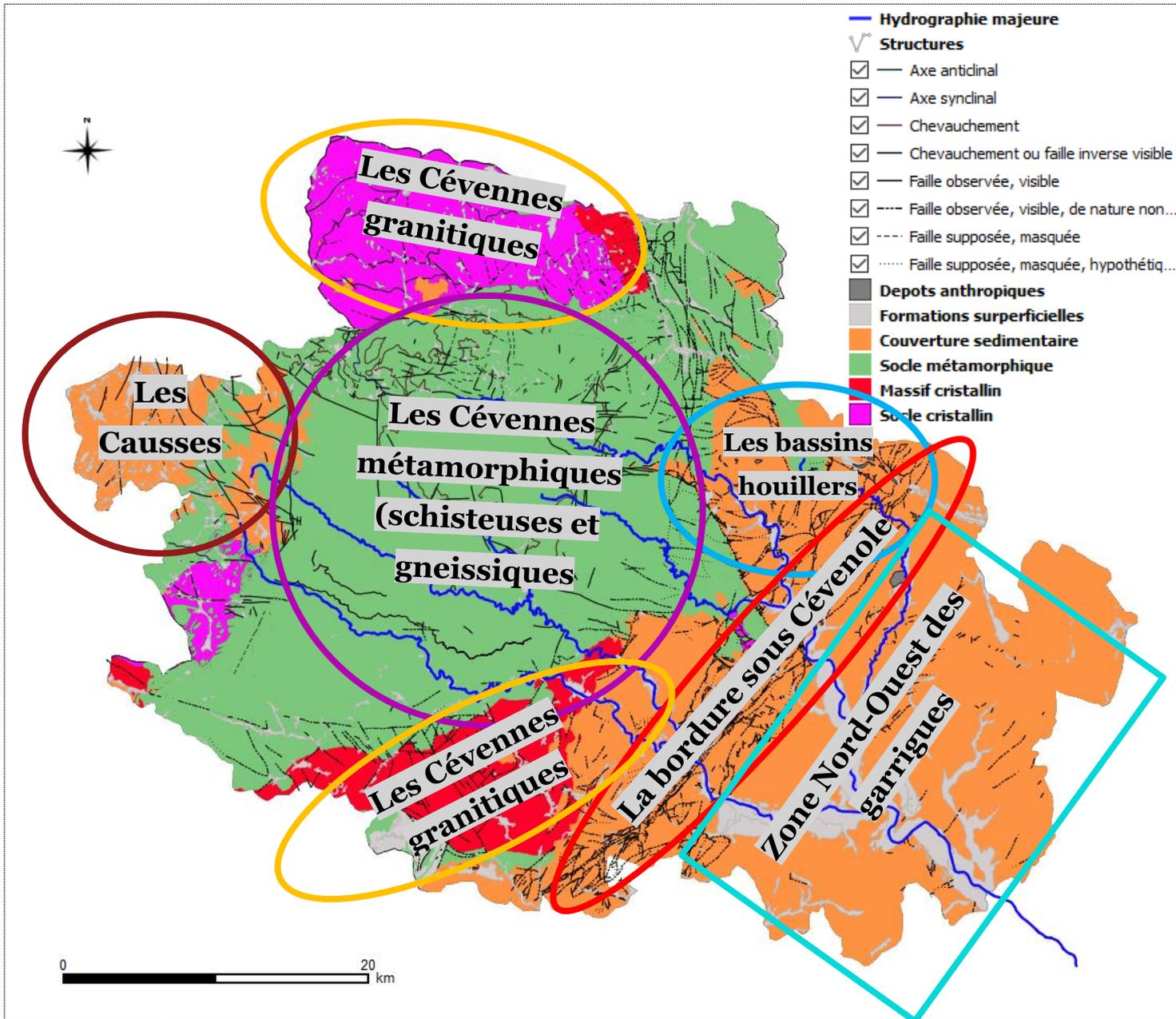


Figure 11: Grands ensembles géologiques du site d'étude (sources de données BRGM)

(iii) Caractérisation lithologique

L'approche de la discrétisation lithologique vise à réaliser des découpages cartographiques décroissants progressivement d'une échelle régionale à une échelle locale dans le souci d'améliorer la précision de description des terrains présents. Ayant déjà en prérequis les grands ensembles répertoriés, on procède à un découpage systématique de la zone d'étude en des mailles (carrées ou rectangulaires selon la forme préférentielle de la zone d'étude) progressives de façon à avoir le maximum de détails lithologiques possibles. On obtient finalement des sous-unités lithologiques qui permettent de décrire plus précisément les structures géologiques à une échelle détaillée. (Figure 12) illustre la démarche de la discrétisation géologique.

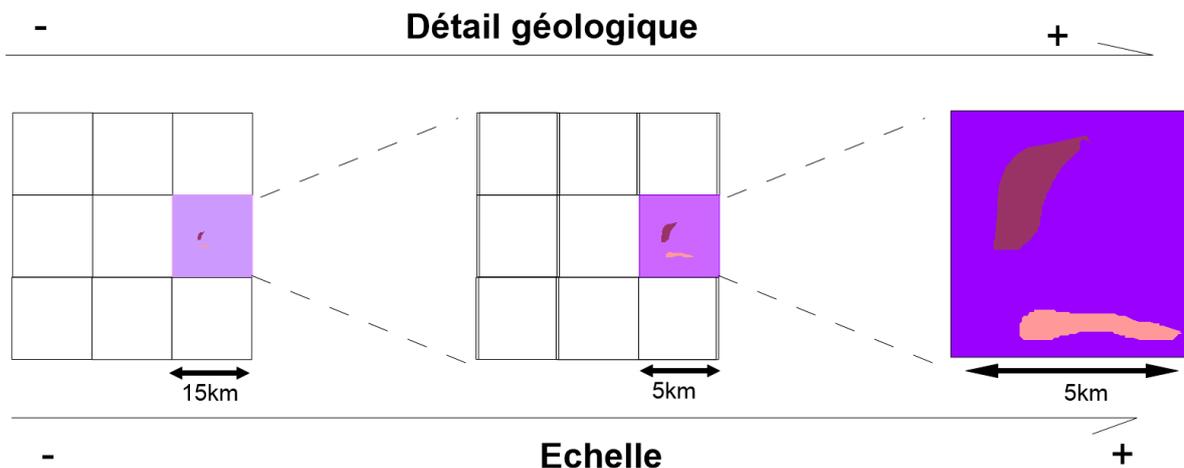
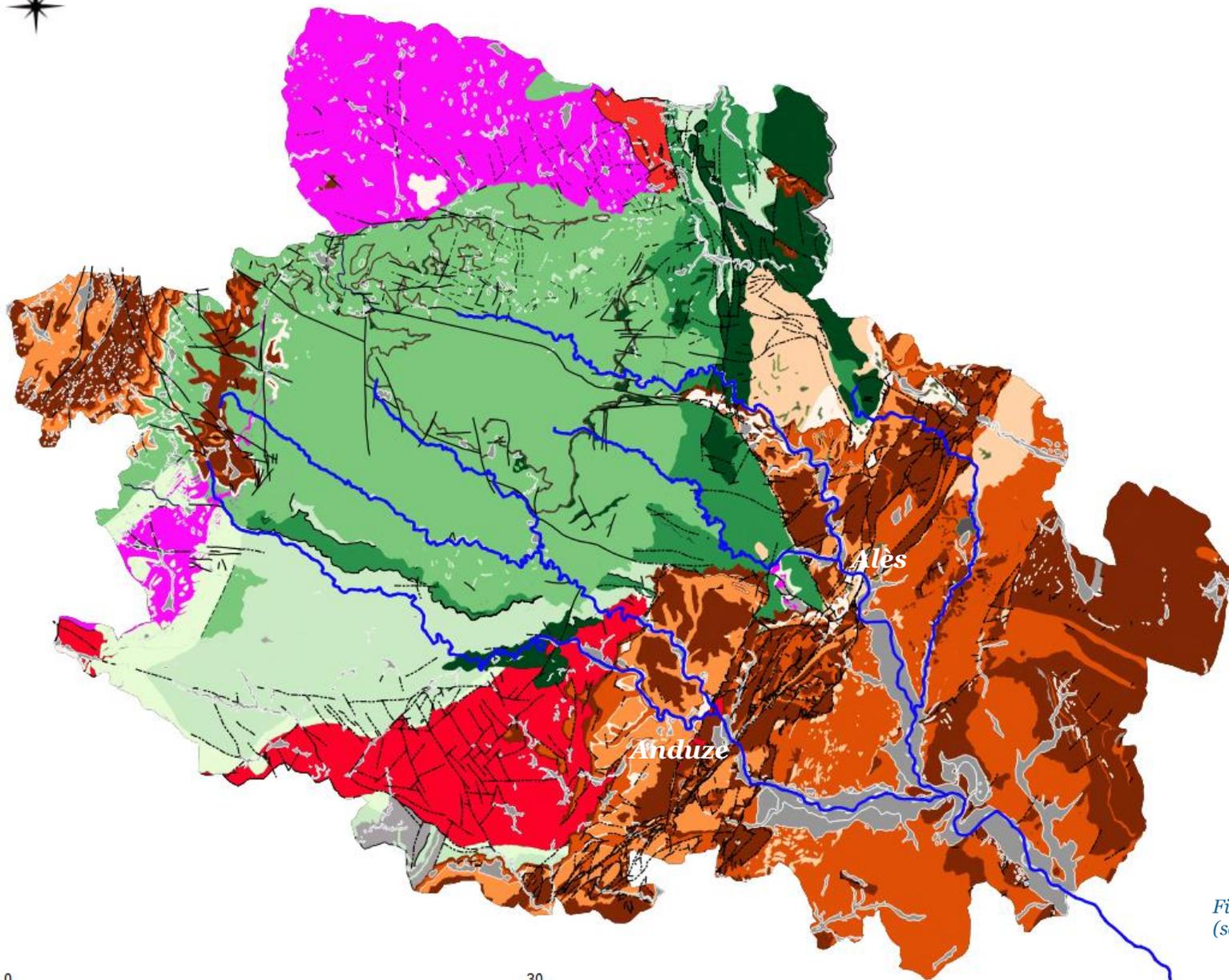


Figure 12: Illustration de la discrétisation géologique

Grâce à cette discrétisation, sur la base des données géologiques du BRGM (BRGM 2018), les formations lithologiques qui constituent le site d'étude ont été reconstruites. La carte géologique qui en découle est présentée à la Figure 13. On y retrouve 4 groupes lithologiques :

- La couverture sédimentaire constituée des grès, des conglomérats, des dolomies, des marnes et des calcaires.
- Le socle métamorphique constitué des gneiss, des micaschistes, des schistes, des quartzites et des cornéennes.
- Les massifs et socles cristallins constitués des granites indifférenciés et des granites porphyroïdes.



Légende

- Cours d'eau majeurs
- √ Structures tectoniques
- Formations superficielles
- Depots anthropiques
- ☞ Couverture sédimentaire
 - Gres
 - Conglomérat
 - Dolomie
 - Marne
 - Calcaire
- ☞ Socle métamorphique
 - Gneiss
 - Micaschiste
 - Schiste
 - Quartzite
 - Corneenne
- ☞ Massif cristallin
 - granite
 - granite porphyro?de
- ☞ Socle cristallin
 - granite

Figure 13: Carte géologique du site d'étude
(source de données vecteurs : BRGM)

0 30 km

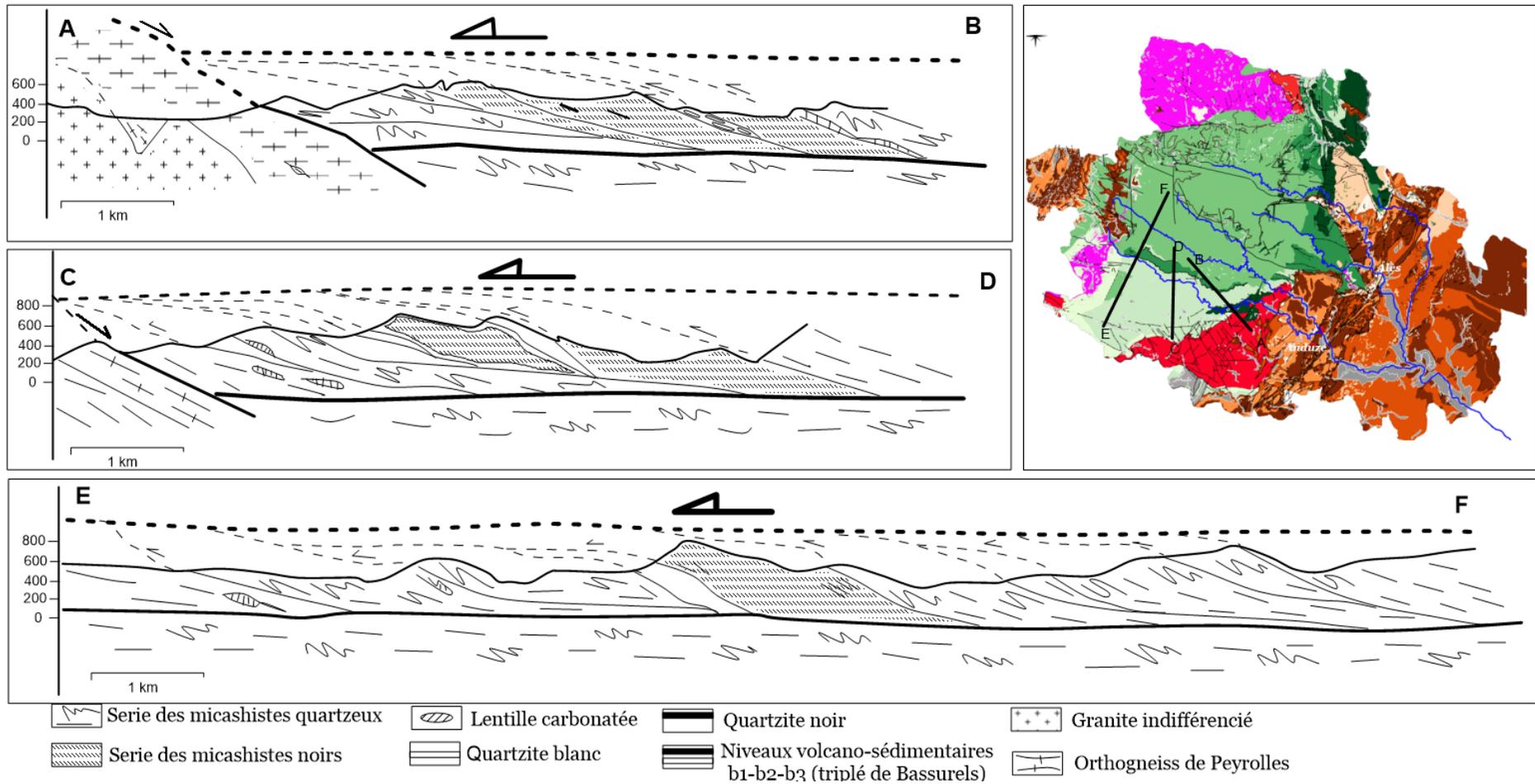


Figure 14: Coupes géologiques reprises des travaux de (Arnaud, F 1999)

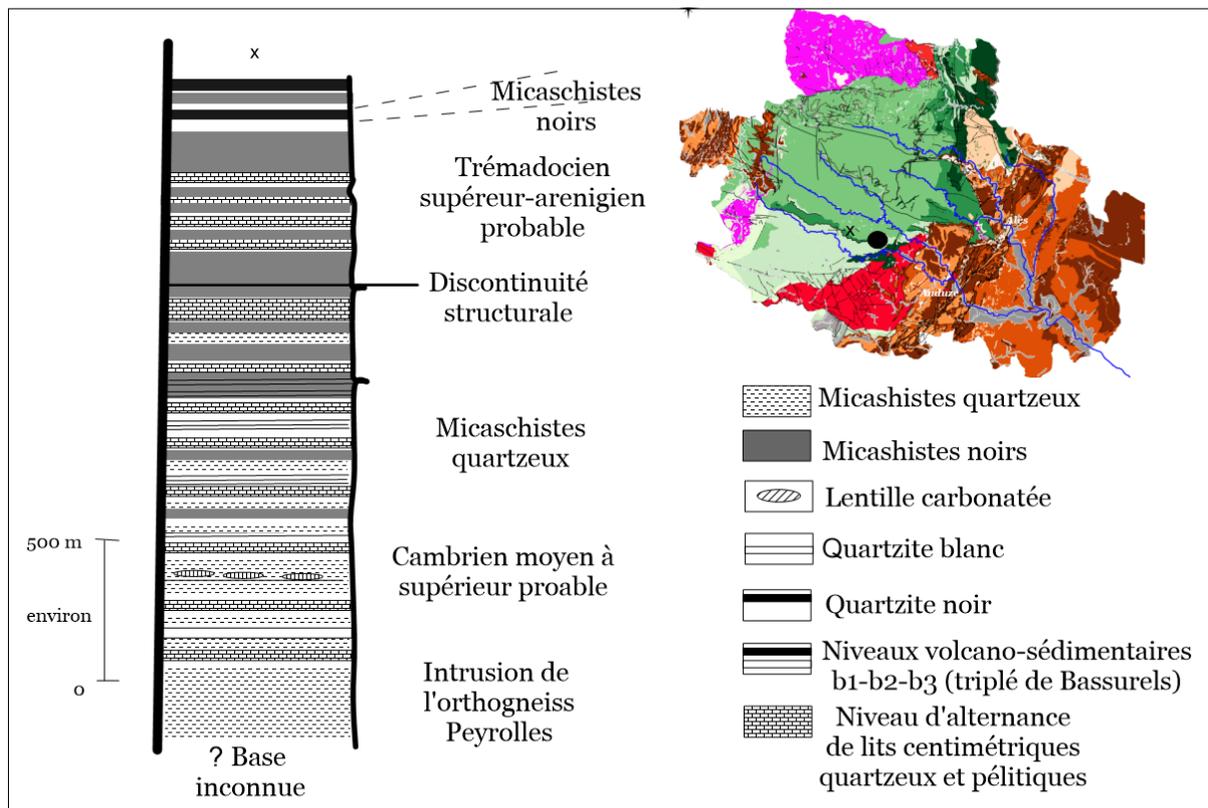


Figure 15: Profil géologique repris des travaux de (Arnaud, F 1999)

1.2.2.2 Contexte hydrogéologique

La synthèse géologique indique que la zone d'étude est composée des trois grandes familles de roches : magmatiques, métamorphiques et sédimentaires (Figure 16). L'ensemble a été affecté par une tectonique très puissante donnant lieu à une variabilité fréquente et des discontinuités permanentes des terrains lithologiques. En fonction des caractéristiques minéralogiques et tectoniques des formations géologiques, on peut distinguer 4 grandes familles d'aquifères : alluviaux, de socle, sédimentaires karstiques, sédimentaires non karstiques. Notons qu'il existe des domaines géologiques peu ou pas aquifères, et à ce titre, pratiquement pas exploités pour l'alimentation en eau potable de collectivités. Des détails sur les caractéristiques des aquifères (niveau piézométrique et types de nappes) sont présentés en annexe 2 du manuscrit.

(i) Ensembles hydrogéologiques

- Domaines ou systèmes aquifères alluviaux

Ces aquifères sont formés d'alluvions anciennes mises sous forme d'étage. Composés de sables, graviers et galets, la perméabilité est possible par les interstices de l'ordre de 10^{-2} à 10^{-5} m/s. Les principales caractéristiques de ces nappes alluviales sont :

- une hétérogénéité lithologique, du fait de la diversité du matériel alluvionnaire, dont les conséquences sont : un pouvoir filtrant variable selon la granulométrie du réservoir et des perméabilités parfois très différentes, avec l'alternance de zones,
- un recouvrement en général faible à nul (très souvent inférieur à 5 m),
- une vitesse d'écoulement des eaux généralement lente dans les alluvions et conditionnant la dilution, la dégradation et la fixation de certains polluants,
- des relations importantes et complexes avec le réseau de surface,
- une vulnérabilité intrinsèque à la pollution et à la contamination qui peut provenir : de la partie superficielle (qui peut être composée de limons d'inondation rendant la nappe alluviale semi-captive), des nappes adjacentes drainées par la nappe alluviale, de la rivière (si celle-ci est en communication avec la nappe).

- Systèmes aquifères sédimentaires

Systèmes aquifères sédimentaires karstiques : ce type d'aquifère est identifié dans le dôme de Lédignan (formé par des marnes et des calcaires localement karstifiés du Crétacé inférieur), entre Alès et Saint Ambroix, et entre Alès et Sumène (avec des calcaires et dolomies du Lias et du Jurassique de la bordure cévenole (Blaise et al. 2006). Ces systèmes sont souvent binaires et drainent, en plus de l'infiltration directe dans les calcaires, les écoulements de surface par des pertes, notamment celles du Gardon ou de la Cèze (Smage des Gardons 2011b). La principale caractéristique de ces aquifères karstiques est leur fracturation et leur karstification très développées, qui se caractérisent par des taux de transfert variables, mais souvent élevés. Ces différents domaines karstiques sont constitués d'un nombre important de systèmes plus ou moins développés et de réservoirs extrêmement fractionnés, du fait de la forte activité

tectonique et des variations du niveau de base, responsables de la création de conduits karstiques plus ou moins superposés. Ces systèmes sont souvent binaires et drainent, en plus de l'infiltration directe dans les calcaires, des écoulements de surface par les pertes, notamment celles du Gardon. Les principales caractéristiques de ces aquifères karstiques en rapport avec cette étude sont : une fracturation très développée et une karstification qui induisent des vitesses de transfert variables, mais souvent élevées, un faible pouvoir de filtration au cours du transit dans le sous-sol jusqu'au point de prélèvement (notamment pour les contaminations bactériologiques).

Systèmes aquifères sédimentaires non karstiques : on localise ces aquifères au niveau des formations oligocènes entre Boisset Gaujac et Saint Ambroix, en passant par Alès et Salindres (Blaise et al. 2006). La caractéristique essentielle de ces formations est représentée par une perméabilité d'interstices.

- Systèmes aquifères de socle

Ce sont des aquifères formés par des roches métamorphiques et magmatiques. Les principaux éléments qui favorisent leur perméabilité sont les discontinuités (les fractures et les failles). On les localise en amont du bassin versant de la zone d'étude au niveau des Cévennes cristallines (Cévennes schisteuses, Cévennes granitiques et ceinture gneissique) (Blaise et al. 2006). Ces formations sont peu aquifères. Les circulations de l'eau souterraine peuvent cependant être favorisées, soit par la fracturation (principalement le long des grandes failles et zones broyées), soit par les zones de contact, entre formations à lithologies très différentes. Il existe ainsi des sources au contact entre schistes - micaschistes des Cévennes et Houiller Stéphanien, mais elles sont généralement de faible débit. Des captages existent dans les zones arénisées de massifs granitiques et dans la zone altérée des formations schisteuses et micaschisteuses. La perméabilité varie alors fortement : elle est très faible en l'absence de discontinuités et relativement forte au niveau de zones fracturées en fonction de l'espacement et de la densité de celles-ci.

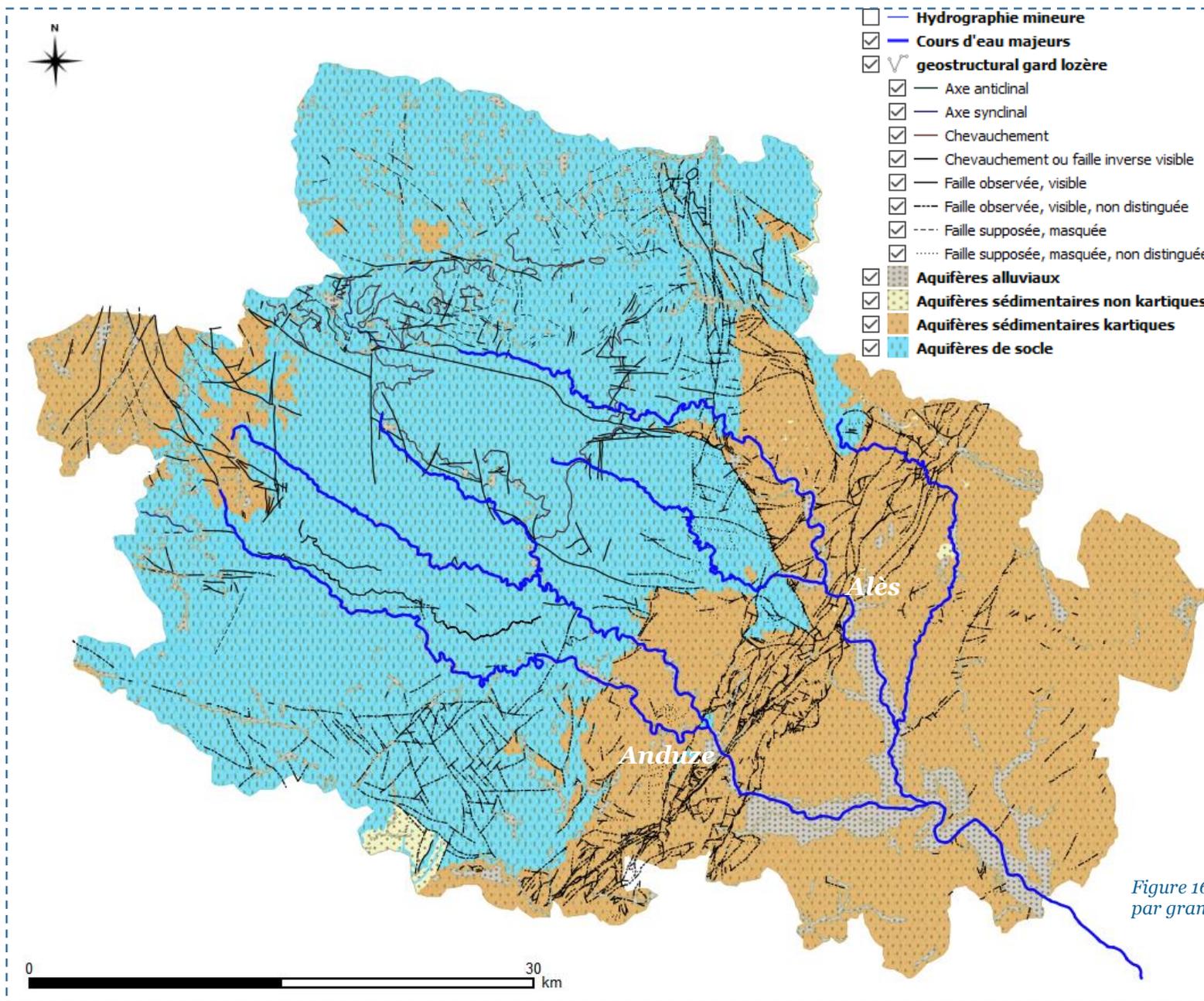


Figure 16: Masses d'eau souterraines par grandes familles d'aquifères

1.2.3 Connaissance sur l'anthropisation minière du territoire

1.2.3.1 Connaissance sur l'anthropisation minière

(i) Cycle minier

Les textes structurant l'activité minière en France sont l'édit de 1744 et la loi de 1810, qui instituent l'octroi à un exploitant d'une concession pour l'extraction d'une substance définie (Legifrance 2021). La demande d'une concession se fonde sur le dépôt d'un périmètre. Si elle est accordée, l'exploitant a le droit d'exploiter le sous-sol sur l'ensemble du périmètre sans avoir besoin de l'autorisation du propriétaire des sols sus-jacents. La notion d'exploitation minière peut avoir diverses définitions. Au sens juridique, elle est définie selon le code minier du pays qui l'exerce. Par exemple le Code minier français définit les mines à partir du type de substances extraites. Il fixe la liste de façon exhaustive dans ses articles 1, 2 et 3 (Legifrance 2021). Par contre, au Royaume-Uni et dans plusieurs pays anglo-saxons, les mines sont définies sur la base de la méthode d'exploitation et du type de substance extraite. Ainsi, les mines (mining) sont définies au sens du code minier comme une extraction souterraine tandis que les carrières (quarry) sont définies comme une extraction à ciel ouvert (The Institute of quarrying 2021). La présente étude se focalise sur la définition des mines au sens du code minier français. Il existe deux types de méthodes d'exploitation minière : la mine à ciel ouvert (MCO) et la mine souterraine (MS). Le choix de l'une ou de l'autre méthode dépend du type de dépôt, de la profondeur du gisement (Durucan et al. 2006; Norgate et al. 2010) et de la valeur du minerai exploité. Qu'elle soit souterraine ou à ciel ouvert, l'exploitation d'une mine respecte les quatre étapes suivantes :

Exploration et faisabilité : cette phase consiste à chercher et découvrir la localisation des nouveaux gisements miniers. Plusieurs techniques d'exploration peuvent être utilisées selon les caractéristiques du minerai et du terrain d'exploration. On peut notamment utiliser les méthodes géophysiques d'exploration (l'aéromagnétisme, la géoélectricité, la gravimétrie etc.), les méthodes géologiques et géochimiques, les méthodes de sondages destructifs par forages. Après avoir découvert et caractérisé un gîte de concentrations minérales, une étude technico-économique et de faisabilité va permettre de transférer ces ressources en réserves, le gîte en gisement, et de valider le passage à la phase d'exploitation, à condition que la rentabilité économique soit prouvée.

Développement et construction : suite à la découverte du gisement et au retour positif de l'étude de faisabilité, on procède à la construction du lieu d'exploitation. On déploie alors toute la base minière qui contient les infrastructures et tout le parc d'exploitation du gisement. Cela passe par l'ouverture des voies d'accès et des espaces de vie. Le développement et la construction peuvent prendre jusqu'à 10 ans selon les caractéristiques du projet minier. Une fois la base d'exploitation construite, il faut extraire le minerai du sous-sol. L'exploitation peut se faire soit en souterrain ou à ciel ouvert, selon les caractéristiques du gisement. Le minerai est extrait et conduit vers des usines de traitement. Avant, pendant et après l'exploitation, des actions de réhabilitation et de gestions des déchets sont entreprises pour se conformer aux politiques de préservation de l'environnement. L'exploitation d'une mine peut durer plusieurs décennies selon les caractéristiques du projet.

Fermeture et revalorisation du site : plusieurs raisons peuvent conduire à la fermeture de la mine. Les deux causes principales sont l'épuisement des réserves et les crises économiques ou politiques. Cette fermeture vise le démantèlement des ouvrages pour redonner une valeur territoriale au site d'exploitation.

Au cours des différentes étapes du projet minier, des déchets sont produits et rejetés dans le milieu naturel. Ceux-ci peuvent induire des impacts sur les écosystèmes et la biodiversité et affecter la qualité des ressources en eau (Figure 17).

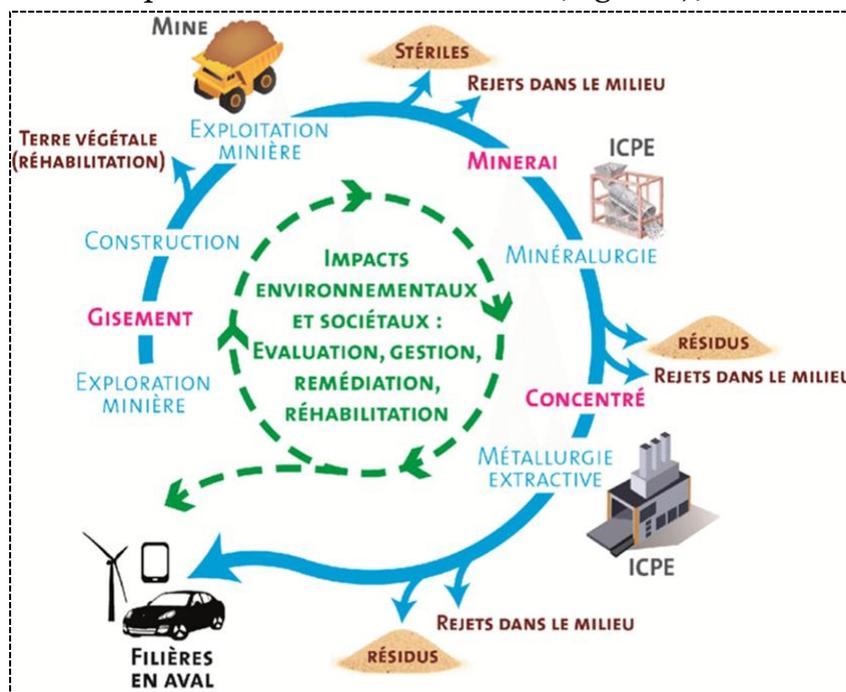


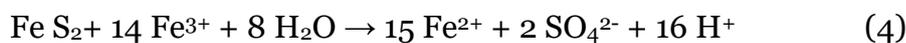
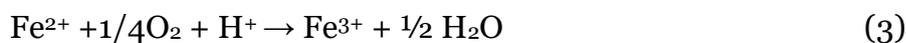
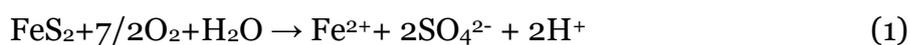
Figure 17: Étapes de la production du métal à partir d'un minerai et rejet dans le milieu (Charles N. et al., 2017b)

(ii) Environnements miniers et eaux souterraines

L'exploitation minière débute par un déséquilibre qui consiste à rompre la gangue du minerai. Le minerai ainsi que les résidus de son exploitation peuvent alors entrer en contact avec l'eau et l'air, ce qui peut causer une mobilisation des contaminants et dans certains cas, la formation de drainage minier acide (Barrie et al. 2005). Ces eaux acides riches en éléments toxiques peuvent affecter les eaux souterraines.

- Le drainage minier acide et la lixiviation des contaminants

Le rejet incontrôlé de drainage minier acide (DMA) constitue un des impacts environnementaux les plus graves de l'exploitation minière (Ferguson et Erickson 1988). La capacité d'un bassin versant à générer du drainage minier acide (DMA) est un élément clé à considérer dans un projet minier. Les matériaux excavés (parois de mine à ciel ouvert ou souterraines, déchets rocheux) et résidus de traitement du minerai entreposés à proximité des sites d'extraction peuvent contenir des minéraux sulfurés, notamment des sulfures de fer (Figure 18). Les rejets de DMA ont un pH bas, une conductivité élevée, des concentrations élevées de fer, aluminium, manganèse et métaux toxiques (Akcil et al. 2006). Les technologies de traitement des DMA étant soit inadéquates, soit trop coûteuses, il est assez fréquent qu'un DMA ne soit pas traité (Diz 1997). Les réactions suivantes représentent les différents processus impliqués dans la génération de DMA (Akcil et al. 2006; Al-Hashimi et al. 1996):



La pyrite est oxydée par l'oxygène, le soufre se transforme en sulfate et le fer ferreux (Fe(II)) est libéré (1), donnant lieu à deux moles d'acidité (H⁺) pour chaque mole de pyrite oxydée. Le fer et d'autres métaux peuvent réagir avec les composés alcalins (par exemple, la calcite et la dolomie d'origine naturelle, ou les matières calcaires ajoutées dans la décharge de résidus sulfurés pour contrôler le pH) ; ces réactions de neutralisation des DMA entraînent la précipitation des (hydr)oxydes de fer insolubles (2). Une fois l'alcalinité disponible épuisée, les métaux restent en solution, la

concentration en Fe(III) augmente (3), agissant comme agent oxydant de la pyrite (B. G. Lottermoser 2010) (4). Ce processus caractérise un processus cyclique qui se produit jusqu'à épuisement du fer ferrique ou de la pyrite. Le produit final est le fer sous forme soluble (Fe(II)) ou solide (Fe(OH)₃). Dans des conditions de faible pH, la solubilité du fer ferrique augmente, ainsi que sa disponibilité en tant qu'agent oxydant et la vitesse d'oxydation des sulfures augmente.

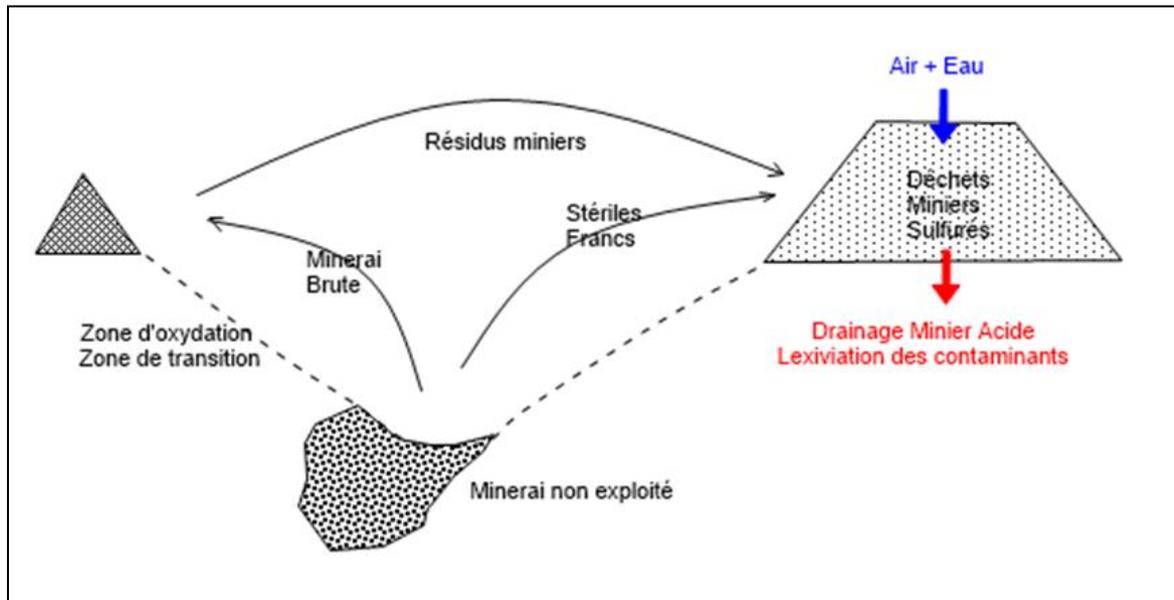


Figure 18: Modèle de drainage acide minier et lixiviation des contaminants

- **Bassins de décantation des résidus miniers, terrils, déchets de roche, lixiviation en tas et installations de stockage de lixiviats**

Lorsqu'on exploite une mine, on sépare le minerai de sa gangue pour éliminer les impuretés. En fonction du type de minerai, le processus d'extraction donne naissance à des résidus miniers qui sont stockés dans des bassins de décantation, et des déchets de roches. Certaines entreprises mélangent souvent les résidus miniers à l'eau et les retiennent sous forme de bassins de décantation (ELAW 2010). Ces bassins de décantation laissent parfois s'infiltrer des substances toxiques (métaux et métalloïdes) dans les sols puis dans les nappes d'eaux souterraines surtout lorsque celles-ci ont une forte perméabilité (Figure 19). Par ailleurs, les déchets de roches sont stockés sous forme de tas et vont dans une certaine mesure s'oxyder et libérer des substances qui vont s'infiltrer dans les sols et les nappes d'eaux souterraines. Les installations de stockages de lixiviats peuvent également constituer une source de contamination des

eaux souterraines, surtout si la base de ces installations n'est pas équipée d'un revêtement imperméable (Jordán et al. 2004).

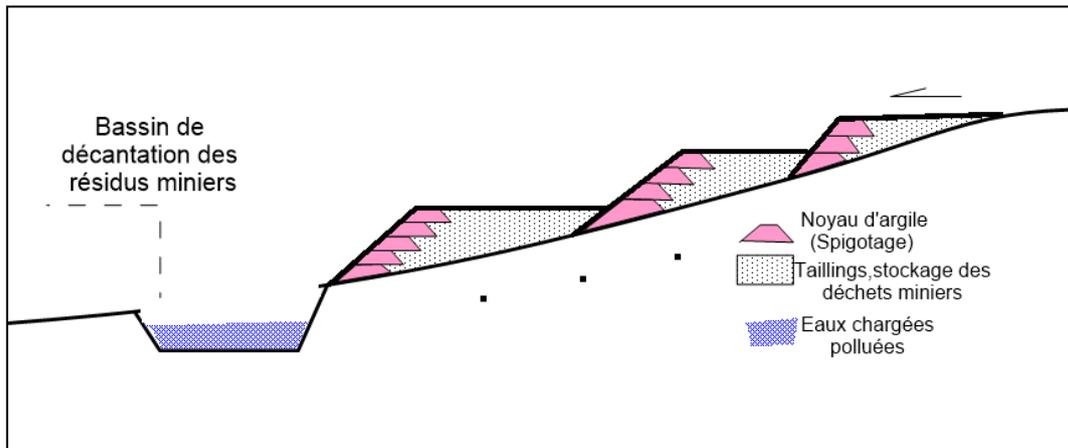


Figure 19: Modèle d'installations de stockage de résidus miniers et lixiviats

- **Eaux d'exhaure des mines**

Lors de l'exploitation d'une mine à ciel ouvert ou en souterrain, il peut arriver que l'excavation de la fosse d'exploitation intercepte une nappe d'eau (Wolkersdorfer et al. 2020). Celle-ci envahit les puits d'accès et les puits d'extraction, et lessive les parois de roches du gisement exploité. Cet échange peut avoir des impacts négatifs sur la qualité des eaux souterraines.

1.2.3.2 Passé minier du bassin des gardons

(i) Historique de l'activité minière dans les Cévennes

La France a une culture minière qui s'est construite et développée pendant plusieurs siècles. Depuis le Néolithique, les Celtes et les Gaulois développèrent successivement des méthodes d'exploitation minière : étain de la cassitérite pour les objets en bronze et métallurgie du fer durant le 1er millénaire avant J.-C. Avant l'invasion romaine, les premières productions d'or étaient déjà estimées à 500 tonnes d'or (Charles et al. 2017). Les Romains intensifièrent et diversifièrent l'activité en étendant les exploitations aux minerais de plomb, d'argent, de cuivre. L'importance des ressources minérales dans l'évolution de l'humanité a été démontrée et vérifiée à travers tous les usages que l'on en a fait jusqu'à nos jours. Vue comme un facteur clé de puissance

politique et du développement économique des civilisations, l'exploitation minière a fait partie des points forts de l'industrialisation de la France. Jusqu'en février 2017, l'État a délivré 4 384 titres parmi lesquels 3 144 concessions donnaient droit d'exploitation des ressources minières au sens du code minier (Charles N. et al. 2017). Les pics d'exploitation ont été marqués en particulier par le charbon, le fer et divers autres métaux tels que l'étain, l'or, l'antimoine, l'aluminium, l'uranium, le plomb, le zinc. Depuis 1990, l'activité minière en France a considérablement diminué pour diverses raisons : l'épuisement des ressources économiquement récupérables dans les gisements, l'extension des espaces urbains, les conséquences liées à la perturbation des écosystèmes. Néanmoins, on retrouve encore quelques activités minières : les mines de sel, de bauxite, d'étain, de tantale et de niobium d'Echassières et de fluorine sont actuellement encore en activité (Annexe 1).

Un inventaire des travaux miniers dans la région du Languedoc-Roussillon entre 1985 et 1994 indique que sur cette période, le département du Gard a délivré 116 concessions et 17 permis d'exploitation. Le département de la Lozère a délivré 23 concessions et 11 permis d'exploitation (Marchal 2000). L'histoire géologique révèle que les Cévennes ont été marquées par une tectonique favorable à la mise en place de minéralisations économiquement intéressantes. Plusieurs types de gites minéralisés ont été découverts et exploités tels que le fer, le plomb, le zinc, l'argent, l'or, l'antimoine. En parallèle de l'exploitation de ces gisements métallifères s'est aussi développé l'industrie des ressources minérales telles que la pyrite, la baryte ou le quartz, et des roches combustibles telles que le lignite ou la houille.

(ii) Ressources minières et minérales exploitées

La figure 20 présente une synthèse de l'inventaire réalisé pour rassembler, à des échelles différentes, les vestiges d'exploitations des ressources minières et minérales sur le périmètre du site d'étude. L'échelle d'inventaire considéré va des mines artisanales aux mines industrielles. La base de données qui a permis de construire cette carte est présentée à l'annexe 1 du manuscrit.

Fer

L'exploitation du Fer a constitué une activité importante du début du XIX^{ème} siècle à 1930 dans les périphéries d'Ales. Les gisements principaux exploités furent les chapeaux de fer qui affectent la dolomie hettangienne (Valat Pellet, Cassagnette, Mas Vacher, Panissière, la Bastide, les Peyrouses, les Ribots, Valat de Maraval, les Pastrous, Valat de Couze), ou le calcaire à entroques du Bajocien supérieur (la Minette). Le gisement particulier de Palmesalade exploitait les grès à nodules de sidérite et oxydes de fer du Stéphaniens (ARENE et al. 1978).

Plomb - Zinc : Gite à Pb-Zn (type Pompidou-Casalins).

Les gites de type « Mississippi Valley » sont encaissés 1) dans les dolomies hettangiennes, où la minéralisation forme des amas de stratoïdes de galène, sphalérite, 2) dans la série métamorphique cévenole, ou 3) dans le pluton du Mont Aigoual sous forme de filon de quartz à galène, sphalérite et, dans une moindre mesure, chalcoppyrite, cuivre gris et barytine (FAURE et al. 2008). À Carnoulès ou à Saint Sébastien d'Aigrefeuille, une exploitation des gisements de plomb a eu lieu au début du XIII^{ème} siècle. Le mode d'exploitation a été à ciel ouvert avec une capacité moyenne globale de 100 tonnes par jour (ARENE et al. 1978). Par ailleurs, on retrouve des vestiges d'exploitation des gisements de zinc, minéralisés en blende et calamine associées à la pyrite à Saint Jean du Pin et à l'Espinette. Au Vigan, de très riches gites métallifères sont observés, soit 100 gites répertoriés, dont 4 très importants (ALABOUVETTE et al. 1988). La mine des Malines a produit plus de 1 000 000 de tonnes de plomb et zinc (ratio Pb/Zn = 10 à 12) ainsi que 250 tonnes d'argent. La mine des Avinières a produit, 40 000 tonnes de métal (ratio Pb/Zn = 15). La mine de la Croix de Pallières a produit jusqu'en 1971 100 000 tonnes de plomb et zinc (ratio Pb/Zn = 4), 22 tonnes d'argent, 520 tonnes de cadmium et 28 tonnes de germanium. L'amas principal qui représente 73% du métal total se localise à l'Hettangien.

Antimoine

Les gites antimonifères du type de ceux rencontrés au Collet de Dèze se présentent sous forme de veines de quartz généralement orientées NE-SW, avec une puissance de l'ordre de quelques mètres (FAURE et al. 2008). La paragenèse de ce type de gite évolue en deux phases : une paragenèse précoce marquée par l'arsénopyrite à pyrite, une seconde paragenèse marquée par trois sous-types suivant les zones: stibine sans

sulfo-antimoniure (cas de Felgerette, Cassagnas), sulfo-antimoniure pauvre en plomb, et stibine à sulfo-antimoniure riche en plomb et galène (Bouladon 1960). Les gites antimonifères de Génolhac sont constitués de filons de quartz minéralisés. À Viel Jouve, 8 niveaux ont été exploités sur 120 mètres. Quatre-vingt-seize tonnes de minerai ont été extraites, à une teneur de 50% sur un filon de 0,2 m de puissance (GUERANGE-LOZES et al. 1990). À Vieljeuf, la situation est identique à Vieljouve, avec une puissance de 0,6 m.

Or

Des gites sulfurés aurifères de type Valmy sont situés sur la partie sud de Saint André de Valborgne et se présentent sous la forme de disséminations sulfurées et aurifères, associées à des halos de chloritite. Ces disséminations sont composées de pyrite et d'arsénopyrite avec plus ou moins de chalcoppyrite (FAURE et al. 2008).

Des gites alluvionnaires d'or natif ont été exploités dans les gardons d'Alès par les orpailleurs en amont de Saint Ambroix et en aval d'Alès. Les teneurs sont de l'ordre de 0,2 gramme de métal par mètre cube de sable lavé (ARENE et al. 1978). Ces paillettes d'or proviennent des conglomérats houillers (BERGER 1972).

Argent

Les mines argentifères ont été très actives dans les Cévennes. Au Mas-Imbert et à Bayard, on a exploité de la galène argentifère avec une teneur en Ag dans le concentré à 80% Pb : 150 à 300 ppm en surface, 400 à 5000 ppm ailleurs (GUERANGE-LOZES et al. 1990). L'argent a été aussi exploité en minerais connexes dans plusieurs autres mines telles qu'à Cocurès La Riviere, Bedoués 1 et 2, Ramponeneche, Malfrezès, Champaurus, Finoune, Bluech.

Uranium

Les gites d'uranium ont été explorés entre 1950 et 1960. Quelques-uns ont été exploités au Nord-Est de la zone d'étude. Au Cros et à l'Oultre par exemple, le minerai d'oxydation est disséminé dans les schistes noirs (GUERANGE-LOZES et al 1990). À Les Bombes, le minerai d'oxydation est sous forme de filon et amas dans le granite.

Ressources minérales

Pyrite (sulfure de fer)

Sept-cent-mille tonnes de pyrite à 36-38 % de soufre ont été exploitées dans le Valat Fontannes entre 1922 et 1957, sous forme d'amas liés à la dolomie hettangienne (ARENE et al. 1978).

Barytine

Ce minéral de gangue filonienne est associé aux dykes quartzeux qui remplissent les failles de la parade de Saint Felix, qui limite à l'Ouest le horst de Pallières (BERGER 1972). On identifie également des filons riches en barytine dans la faille schiste-granite du Col des Vernèdes ou encore dans les fissures hettangiennes de Monteils (GUERANGE-LOZES et al. 1990).

Roches combustibles

Houilles

Les réserves du gisement d'Alès sont très importantes. Elles sont estimées à 500 millions de tonnes dont 130 avec certitude (ARENE et al. 1978). Ce bassin houiller s'étend sur 200 km² et date du Stéfanien. Il a commencé à être exploité au XIII^{ème} siècle.

Lignites : les calcaires marneux de l'Oligocène inférieur ainsi que ceux du Ludien inférieur contiennent des couches de lignite qui ont été l'objet de recherche et d'exploitation notamment à Avejan, Celas et Auzon (BERGER 1972).

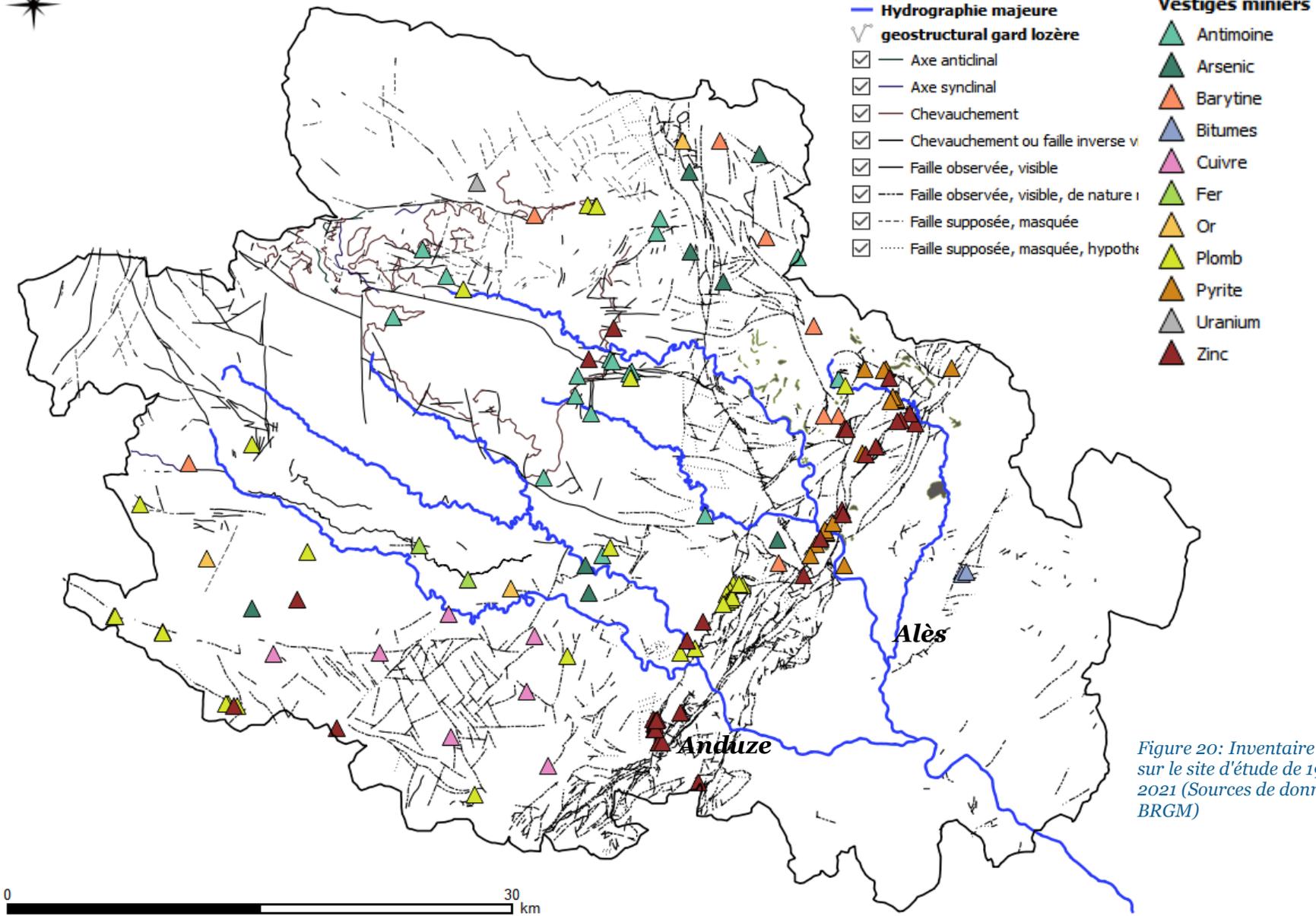


Figure 20: Inventaire minier sur le site d'étude de 1900 à 2021 (Sources de données: BRGM)

1.2.4 Eléments traces dans les ressources en eau du bassin versant des Gardons

Un état des lieux de la qualité des eaux du bassin des Gardons a été réalisé par le Smage en 2011 (Smage des Gardons 2011a). Il reprend notamment les principales conclusions d'une étude du BRGM et de l'Agence de l'Eau visant à identifier les principales zones à risque de fond géochimique élevé en éléments traces dans les eaux souterraines (Pointet 2005). L'état des lieux met en évidence, sur la partie cévenole du bassin versant des Gardons, des zones susceptibles de présenter un fond géochimique élevé en arsenic et en antimoine, dans les eaux souterraines et superficielles, avec un niveau de confiance moyen pour l'arsenic et faible pour l'antimoine. Le rapport précise que les éléments traces sont en majorité localisés dans des filons minéralisés plutôt que dans la lithologie et que l'étendue spatiale des zones à risque est donc difficile à déterminer. Il note également que l'exploitation minière est une source de pollution pour les eaux. À ce titre, le secteur de la Grand-Combe est pointé pour les activités d'extraction du plomb, zinc, fer, baryum, antimoine et argent. La bordure cévenole en amont du Gard est pointée comme zone à risque pour la présence naturelle d'antimoine et d'arsenic dans les eaux souterraines. Concernant l'origine de la présence d'arsenic dans le secteur de Saint-Martin-de-Valgalmes, les amas pyriteux du Soulier sont évoqués. Il est également noté que les alluvions du Gardon d'Anduze contiennent de l'arsenic, en lien avec un apport par le cours d'eau et/ou l'influence du socle sous-jacent.

Des concentrations élevées en arsenic et antimoine ont également été mises en évidence dans les eaux superficielles, sur les Gardons d'Anduze et d'Alès, respectivement (Resongles et al., 2015 ; Elbaz-Poulichet et al., 2017). Les sédiments du Gardon et de certains de ses affluents sont également enrichis en arsenic et antimoine par rapport aux niveaux préindustriels (Resongles et al., 2014).

Dans leur ensemble, ces résultats pointent l'arsenic et l'antimoine comme des éléments nécessitant une attention particulière dans les eaux souterraines de la zone d'étude.

1.3 Diagnostic des perceptions des enjeux sociaux et environnementaux liés à la pollution de l'eau par les acteurs du territoire

1.3.1 Définition et formulation des enjeux sociaux, environnementaux et sanitaires

1.3.1.1 Usages des eaux souterraines sur le site d'étude

Les différents captages et usages des eaux souterraines ont été documentés (Figure 21) et s'appuient sur :

- Le plan de gestion concertée de la ressource en eau du bassin des Gardons réalisé par les bureaux d'études BRL et ASCONIT pour le SMAGE, dont la phase de diagnostic s'est terminée à la fin de l'année 2008 ;
- Le Schéma Départemental de Gestion des Ressources en Eau du Gard, en cours d'élaboration pour le compte du CG 30 (Conseil départemental du Gard) ;
- Les fichiers redevances de l'Agence de l'Eau (données 2007) ;
- Les extractions de bases SISE-EAUX des DDASS du Gard et de la Lozère pour les captages destinés à l'alimentation en eau potable (version 1er trimestre 2009) ;
- Des données de la Fédération Départementale de Pêche du Gard (FDPG de 1998)

Alimentation en eau potable : le bassin versant comprend plusieurs périmètres de protection de captages pour l'alimentation en eau potable. La législation au niveau européen régit ces approvisionnements en eau potable, notamment par la mesure des concentrations en certains éléments qui peuvent avoir une incidence sur la santé, et le positionnement de ces mesures par rapport à des seuils. En France, le texte en vigueur est l'arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R.1321-2, R.1321-3, R.1321-7 et R.1321-8 du code de la santé publique. Les DDASS du Gard et de la Lozère ont évalué en 2009 le captage moyen d'eau dans leurs départements hôtes à 64 400 m³ par jour (Tableau 6). Les captages les plus importants sont issus des aquifères karstiques avec près de 28 500 m³ et des aquifères de socle avec 14 550 m³ prélevés au quotidien.

Type de ressource captée	Nombres de captages	Volumes réglementaires DDASS (m ³ /j)
Eaux superficielles	24	2 550
Nappe alluviale	48	18 690
Aquifère karstique	39	28 450
Autres eaux souterraines	126	14 550
Non précisé (eaux souterraines)	22	160
Total	259	64 400

Tableau 6: Captages d'eau pour l'AEP (données DDASS, 2009)

Irrigation pour l'agriculture : l'Agence de l'eau a dénombré en 2007, 66 captages sur le site d'étude contribuant à un prélèvement total de l'ordre de 9 millions de m³. Près de 10% de ce volume est capté des eaux souterraines. Ces données sont une estimation approximative à cause du manque de compteurs sur nombre de prélèvements.

Captage à destination industrielle : l'Agence de l'Eau dénombre 21 captages industriels, contribuant à un prélèvement total de 1,4 million m³ en 2007, dont 255 000 m³ en eau superficielle, 600 000 m³ en nappe alluviale, 445 000 m³ en aquifère karstique et 115 000 m³ en autres eaux souterraines.

Autres captages : l'Agence de l'Eau liste 6 autres usagers redevables pour leurs prélèvements. Ce sont principalement des centres de vacances ou des campings. Le volume associé prélevé dans les eaux souterraines s'élevait annuellement à 50 000 m³.

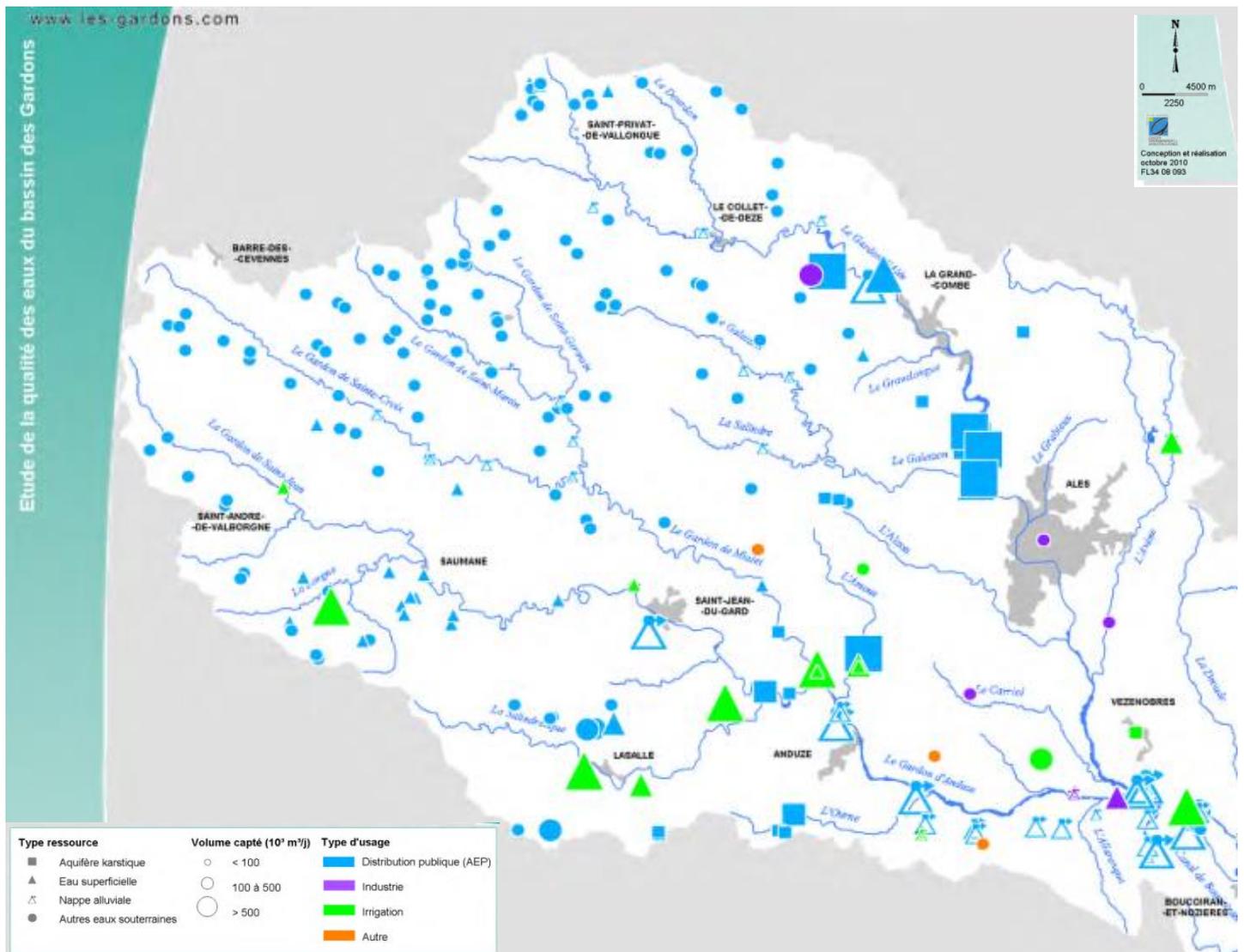


Figure 21: Captages et usages des eaux souterraines dans le bassin versant des Gardons (source : Smage des gardons, 2011)

1.3.1.2 Enjeux sociaux, environnementaux et sanitaires

Les eaux souterraines ont une grande valeur pour le territoire des Cévennes comme partout dans le monde (ONU-ODD 2012). Préserver leur qualité est un enjeu prioritaire pour les politiques publiques. Un déséquilibre territorial peut être observé à partir du moment où la qualité des eaux souterraines ne respecte plus les normes de qualité fixées (celles de l'Organisation Mondiale de la Santé (Directives de qualité pour l'eau de boisson, quatrième édition) et l'arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux destinées à la consommation humaine en France). L'urgence est d'autant plus accentuée lorsqu'il s'agit de substances toxiques comme

c'est le cas dans cette étude pour l'arsenic et l'antimoine. À titre d'information, la consommation d'eaux à teneur élevée d'arsenic présente des risques sanitaires importants pour les consommateurs. Une intoxication aiguë par ingestion d'arsenic provoque des atteintes digestives sévères, des troubles neurologiques, des lésions hépatiques et rénales. Une intoxication à long terme entraîne des effets dermatologiques (lésions cutanées), respiratoires, neurologiques, cardiovasculaires (hypertension artérielle, cardiomyopathie), hépatiques et rénaux ou sur la reproduction (Proust et Picot 2000). L'exposition chronique à l'arsenic exposerait aux risques d'avortement spontané, de mort fœtale, d'accouchement prématuré (Ahmad, et al. 2001). Dans une moindre mesure, la pollution par l'antimoine (Sb) est un problème mondial (Shotyky et al. 1996 ; Filella et al. 2002; Amarasiriwardena et al. 2011). L'antimoine est toxique pour les humains, il aurait un rôle dans l'apparition de maladies du foie, de la peau, des systèmes respiratoire et cardiovasculaire (Girgis et al. 1970; Kuroda et al. 1991; Schnorr et al. 1995). L'Association Internationale de Recherche sur le Cancer (CIRC) a signalé que l'inhalation d'oxydes d'antimoine peut être cancérigène chez les rats femelles (CIRC, 1989). D'autres études ont montré que l'antimoine est cancérigène pour l'homme (Groth et al. 1986; Jones 1994; Poon et al. 1998; Schnorr et al. 1995).

1.3.1.3 Connaissance de la qualité des eaux souterraines relativement à la présence d'arsenic et d'antimoine sur le site d'étude.

En ce qui concerne les eaux souterraines, les « réseaux de contrôle et de surveillance sont constitués de 17 stations sur le BV des Gardons. Les eaux souterraines font également l'objet d'analyses régulières dans le cadre du contrôle sanitaire encadré par l'ARS et réalisé par les gestionnaires de captages d'eau potable. Les données sont téléchargeables sur le site santé.gouv.fr. La DREAL anime des réseaux de collecte de données spécifiques. On observe à certains points (Figure 22) de surveillance que la qualité des eaux souterraines pour les points d'observations disponibles varie entre une qualité médiocre et une mauvaise qualité concernant les paramètres minéralisations et micropolluants minéraux.

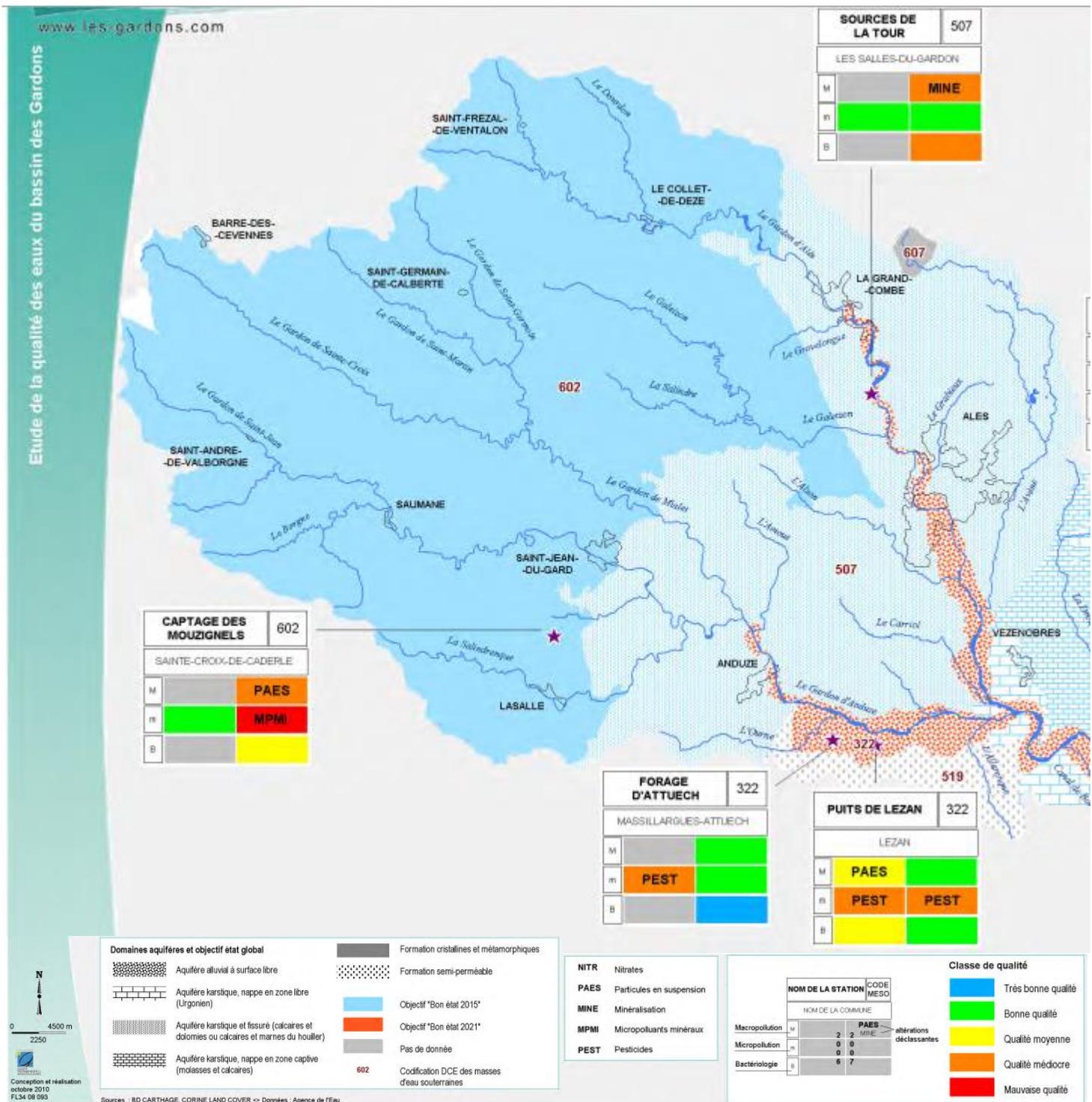


Figure 22: Connaissance de la qualité des eaux souterraines vis-à-vis des teneurs en métaux et métalloïdes sur le site d'étude (Smage des gardons, 2011).

À ce sujet, des interactions nombreuses et quelques fois tendues ont eu lieu récemment entre les acteurs du territoire. On peut par exemple lire sur France info en 2016 que : « des plaintes ont été portées par 45 personnes et 2 associations (l'Association pour la dépollution des anciennes mines de la vieille montagne (ADAMVM) et Générations

futures). Elles ont été déposées à la fois auprès du tribunal d'Alès, dans le Gard, compétent territorialement, et auprès du pôle santé du tribunal de grande instance de Marseille » (Franceinfo 2016). « Les plaignants estiment que les populations locales comme les touristes ont été laissés dans l'ignorance des dangers encourus. Et ce alors que des chemins de randonnée passent sur et le long de la "digue des stériles", une colline artificielle de déchets miniers, ou que des enfants jouent depuis des années sur un ancien terroir transformé en lieu de vie alternatif. De nombreuses personnes cultivent également des potagers dans cette zone et se baignent dans les cours d'eau » (LeParisien, 2016; Franceinfo, 2016). Ces plaintes mettent en évidence un malaise qui nécessite une réflexion autour de la perception des informations scientifiques et sociales par les différents acteurs du territoire.

1.3.2 Analyse de l'existant : politique publique de gestion des masses d'eaux souterraines

1.3.2.1 Organismes et outils de gestion actuels

L'EPTB Gardons (anciennement dénommé SMAGE des Gardons) est le syndicat mixte en charge de la gestion de l'eau du bassin versant. Il conduit des études, assure la maîtrise d'œuvre de travaux et l'animation à l'échelle du bassin (EPTB Gardons 2018). Il assure le secrétariat et l'animation de la Commission Locale de l'Eau (CLE). À ce titre, il poursuit son investissement dans la gestion de la ressource en eau (études, animation, appui aux gestionnaires...) et dans le développement d'outils de gestion (Plan de Gestion de la Ressource en Eau (PGRE) notamment) et développe de nouveaux champs d'investigations (EPTB Gardons 2018). L'EPTB Gardons regroupe les communautés d'agglomérations (Alès agglomération et Nîmes métropole) et de communes (Pont du Gard, Pays d'Uzès, Piémont cévenol, Pays de Sommières, Causse Aigoual Cévennes et Cévennes au Mont Lozère) du bassin versant, qui représentent 161 communes et deux syndicats locaux.

La Commission Locale de l'Eau (CLE) des Gardons a été initialement constituée par l'arrêté inter préfectoral du 2 février 1994. Sa composition a été renouvelée en 2011. L'arrêté préfectoral de composition de la CLE est régulièrement actualisé du fait des

élections, et des changements de représentants des structures membres (EPTB Gardons 2018).

Le SAGE (Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux) est un outil de concertation et de planification, à portée réglementaire, qui fixe collectivement des objectifs et des règles pour une gestion globale, équilibrée et durable de l'eau, sur un périmètre cohérent : le bassin versant. Réaliser un SAGE n'est pas obligatoire, il s'agit d'une initiative locale. Il rassemble riverains, usagers, collectivités et administrations sur le territoire autour d'un projet commun : satisfaire les besoins de tous, tout en préservant l'environnement (EPTB Gardons 2018).

1.3.2.2 Actions et insuffisances

Le SAGE du bassin des Gardons a été adopté en 2001 ; il est actuellement en cours de révision. Un contrat de rivière, signé le 13 janvier 2010, est en phase opérationnelle (Smage des Gardons 2011b). La finalité de la mission est de fournir à la CLE du SAGE des Gardons (et comité de rivière) les éléments utiles à la définition d'une politique d'amélioration et de gestion qualitative des eaux (Smage des Gardons 2011a). L'étude consiste à réaliser un état de référence le plus complet possible, en fonction des données disponibles, de la qualité des eaux superficielles et souterraines et des pressions qui les impactent. Il s'agit pour cela :

- de recueillir l'ensemble des informations existantes, sans omettre aucune source de données ;
- de les restituer de façon structurée et synthétique, pour constituer un document de référence, aisément consultable par l'ensemble des acteurs, qui fournisse tous les éléments clefs sur la qualité des eaux et les sources de pollution du bassin, et des illustrations cartographiques claires et pédagogiques ;
- d'apporter une expertise quant à leur signification en termes d'altérations des masses d'eau, d'origine des altérations et de mesures ou d'actions à mettre en œuvre, notamment pour respecter les objectifs de bon état des masses d'eau.

2.3 SUR LA PARTICIPATION DU PUBLIC

2.3.1. Avant enquête publique

Cette révision du SAGE des Gardons a commencé dès septembre 2009. De nombreuses réunions ont eu lieu pendant les cinq années précédant cette enquête publique avec des associations type ASA et des élus, etc.

Des commissions géographiques ont même été organisées pour rencontrer le public. Pour les années 2010 et 2011, la participation du public a été de 51 personnes sur 4 réunions et pour l'année 2012, la participation du public s'élève à 68 participants sur 4 réunions. Cette participation du public a été relativement faible.

2.3.2. Pendant l'enquête publique

Pendant l'enquête publique, la participation a également été faible. Le nombre d'observations reçues est de 25 sur 33 jours. En revanche, la commission d'enquête estime les problèmes soulevés pertinents.

2.3.3. Points perfectibles

La commission regrette que 162 communes n'aient pas eu un résumé non technique au format papier (1^{ère} partie du rapport de présentation) qui aurait permis une consultation plus simple de l'objet de l'enquête par le public, en sus du CDROM.

La commission d'enquête considère que le choix de placer un registre d'enquête par communes du bassin versant n'était pas le plus adapté ; il aurait été préférable de prévoir le dépôt des inscriptions d'observations ou de courriers dans un certain nombre de communes, lieu de permanence des commissaires enquêteurs, ceci afin de faciliter la collecte des remarques.

2.4 AMELIORATIONS DU PROJET

Globalement, ce dossier très dense et en volume important (720 pages) est difficile à assimiler par une grande partie de la population concernée. La commission d'enquête se demande si la consultation du public par ce moyen était la plus appropriée. A notre avis, une consultation à partir d'un dossier simplifié, donc résumé, aurait pu amener plus de remarques.

2.4.1. Corrections documentaires

L'atlas cartographique du PAGD et du règlement devrait être corrigé pour y faire apparaître une numérotation des planches, inexistante sur le document présenté actuellement.

La commission préconise la mise à jour des zones humides lors de la prochaine révision du document. Il nous a été signalé une zone humide de plus de un hectare au Clau de Trouillas entre l'Avène et la Droude sur la commune de Saint Hilaire de Brethmas.

Les objectifs de ce SAGE sont pertinents et permettent d'avoir une très bonne connaissance de l'état des masses d'eau souterraines. Malgré cette avancée, le dernier rapport en date de la commission d'enquête pour la révision du SAGE (Tribunal administratif Nîmes 2015) laisse encore paraître un écart important quant à la perception des informations liées à la qualité des eaux souterraines dans le territoire. Notamment à la page 79 du rapport (Figure 23), « la commission regrette que 162 communes n'aient pas eu un résumé non technique qui aurait permis une consultation plus simple de l'objet de l'enquête par le public ».

Une réflexion se pose donc autour du niveau de perception de la situation par les acteurs (en particulier le public). Dans le cadre de la présente étude et sur la base de la démarche scientifique d'Endsley (Endsley 2015), nous avons proposé l'organisation d'un atelier d'évaluation de la différence de perception de l'information sur la qualité des eaux souterraines par les acteurs du territoire.

1.3.2.3 Preuves de l'existence d'une problématique liée aux différences de perception de la qualité des eaux.

Le rapport de la commission d'enquête pour la révision du SAGE rendu public par le tribunal administratif de Nîmes en 2015 (Tribunal administratif Nîmes 2015) présente en annexe des positions d'acteurs qui prouvent que les niveaux de perception de l'information liée à la qualité de l'eau sont très disparates. Les lettres de riverains (Figures 24 et 25) sont des éléments qui prouvent qu'il est utile de s'interroger sur la manière dont les différents acteurs du territoire perçoivent la préoccupation socio-environnementale censée être commune.

Annexe X – Lettre de M. Yves Ausset de St Etienne Vallée Française



ENQUETE PUBLIQUE SAGE DES GARDONS

Je me permets de faire quelques observations dans le cadre de cette enquête publique :

D'une part, il est bien de faire des enquêtes mais ce dossier est beaucoup trop lourd, plus de 300 pages, c'est illisible.

D'autre part, échaudé par le SPANC (autre injustice), et au cas où il serait envisagé de faire payer les usagers de sources privées suite à une installation de compteurs sous prétexte d'économie d'eau je tiens à faire part des éléments suivants :

- sur les économies d'eau :

je pense qu'en 2015 le prélèvement d'eau est inférieur à celui qu'il était au temps où toutes les prises d'eau sur les Gardons et leurs affluents étaient en fonction !

- sur un éventuel paiement :

j'estime qu'il serait injuste et inadmissible de faire payer l'eau aux utilisateurs de sources ou de prises et autres captages, comme les usagers des réseaux publics ils paient déjà les installations, la maintenance et les analyses pour la consommation, (sans compter que leurs impôts participent même et déjà au subventionnement départemental des adductions publiques) ;

car, dans le même temps et en fait, les usagers bénéficiant de réseaux publics ne paient pas l'eau elle-même, ils ne paient que les travaux (moins les subventions citées plus haut) qui permettent de leur amener de l'eau et la maintenance des installations même si la facture tient compte par un souci de répartition de la quantité consommée ;

de plus beaucoup de personnes utilisant des sources privées préféreraient être desservies, avec l'avantage de n'avoir aucun souci, par un réseau public ce que le plus souvent la géographie ne permet pas !

Et je ne parlerai pas des multiples, variées et parfois contradictoires réglementations sur les cours d'eau, il y aurait beaucoup à dire ... un retour à un peu plus de liberté me semblerait indispensable ... bien que né en 1948 je ne suis pas soixante-huitard au contraire, mais que sont loin le slogan « il est interdit d'interdire » et la phrase attribuée au Président Pompidou « il faut arrêter d'emm... les Français »... !

Fait à St Etienne Vallée Française le 16 avril 2015 :



Yves AUSSET
Le Crémat
48 330 St Etienne Vallée Française

Figure 24: Extrait du rapport de la commission d'enquête pour la révision du SAGE

Annexe V - Lettre 1 de M. Régis MARTIN de Saumane

Monsieur Martin Régis
30125 Saumane

Le 27 mars 2015

A

Messieurs les commissaires enquêteurs

Cela fait longtemps qu'une chape de plomb s'est installée sur nos Cévennes, perturbant notre quotidien et un certain mode de vie ancestral. Années après années, de nouvelles réglementations, de nouvelles contraintes, de nouvelles prescriptions, viennent alourdir le panel de mesures administratives, de contrôles et d'obligations de toutes sortes, dans nos vallées cévenoles. Cette énième enquête publique, qui concerne le SDAGE ou le SAGE des gardons, est composée de plusieurs fascicules (rédigés par des gens sans doute intelligents), dont le contenu, tellement touffu et indigeste ne peut être compris que par leurs auteurs. Ces derniers, pour la plupart, ont sans doute grandi et vécu dans leur confort bourgeois d'écolos choyés et de fils à papa, loin de la réalité du terrain et de la difficulté rencontrée par les ruraux pour vivre et travailler sur ce territoire. Je n'ai pas la capacité intellectuelle de comprendre ce dossier et je viens donc vous relater, même si cela peut paraître hors sujet, ma connaissance du milieu naturel, comme tous les cévenols de ma génération peuvent en témoigner. J'ai grandi, très heureux, dans un confort très spartiate de ma maison familiale, au bord d'un petit ruisseau. C'était une époque où la maison était dépourvue d'eau courante, de salle de bain et de toilettes. La bouillote du fourneau donnait l'eau chaude pour la toilette, la lessive, la vaisselle. L'eau avait souvent plusieurs usages ; laver la salade, puis rincer la vaisselle ou arroser les fleurs, par exemple. Notre bonheur familial avait tout de même ses limites, principalement, lorsque, plusieurs fois par jour, nous allions puiser l'eau à la fontaine, située à deux cents mètres de la maison. L'été, la fontaine tarissait et nous étions contraints de nous alimenter au « pissoulet », où notre arrosoir en zinc, mettait une quinzaine de minutes pour se remplir, il nous est même arrivé une année de très grande sécheresse d'aider une voisine âgée à porter son eau sur un kilomètre dans une pente impossible. Alors, gens vertueux, donneurs de leçons et autres intégristes de l'environnement, cela fait bien longtemps, qu'en Cévennes, on connaît la nécessité d'économiser la ressource en eau, de préserver sa qualité et le prix qu'il en coûte toujours aujourd'hui pour s'en procurer. Quant aux toilettes, situées à 50m de la maison, elles étaient sèches...ou mouillées, selon la saison ! Un W.C à la Turque, avec évacuation des matières selon les ressources en eau du moment ! Pas de papier toilette, encore moins de produits chimiques ! Les cévenols qui ont connu ce temps là peuvent vous le confirmer : ils sont extrêmement satisfaits d'avoir l'eau courante dans la maison, de pouvoir se doucher, d'utiliser des toilettes intérieures et ne plus connaître...les courses rapides dans les frimas de l'hiver !!! Peut-être, certains donneurs de leçons en matière d'environnement, drapés dans leur faconde, leur certitude de tout savoir, leur attitude hautaine et condescendante, seraient bien inspirés de s'imprégner de l'histoire de ce pays, de vivre le quotidien des gens pauvres et humbles, attachés à leur terroir. Ils comprendraient alors qu'il faut cesser de les étrangler par des contraintes administratives et financières. Mais, cela est une autre histoire !!

Figure 25: Extrait du rapport de la commission d'enquête pour la révision du SAGE



1.3.3 Conception et animation d'un atelier interactif : outil d'aide à l'évaluation et à la mise à niveau des perceptions des informations liées à la contamination des eaux souterraines par les acteurs du territoire

1.3.3.1 Objectifs spécifiques et méthodes de mesures

(i) Objectifs spécifiques :

- Reconstituer une table de simulation d'interactions d'acteurs
- Examiner et comparer les perceptions des acteurs vis-à-vis de l'information liée à la pollution des eaux souterraines
- Créer des interactions entre les acteurs et évaluer l'impact de ces interactions sur la perception
- Tenter des propositions de mise à niveau des perceptions

(ii) Méthode de mesure : la conscience de la situation

- Choix de la méthode

Il existe plusieurs approches pour mesurer la conscience de la situation : les mesures objectives, les mesures subjectives, les mesures de performances et de comportement pour ne citer que celles-ci. Les mesures objectives évaluent directement la conscience de la situation en comparant les perceptions qu'un individu a de la situation ou de l'environnement à une réalité considérée comme objective, ou « vraie », sur le terrain. Ces mesures demandent généralement à être réalisées dans des situations en cours ou après leur occurrence, avec des outils permettant de comparer précisément les ressentis individuels à la réalité du terrain (Endsley 1995a) (Exemple : la technique d'évaluation globale de la connaissance de la situation (SAGAT) (Endsley 1988)). Les mesures subjectives évaluent directement la conscience de la situation en intégrant les parties prenantes au centre de la mesure pour qu'elles évaluent elles-mêmes leur propre positionnement sur une échelle graduée qui leur est proposée (par exemple la technique de notation de conscience de la situation (SART) (Taylor 2011)). Dans ce travail, le choix des mesures subjectives a été fait compte tenu des moyens pratiques d'acquisition et d'expression des acteurs/parties prenantes. La méthode de la conscience de la situation de Endsley a été retenue. Concrètement, il a été conçu et mis

en œuvre un atelier interactif pour mesurer et évaluer le premier niveau de conscience de la situation des parties prenantes, à savoir la perception.

- Elle est scientifiquement défendable et applicable au contexte de cette étude.
- Les résultats obtenus se présentent sous une forme permettant une meilleure compréhension de la nature des risques et de la manière dont ils peuvent être contrôlés.
- Elle peut être utilisée par divers analystes de telle sorte qu'elle soit retraceable, reproductible et vérifiable.

- **La conscience de la situation par Endsley**

Le modèle de conscience de la situation de Endsley est le cadre théorique utilisé dans cette étude pour mettre en évidence les éventuelles différences de perception de l'information dans le site d'étude par les acteurs territoriaux (Figure 26).

Niveau 1 « perception » : la première étape pour atteindre la conscience de la situation est de percevoir les structures et les processus pertinents dans l'environnement. Ainsi, la perception, étape d'entrée, implique les processus de surveillance, de détection d'indices et de reconnaissance simple, qui conduisent à une prise de conscience de plusieurs éléments situationnels (objets, événements, personnes, systèmes, facteurs environnementaux) et de leurs états (emplacements, conditions, modes, actions).

Niveau 2 « compréhension » : ce niveau implique la synthèse des résultats des éléments de perception et conduit à un examen de ceux-ci. Des interconnexions et des corrélations seront créées pour constituer une histoire compréhension de la situation.

Niveau 3 « projection » : le troisième et plus haut niveau de la conscience de la situation implique la capacité de projeter les actions futures des éléments de l'environnement. Le niveau 3 SA est atteint grâce à la connaissance de l'état et de la dynamique des éléments et à la compréhension de la situation (niveaux 1 et 2), puis en extrapolant ces informations dans le temps pour déterminer comment elles affecteront les états futurs de l'environnement opérationnel.

Le modèle de conscience de la situation d'Endsley illustre également plusieurs paramètres qui peuvent influencer le développement et le contrôle de la conscience de la situation, y compris les facteurs individuels, et environnementaux.

Le modèle d'Endsley montre comment la SA « fournit la base principale pour la prise de décision et la performance ultérieures dans le fonctionnement de systèmes complexes et dynamiques » (Endsley 1995). Bien qu'elle ne puisse garantir à elle seule une prise de décision réussie, la conscience de la situation prend en charge les processus d'entrée nécessaires (par exemple, la reconnaissance d'indices, l'évaluation de la situation, la prédiction) sur lesquels peuvent être basées des décisions pertinentes.

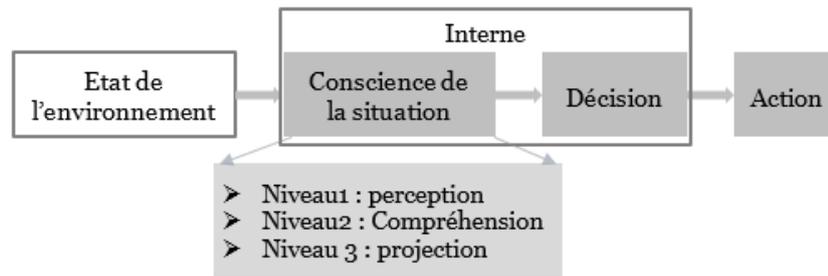


Figure 26: Modèle simplifié de la conscience de la situation repris par les travaux d'Endsley(1995a)

1.3.3.2 Conception de l'atelier

Pour conduire cet atelier, un plateau d'acteurs a été constitué avec des profils variés dans l'idée de représenter les parties prenantes du territoire en crise. Un story telling ou fil rouge, fil conducteur des informations de l'atelier, a permis d'aborder les aspects sociaux-historiques, scientifiques, écologiques et sanitaires du territoire. Ce fil conducteur a été le support d'animation de l'atelier. Par ailleurs, une grille d'évaluation a permis de recueillir la donnée brute en vue de son traitement en différé. Un enregistrement vidéo a permis de numériser le déroulement de l'atelier pour conserver la donnée émise au moment des commentaires et des interactions entre acteurs en atelier. Un atelier test a été organisé deux semaines avant l'atelier avec les acteurs du territoire, pour caler les paramètres d'évolution et d'évaluation de l'atelier tels que le nombre de tours, la qualité et le type d'informations à mettre à disposition, les temps de réactions et d'interaction des participants.

(i) Les acteurs

Deux types d'acteurs ont permis le déroulement de l'atelier : les acteurs du jeu de rôle et les acteurs d'observation. Les acteurs du jeu de rôle sont les individus qui ont accepté

de participer à la mesure. Les acteurs d'observation sont les individus qui ont organisé et observé le déroulement de l'atelier pour en retirer des observations, formuler des hypothèses ou dégager des premiers résultats spécifiques. Ces deux types d'acteurs sont présentés en détail dans les tableaux 7 et 8. À noter, en particulier, les affectations d'étiquettes, en dernière colonne : « profils scientifiques et industriels » (S1 à S4) et « profils Publics » (P1 à P4).

Code	Profil	Identifiants
A	Industriel minier (Industriel/ scientifique)	S1
B	Retraitée fonction publique, CPAM (Public)	P1
C	Correspondant région d'Alès du journal « Le Réveil du Midi » (Médias)	P2
D	Représentant Association ADAMVM (Syndicat/ Association)	P3
E	Correspondant Alès du journal « Midi Libre » (Médias)	P4
F	Ingénieur de l'Industrie et des Mines honoraire (Industriel/ scientifique)	S2
G	Professeur Education Nationale (Public)	P5
H	Hydrogéologue honoraire (Industriel/ scientifique)	S3
I	Conseil industrie minérale (Industriel/ scientifique)	S4

Tableau 7: Acteurs du jeu de rôle (S= scientifique/industriel ; P=public/médias/association)

Identifiants des acteurs du jeu	Profil	Code profil
Corinne CASIOT	UMR HSM, Directrice de recherche CNRS	Observatrice
Séverin PISTRE	UMR HSM, Professeur Univ. Montpellier	Observateur
Marc VINCHES	UMR HSM, CREER ERT , Professeur IMT Mines Alès	Rapporteur
Juliette CERCEAU	UMR HSM, CREER ERT , Chargée de recherche IMT Mines Alès	Rapporteuse
Lionel EBENGUE	Doctorant	Animateur

Tableau 8: Acteurs d'observation et d'animation

(ii) La grille d'informations

La grille d'informations (Figure 27) présente, dans l'ordre de leur tirage au sort, les informations qui ont été choisies et sur lesquelles les acteurs du jeu de rôle ont évalué leur perception de la situation. Le choix des informations est en étroite corrélation avec les aspects qui environnent la crise (la pollution des ressources en eau par les métaux lourds) dans leurs dimensions scientifique, sanitaire, écologique, et socio-culturelle.

Le patrimoine industriel et minier



Ancienne exploitation de barytine à Pied de Borne © François Marchand

Inattendus dans un espace naturel protégé, les vestiges du passé industriel et minier sont pourtant bien présents dans le Parc national. Un héritage parfois lourd à assumer, mais porteur d'une mémoire et d'un patrimoine au cœur d'enjeux de conservation et de valorisation.

Information 1- source : [Parc national des Cévennes](#)

Saint-Félix-de-Pallières: Arsenic et vieilles poubelles

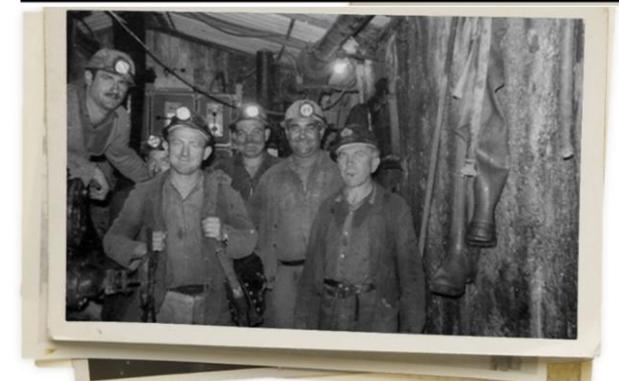
Depuis la fermeture des mines cévenoles en 1971, aucune opération de dépollution n'a été entreprise. Malgré des rapports alarmants, l'Etat tarde à prendre en compte la toxicité d'un site où tuffeurs et villageois cohabitent sous tension.



Le crassier de l'ancienne mine Saint-Joseph. (photo Nanda Gonzague)

par [Antoine Guiral](#), Envoyé spécial à Saint-Félix-de-Pallières
publié le 12 mars 2013 à 19h06

Information 2- source : [Libération édition du 12/03/2013](#)



Mineurs au fond, à la mine de La Croix-de-Pallières, en 1965

Le témoignage des mineurs est d'autant plus précieux que rares sont les promeneurs ou les résidents, sur l'ancien carreau de la mine, à savoir que les sables gris, omniprésents, sont très contaminés.

Information 3- source : [Alain RENON et Arnaud JOUVE, RFI, 2016](#)

Accueil > Santé

Gard : plomb, arsenic, cadmium, trop de métaux lourds dans leur sang



Michel Bourgeat, à Tormac, fortement intoxiqué à l'arsenic. / ALEXIS BETHUNE

Santé, Alès, Thoiras

Publié le 12/02/2016 à 06:04, mis à jour à 21:35

Les premiers résultats du dépistage de l'Agence régionale de santé (ARS) dévoilés.

Information 4- source : [Midi Libre, édition du 12/02/2016](#)

LE GALEIZON, LA RIVIÈRE SAUVAGE DOUBLEMENT RÉCOMPENSÉE !

Le label « Rivière en bon état » atteste de la bonne qualité écologique des eaux et récompense les efforts engagés pour la maintenir et l'améliorer. Il s'agit de la deuxième rivière labellisée du bassin versant des Gardons et la 11ème en région Occitanie.

Le label « Site Rivières Sauvages » confirme quant à lui la très grande qualité des habitats naturels du Galeizon Amont, depuis sa source jusqu'au seuil de Salèze (soit plus de 25 kilomètres de cours d'eau). D'une très grande exigence, rares sont les cours d'eau qui peuvent prétendre à ce label (environ 1 % des rivières françaises). Le Galeizon est la première rivière labellisée de la région Occitanie et la 18ème au niveau national.

Ces labels complémentaires récompensent les efforts réalisés depuis des années par les habitants et les acteurs locaux impliqués dans la préservation de ce cours d'eau d'exception, au premier rang desquels le Syndicat des Hautes Vallées Cévenoles, Aïza Agglomération et la Communauté de Communes des Cévennes au Mont Lozière.



La cérémonie officielle a eu lieu le 6 septembre 2018 à Saint Paul La Coste

Information 5- source : [EPTB gardons, 06/12/2018](#)

Figure 27: Grille d'informations

(iii) Grille d'évaluation

Pour évaluer la perception des informations par les acteurs du jeu de rôle, trois paramètres ont été retenus (Tableau 9) : le ressenti émotionnel, le niveau de connaissance du sujet et le ressenti à propos de la fiabilité de l'information. Le ressenti émotionnel a été gradué sur une échelle de 1 à 5 de telle sorte que chaque valeur corresponde au champ lexical suivant : (1) joie, satisfaction, enthousiasme (2) optimisme, espoir, attente positive, (3) indifférence, neutralité, (4) tristesse, frustration, inquiétude, (5) colère, dégoût, déception.

Couleur	Émotion	Commentaires
5		
4		
3		
2		
1		

Tableau 9: Grille d'évaluation du ressenti émotionnel

L'évaluation du niveau de connaissance du sujet a également été graduée en 5 niveaux exposés dans la grille suivante (Tableau 10) :

Code	Connaissance de la situation	Commentaires
5	Connaissance approfondie : j'ai une connaissance approfondie du domaine et je peux prendre une décision rationnelle totalement fondée	
4	Connaissance générale : j'ai des bases scientifiques et de connaissances générales suffisantes pour prendre une décision correcte sur la base d'informations de premier ordre	
3	Expérience et bon sens : j'ai une conviction basée sur l'expérience, sur le bon sens qui me permet de penser que je comprends globalement l'information et ses conséquences	
2	Connaissance limitée : mes connaissances dans le domaine sont limitées, je ne suis pas capable d'analyser de façon critique la situation	
1	Aucune connaissance liée au sujet: je n'ai aucune expertise particulière sur le domaine	

Tableau 10: Grille d'évaluation du niveau de connaissance du sujet

L'évaluation du ressenti quant à la fiabilité de l'information a été catégorisée en 3 options (Tableau 11).

Couleur	Doute	Choix
3	Cette information est fiable	
2	J'y crois à moitié; à vérifier	
1	Cette information n'est pas fiable	

Tableau 11: Grille d'évaluation du ressenti de la fiabilité de l'information

(iv) Déroulement de l'atelier

L'atelier s'est déroulé en deux séances de travail : la première séance a eu pour objectif de mettre en place les mécanismes de déroulement et de test de l'exercice dans un environnement physique complet. La deuxième séance a consisté à mettre en œuvre l'atelier. Le déroulé de l'atelier a été construit en 4 étapes :

- **Étape 1** : invitation des acteurs et explication du principe de l'atelier

- **Étape 2** :

- Phase 1 : tirage aléatoire de l'information et soumission aux acteurs pour évaluation.
- Phase 2 : premier tour : les acteurs expriment leurs perceptions selon les catégories des 3 grilles
- Phase 3 : interactions entre les acteurs sur les raisons du choix de leur position de perception
- Phase 4 : second tour : les acteurs expriment leurs perceptions selon les catégories des 3 grilles
- Les fiches de collecte des réactions sont récupérées à chaque fois pour enregistrer les données. L'étape 2 est répétée 5 fois pour exposer aux acteurs « parties prenantes » les 5 informations préparées.

- **Étape 3** : recueil des verbatim des synthèses des acteurs et commentaires spécifiques à chaud.

1.3.4 Résultats de l'atelier

(i) Observation des réactions et impact des interactions

De façon générale, on constate que pour chaque information et pour chaque acteur, les ressentis émotionnels ont été extrêmement variés (Tableau 12). De la déception à l'espoir, chaque acteur, à l'occasion de la réception d'une des informations ou d'une autre, a expérimenté cette variation émotionnelle. Entre les résultats des tours 1 et des tours 2, on note un impact non négligeable des interactions. Les discussions entre les acteurs ont permis de faire évoluer le ressenti de la plupart des acteurs notamment les P1, P3, P4, P5, S2, S3.

		Observation émotion										Impact des interactions				
Acteur	Tour 1					Tour 2					Variation de l'information					
	Variation de l'information					Variation de l'information					Variation de l'information					
	Info 1	Info 2	Info 3	Info 4	Info 5	Info 1	Info 2	Info 3	Info 4	Info 5	Info 1	Info 2	Info 3	Info 4	Info 5	
S1	3	2	4	4	1	3	2	4	4	1	0	0	0	0	0	
P1	5	4	4	5	2	5	5	4	5	2	0	-5	0	0	0	
P2	3	4	5	5	1	3	4	5	5	1	0	0	0	0	0	
P3	5	4	2	4	2	5	3	2	4	2	0	4	0	0	0	
P4	4	2	3	5	2	3	4	5	2	2	4	-3	-4	3	0	
S2	3	2	4	3	1	3	4	4	3	1	0	-4	0	0	0	
P5	4	3	4	4	2	4	3	5	4	2	0	0	-5	4	0	
S3	3	3	4	4	4	3	3	4	3	4	0	0	4	-3	0	
S4	2	4	4	4	2	2	4	4	4	2	0	0	0	0	0	

Tableau 12: Observations des ressentis émotionnels et impact des interactions entre les acteurs

Le niveau de connaissance du sujet par les acteurs a été recueilli (Tableau 13). On observe qu'il a relativement varié d'une information à une autre selon les acteurs. On peut regrouper les acteurs en 3 groupes par leurs niveaux respectifs de connaissance du sujet. Un niveau de connaissance sans aucune expertise particulière sur le domaine, dans lequel se situe P5. Un niveau de connaissance moyen basé sur l'expérience, sur le bon sens, qui comprend globalement l'information et ses conséquences : P1, P2, P3, P4 s'y positionnent. Enfin, un niveau de connaissance qui s'appuie sur des bases scientifiques et des connaissances générales suffisantes pour prendre une décision correcte sur la base d'informations de premier ordre : en font partie S1, S2, S3, S4. Les échanges tenus entre les participants, entre le tour 1 et le tour 2, ont permis à certains acteurs d'apprendre : augmenter leur niveau perçu de connaissance, notamment les P4 et P5, de manière non négligeable.

		Observation connaissance du sujet										Impact des interactions				
Acteur	Tour 1					Tour 2					Variation de l'information					
	Info 1	Info 2	Info 3	Info 4	Info 5	Info 1	Info 2	Info 3	Info 4	Info 5	Info 1	Info 2	Info 3	Info 4	Info 5	
S1	3	4	3	3	3	3	4	3	3	3	0	0	0	0	0	
P1	3	1	2	3	3	3	1	2	3	3	0	0	0	0	0	
P2	2	3	3	2	2	2	3	3	2	2	0	0	0	0	0	
P3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	0	0	0	0	0	
P4	2	2	2	3	3	3	3	3	3	3	-3	-3	-3	0	0	
S2	3	4	4	4	4	3	4	4	4	4	0	0	0	0	0	
P5	1	1	1	2	1	1	2	1	2	1	0	-2	0	0	0	
S3	3	4	4	4	4	3	4	4	4	4	0	0	0	0	0	
S4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	0	0	0	0	0	

Tableau 13: observations du niveau de connaissance du sujet et impact des interactions entre les acteurs

Le niveau de fiabilité des informations a été évalué (Tableau 14). Globalement les acteurs pensent que les informations sont fiables à condition de rajouter une vérification des sources et de connaissance des contextes d'obtention de ces dernières. En particulier S1 pense que la plupart des informations ne sont pas fiables. Les interactions ont permis à P4 de valider la fiabilité de 2 informations qu'il estimait « non fiables » au premier tour.

Fiabilité de l'information						Impact des interactions									
Acteur	Tour 1					Tour 2					Variation de l'information				
	Variation de l'information					Variation de l'information					Variation de l'information				
	Info 1	Info 2	Info 3	Info 4	Info 5	Info 1	Info 2	Info 3	Info 4	Info 5	Info 1	Info 2	Info 3	Info 4	Info 5
S1	1	3	1	1	3	1	3	1	1	3	0	0	0	0	0
P1	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	0	0	0	0	0
P2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	0	0	0	0	0
P3	3	2	3	3	3	3	2	3	3	3	0	0	0	0	0
P4	2	3	1	3	3	3	3	2	3	3	-1	0	-1	0	0
S2	2	3	3	2	3	2	3	3	2	3	0	0	0	0	0
P5	3	3	2	3	3	3	3	2	3	3	0	0	0	0	0
S3	3	3	3	3	2	3	3	3	3	2	0	0	0	0	0
S4	3	3	2	2	2	3	3	2	2	2	0	0	0	0	0

Tableau 14: Observations des ressentis de fiabilité de l'information et impact des interactions entre les acteurs

(ii) Analyses et interprétations

En superposant (Tableau 15 et Figure 28) toutes les caractéristiques de mesures de la perception, de profil des acteurs, de ressenti émotionnel pour chaque tour, de niveau de connaissance du sujet pour chaque tour et de fiabilité de l'information pour chaque tour, on peut formuler les hypothèses suivantes :

Hypothèse 1 : deux groupes remarquables de réactions et de perception des informations se dessinent : les acteurs S (les scientifiques/ industriels) et les acteurs P (le public (médias, population, association)). Les acteurs du groupe S ont une tendance à se regrouper, et ce pour chacun des critères de mesures. Les acteurs du groupe P ne présentent pas de caractéristiques particulièrement homogènes.

Hypothèse 2 : les acteurs S ont un positionnement de connaisseurs avec une moyenne du niveau de connaissance à 4 : ils ont la perception de disposer des bases scientifiques et des connaissances générales suffisantes pour prendre une décision correcte sur la base d'informations de premier ordre. Ces acteurs ont en moyenne un ressenti émotionnel global situé entre 3 et 4 traduisant une réaction qui s'appuie sur le champ lexical de (3) l'indifférence (4) de la tristesse et/ou de l'inquiétude. Cette neutralité peut être justifiée par le doute lié à la fiabilité de l'information. On remarque bien une demande générale de vérification des informations pour un positionnement plus argumenté et précis.

Hypothèse 3 : les acteurs P ont un positionnement très émotif avec une moyenne de ressenti émotionnel qui se situe entre 4 et 5 se traduisant par une réaction globale dans le champ lexical de (4) la frustration, l'inquiétude (5) la colère, le dégoût, la déception. Ces acteurs présentent un niveau de connaissance moyen basé sur l'expérience et sur le bon sens mais limité pour analyser de façon critique le sujet. Ce groupe fait donc confiance aux sources de l'information proposée et estime qu'elle est fiable de manière générale.

Hypothèse 4 : les acteurs P sont sensibles émotionnellement aux informations d'ordres socio-culturel et sanitaire ; les acteurs S sont plus sensibles aux informations d'ordre scientifique.

Acteurs	Tour 1					Tour 2					Tour 1					Tour 2					Tour 1					Tour 2				
	Observations - émotions										Observations - raison										Fiabilité de l'information									
	Info 1	Info 2	Info 3	Info 4	Info 5	Info 1	Info 2	Info 3	Info 4	Info 5	Info 1	Info 2	Info 3	Info 4	Info 5	Info 1	Info 2	Info 3	Info 4	Info 5	Info 1	Info 2	Info 3	Info 4	Info 5	Info 1	Info 2	Info 3	Info 4	Info 5
S1	3	2	4	4	1	3	2	4	4	1	3	4	3	3	3	3	4	3	3	3	1	3	1	1	3	1	3	1	1	3
S2	3	2	4	3	1	3	4	4	3	1	3	4	4	4	4	3	4	4	4	4	2	3	3	2	3	2	3	3	2	3
S3	3	3	4	4	4	3	3	4	3	4	3	4	4	4	4	3	4	4	4	4	3	3	3	3	2	3	3	3	3	2
S4	2	4	4	4	2	2	4	4	4	2	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	3	3	2	2	2	3	3	2	2	2
P4	4	2	3	5	2	3	2	4	5	2	2	2	2	3	3	3	3	3	3	3	2	3	1	3	3	3	3	2	3	3
P2	3	4	5	5	1	3	4	5	5	1	2	3	3	2	2	2	3	3	2	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
P5	4	3	4	4	1	4	3	5	4	2	1	1	1	2	1	1	2	1	2	1	3	3	2	3	3	3	3	2	3	3
P1	5	4	4	5	2	5	5	4	5	2	3	1	2	3	3	3	1	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
P3	5	4	2	2	4	5	3	2	2	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3	2	3	3	3

Tableau 15: Cartographie des corrélations entre profils des acteurs, le ressenti émotionnel, le niveau de connaissance du sujet, et la fiabilité de l'information

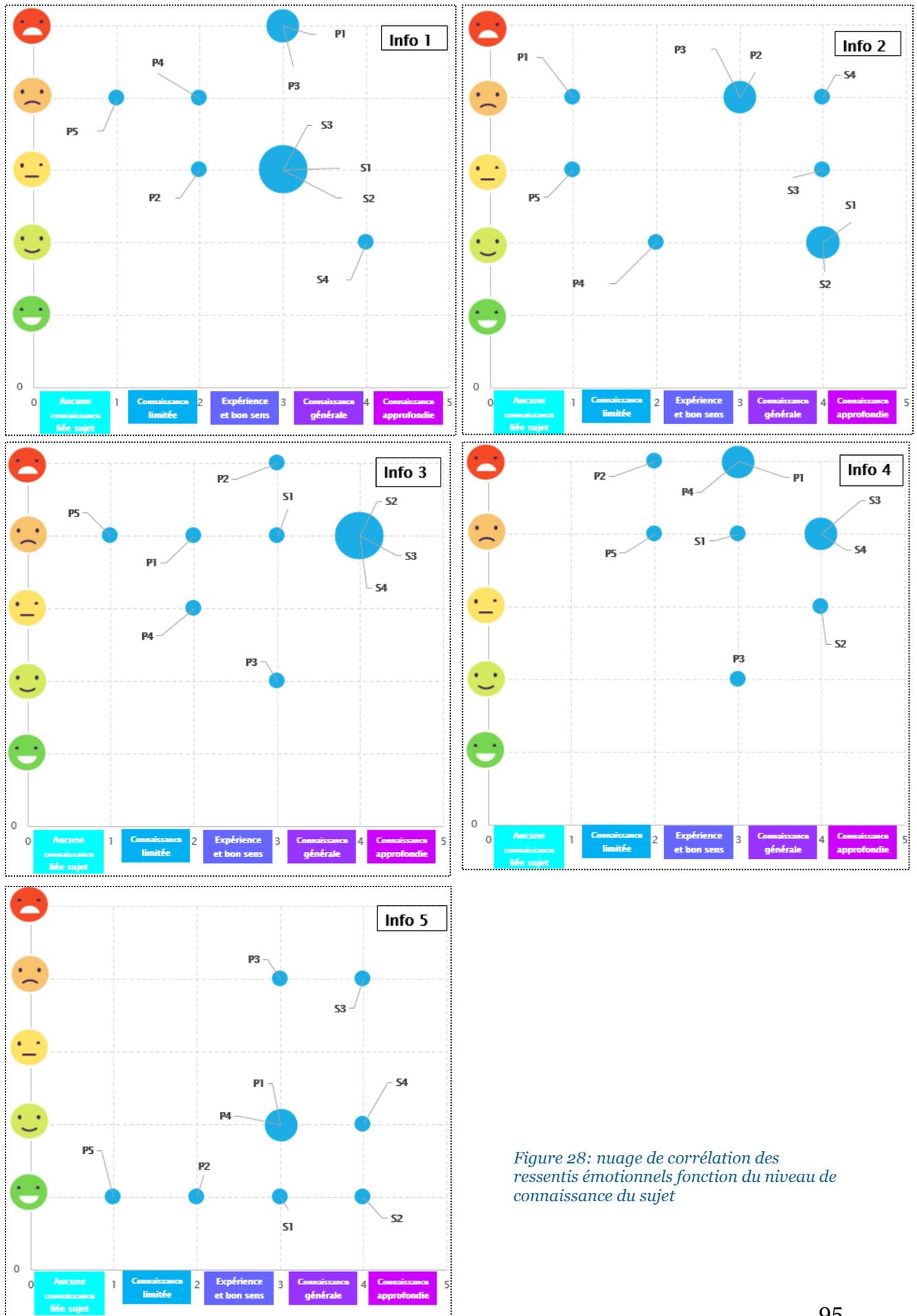


Figure 28: nuage de corrélation des ressentis émotionnels fonction du niveau de connaissance du sujet

(iii) Discussion

Les hypothèses émises dans l'analyse et l'interprétation des résultats doivent être validées dans le cadre d'une future étude approfondie. La population d'acteurs étudiée n'est pas assez dense pour rendre pertinente la confirmation des hypothèses formulées. Les mesures subjectives ont également tendance à être de nature globale, elles nécessitent une quantité importante de retours d'expériences pour affiner les résultats et leurs validations. Ceci peut avoir pour conséquences une perception apparente de la situation ou un positionnement apparent des acteurs émotionnellement. L'incertitude repose sur la représentativité incomplète de la population d'acteurs étudiée et la complexité liée à la subjectivité du modèle de mesure. Néanmoins, les auto-évaluations peuvent être utiles dans la mesure où elles peuvent fournir une évaluation du degré de confiance des acteurs dans leur perception et dans leur propre performance. Les verbatims (Annexe 7) permettent également de récolter les premiers retours réels d'un questionnement profond en terme gestion des ressources en eaux dans une démarche d'écologie territoriale. Cette étude permet cependant d'ouvrir des réflexions autour des questionnements suivants : les acteurs et parties prenantes du territoire en crise perçoivent-ils les informations caractéristiques liées à la crise ? Ont-ils le même niveau de conscience de la situation ? La différence de niveau de conscience de la situation n'est - elle pas un frein à la collaboration des parties prenantes ?



Figure 29: Déroulement de l'atelier 08/06/2021 au Centre de Recherche et d'Enseignement en Environnement et en Risques

1.4 Questions de recherche et plan de travail

L'analyse des perceptions des informations liées à la contamination des eaux souterraines par les acteurs du territoire d'étude montre combien il est important d'établir un diagnostic objectif, facilement interprétable, basé sur la détermination du fond géochimique et des contributions anthropiques. Cette détermination est notamment indispensable dans le cadre de l'évaluation de l'état chimique des eaux souterraines, puisque la réglementation DCE prévoit de prendre en compte le fond géochimique local dans les valeurs de référence. Elle permettra d'identifier les principaux points focaux de contamination anthropique, et de prioriser les actions à engager dans le but d'atteindre le bon état des masses d'eau visé par la réglementation Européenne. Ainsi, la contextualisation de la problématique de recherche peut être synthétisée selon un diagramme de cause à effet (diagramme d'Ishikawa) (Figure 30) :

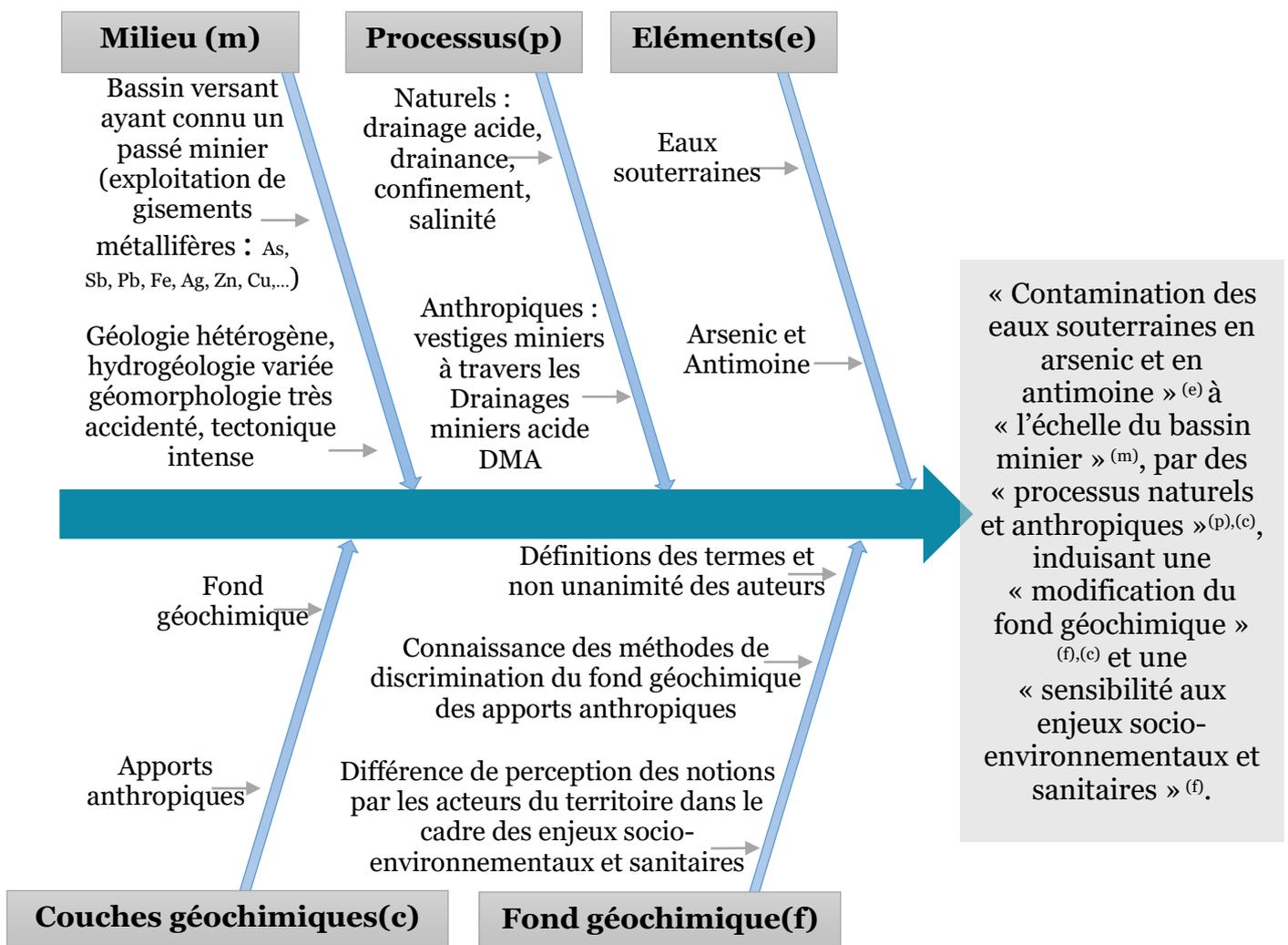


Figure 30: Contextualisation de la problématique de l'étude

Ce diagramme pose en préambule le postulat d'un effet induit par les causes (m),(p),(e),(c),(f) et ses composantes:

- **Milieu (m) et éléments (e) , c.f. section 1.2** : ces paramètres intègrent tous les éléments du milieu à savoir la géologie, l'hydrogéologie, les vestiges miniers, la géomorphologie, etc.
- **Processus (p) et couches géochimiques (c) , c.f. section 1.1.2** : ces paramètres renvoient aux facteurs qui sont susceptibles de faire varier le fond géochimique (facteurs naturels : drainage acide, drainance, confinement, salinité ; facteurs anthropiques : vestiges miniers par les drainages mines acides), les couches géochimiques étant considérées comme les supports d'expressions des différents apports.
- **Fond géochimique (f) , c.f. sections 1.1.1, 1.1.3 et 1.4** : ce paramètre renvoie à la perception de ce concept par les acteurs du territoire au moment de son évaluation dans la gestion environnementale. Dans les paragraphes concernés, il a été mis en évidence la difficulté à dégager l'unanimité des auteurs à définir ce concept et à retenir une méthode communément partagée de calcul. De plus, l'atelier a permis de confirmer que jusqu'à présent les parties présentes et les auteurs ne perçoivent toujours pas ce concept et ses implications aux me niveau.

De cette mise en contexte, on peut formuler trois ensembles géochimiques caractéristiques qui expriment ces interactions sous-jacentes entre roche et eau.

Ensemble 1 : composition minéralogique de la géologie du territoire (géologie).

Ensemble 2 : caractéristiques géochimiques des vestiges miniers (apports anthropiques).

Ensemble 3 : concentrations chimiques ambiantes des masses d'eau souterraines (fond géochimique ambiant).

La Figure 31 représente l'expression ensembliste des interactions entre les 3 ensembles. Cette démarche permet d'identifier 6 combinaisons possibles.

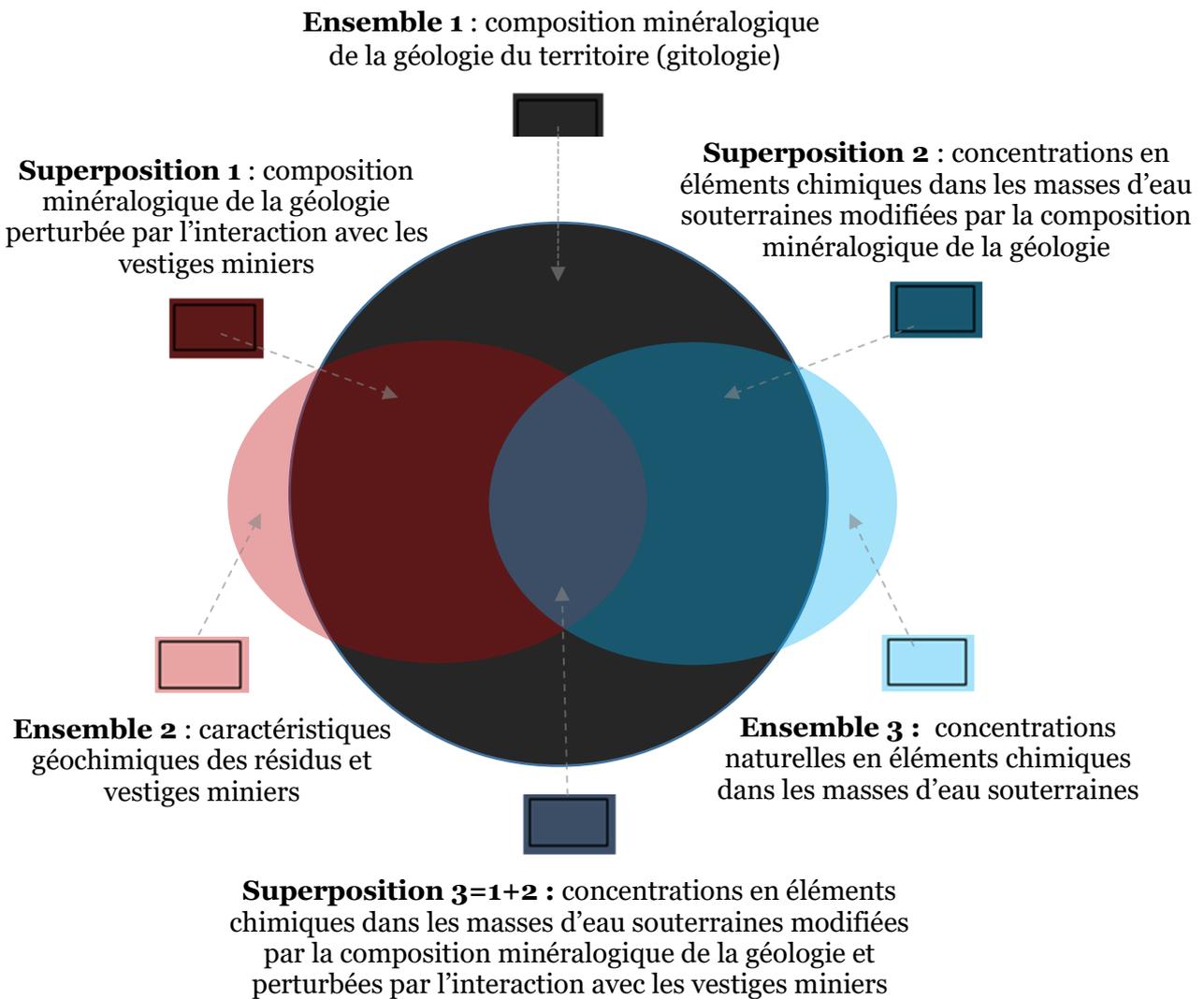


Figure 31: Combinaison d'intersections des ensembles : territoire-eau-activités anthropiques

En couplant à l'analyse combinatoire, si on désigne par N le nombre d'intersections possibles de ces trois ensembles alors :

$$N = \sum_{i=1}^3 C_3^i = C_3^1 + C_3^2 + C_3^3 \text{ pour tout } p \text{ et } n \text{ entiers naturels (avec } p < n),$$

$$\text{on a } C_n^p = \frac{n!}{p!(n-p)!}$$

$$\text{Donc } N = \frac{3!}{1!(3-1)!} + \frac{3!}{2!(3-2)!} + \frac{3!}{3!(3-3)!} = \frac{3!}{2!(1)!} + \frac{3!}{2!(1)!} + \frac{3!}{3!(0)!} = 3+3+1=7$$

L'analyse combinatoire propose 7 combinaisons possibles.

On remarque qu'il y a une différence entre l'approche combinatoire et l'approche géométrique, c'est l'absence d'une combinaison possible : la concentration en éléments chimiques des masses d'eau souterraines uniquement perturbée par l'interaction avec les vestiges miniers. En réalité cette combinaison est absorbée par la superposition 3 : « concentrations en éléments chimiques dans les masses d'eau souterraines modifiées par la composition minéralogique de la géologie et perturbées par l'interaction avec les vestiges miniers ».

L'objectif général de la présente thèse est donc de quantifier les contributions naturelle et anthropique aux niveaux d'arsenic et d'antimoine dans les masses d'eaux souterraines du bassin versant des Gardons, caractérisé par une géologie hétérogène, et un héritage minier. Il s'agit plus précisément : 1) d'établir un état des lieux en termes de concentrations actuelles en arsenic et antimoine dans les eaux souterraines du site d'étude ; évaluer la vulnérabilité et les risques environnementaux potentiels associés, 2) développer une méthodologie « générique », susceptible d'être adaptée à des cas similaires de contamination par les éléments traces métalliques, permettant de discriminer le fond géochimique des apports anthropiques en intégrant des données quantitatives (statistiques) et qualitatives (localisations des activités anthropiques, rattachement à un ensemble géologique donné), et 3) appliquer cette méthodologie (objectif 2) au site d'étude dans le cadre d'une initiation à l'analyse stratégique de la gestion environnementale dans ce territoire.

A l'heure actuelle, l'estimation des contributions naturelle et anthropique à l'enrichissement en éléments traces métalliques au sein des masses d'eau souterraine est réalisée sur la base d'estimations d'un fond géochimique naturel, généralement à une large échelle. Cette estimation ne prend généralement pas en compte l'ensemble des facteurs susceptibles d'influencer les concentrations en éléments traces métalliques. En effet, il est complexe d'intégrer, dans un même modèle d'analyse, l'hétérogénéité de la géologie du milieu d'étude, les différents processus de libération et de mobilisation des substances dans l'eau, et la proximité des sites miniers. Le verrou principal à faire sauter dans ce travail est donc la prise en compte simultanée de ces différents paramètres pour arriver à améliorer l'évaluation du fond géochimique naturel en arsenic et antimoine dans les eaux souterraines du site d'étude et les enrichissements liés à l'activité minière passée.

Le travail se déroulera en trois phases :

Phase 1 : Établir un état des lieux des concentrations actuelles en arsenic et en antimoine dans les eaux souterraines du site d'étude ; évaluer la vulnérabilité et les risques environnementaux potentiels associés.

- Complément d'inventaire des vestiges miniers,
- Recueil des données issues des bases de données sur la qualité des eaux souterraines ; acquisition de données complémentaires par échantillonnage et analyse des éléments majeurs et des éléments traces,
- Traitement statistique et cartographie des teneurs et études des corrélations,
- Étude de la vulnérabilité des masses d'eau souterraine,
- Évaluation des risques environnementaux potentiels

Phase 2 : Développer une méthodologie permettant de discriminer le fond géochimique des apports anthropiques en intégrant des données quantitatives (statistiques) et qualitatives (localisations des activités anthropiques, géologie).

- Développement d'un opérateur d'agrégation multicritères : conceptualisation,
- Prise en compte de l'influence liée à 1) la proximité des vestiges miniers par rapport aux points de prélèvement des eaux souterraines (sources), 2) la variation d'élévation entre les points d'eau souterraine et les vestiges miniers, 3) la proximité des points d'eau souterraine par rapport à des structures géologiques particulières (failles par exemple) susceptibles d'influencer les concentrations en augmentant la perméabilité et favorisant la vulnérabilité des nappes
- Application de l'opérateur pour l'élaboration d'une classification qualitative et quantitative du fond géochimique calculé des masses d'eau en arsenic ou antimoine.

Phase 3 : Appliquer cette méthodologie (objectif 2) au site d'étude.

Le synopsis suivant (Figure 32) récapitule ces différentes phases :

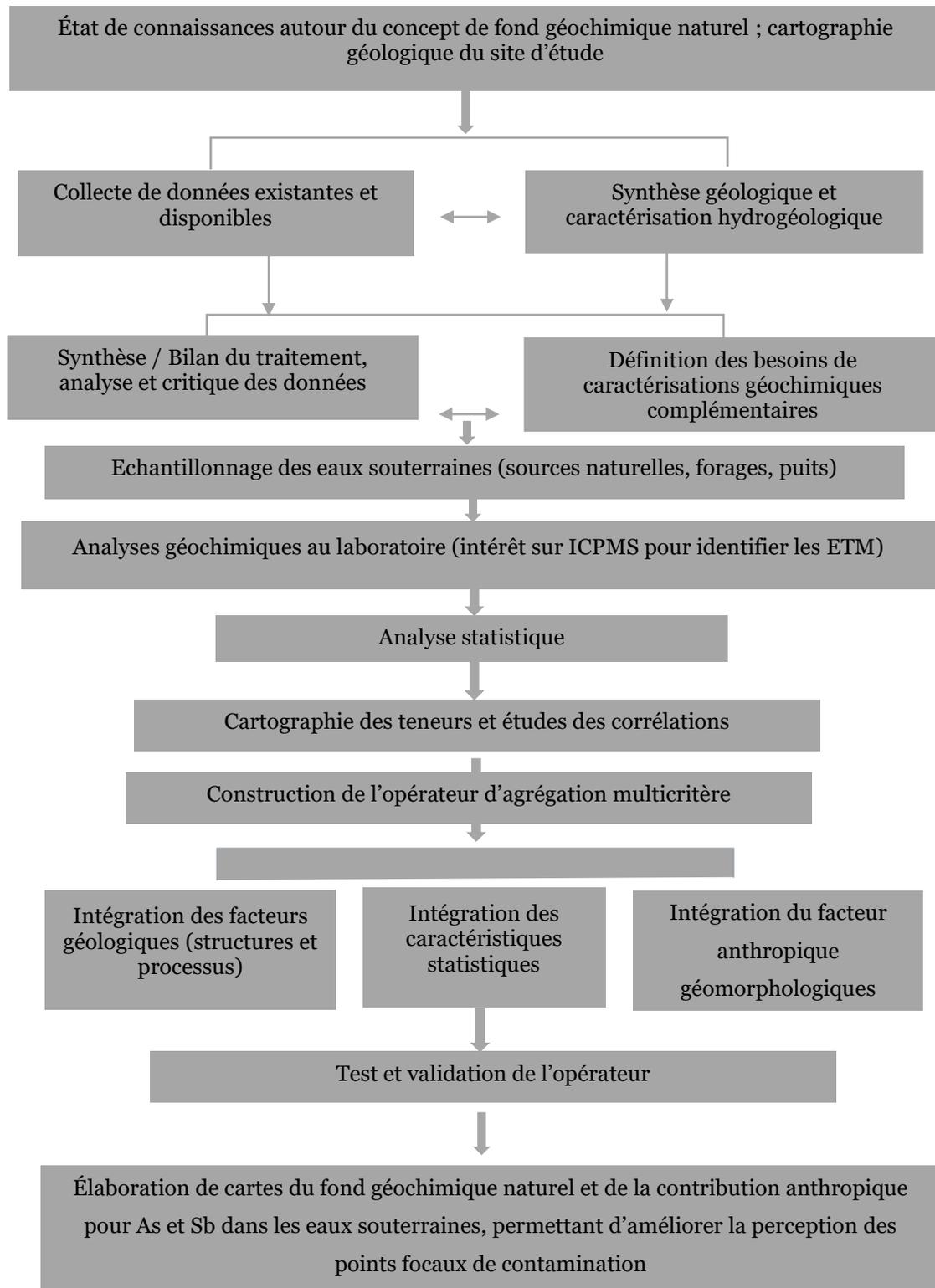


Figure 32: Plan de travail

Conclusion

Ce chapitre a permis de définir et de formuler la problématique abordée dans cette étude : comment faire les parts des contributions anthropique et naturelle en arsenic et en antimoine, dans les eaux souterraines d'un territoire ayant connu un passé minier. Il a permis de justifier pourquoi cette étude est utile et en quoi elle est complémentaire aux travaux antérieurs. En effet la perception et la compréhension de notion de fond géochimique par les auteurs ne font pas l'unanimité. Plusieurs l'entendent comme une valeur seuil minimum et d'autres comme une plage de valeur qui définissent la tendance générale géochimique en une substance donnée. Dans ce travail, il sera retenu l'appellation « fond géochimique naturel » (Natural Geochemical Background en anglais) pour spécifier la gamme de valeurs correspondant aux concentrations naturelles pour une zone d'étude donnée, non influencée par des activités anthropiques. Sachant que la composition chimique naturelle des eaux souterraines dépend de la nature lithologique des aquifères et des terrains superficiels traversés par l'eau, les techniques d'évaluation du fond géochimique ne prenaient jusqu'ici pas en compte le contexte d'anthropisation. Les méthodes de caractérisation du fond géochimique peuvent être regroupées en trois catégories. On distinguera les méthodes basées sur des approches directes (le suivi de l'anthropisation d'un site, la présélection d'échantillons issus de domaines vierges, la description des faciès géochimiques théoriques de l'eau (approche basée sur la soustraction à travers les éléments susceptibles de modifier le fond géochimique, méthode isotopique) les méthodes basées sur des approches indirectes (Régressions des moindres carrés partiels, La méthode fractale, diagrammes quantile-quantile, d'élimination des données aberrantes, Lepeltier) et les méthodes basées sur des approches combinées. La discrimination des apports anthropiques du fond géochimique naturel était peu abordée à cause de sa complexité.

Par ailleurs le site qui fait l'objet de l'expérimentation est le territoire décrit par la partie amont du bassin versant des gardons. Ce territoire est typique de la zone méditerranéenne avec des étés secs et des étiages estivaux très marqués. Principalement recouvert par une occupation forestière des sols, l'impact anthropique marquant et composé des vestiges miniers de l'activité minière passée (exploitation des gisements de fer, plomb, zinc, cuivre, or argent ...) et de l'espace industrielle actuelle.

La géologie est composée de deux grands ensembles à savoir la zone au Nord-Ouest en amont composée des Cévennes granitiques, des Cévennes métamorphiques, des calcaires des causses et du bassin houiller, et la géologie de la zone Nord-Ouest des garrigues correspondant à la partie aval, composés de calcaire, de marne, de dolomies.

Une introduction au diagnostic de la perception de la pollution des ressources en eau dans le territoire a été réalisée. La méthode de conscience de la situation de Endsley a permis de mettre en évidence la différence de perception entre le regroupement des profils scientifique et industriel d'une part, et du regroupement du grand public et des médias d'autre part. Cette différence permet donc de comprendre pourquoi il a été ouvert la question du lissage de perception des acteurs territoriaux dans le cadre d'une démarche d'écologie territoriale.

L'objectif général de la suite est donc de quantifier les contributions naturelle et anthropique aux niveaux d'arsenic et d'antimoine dans les masses d'eaux souterraines du bassin versant des Gardons, caractérisé par une géologie hétérogène, et un héritage minier. Il s'agit plus précisément : 1) d'établir un état des lieux en termes de concentrations actuelles en arsenic et antimoine dans les eaux souterraines du site d'étude ; évaluer la vulnérabilité et les risques environnementaux potentiels associés, 2) développer une méthodologie « générique », susceptible d'être adaptée à des cas similaires de contamination par les éléments traces métalliques, permettant de discriminer le fond géochimique des apports anthropiques en intégrant des données quantitatives (statistiques) et qualitatives (localisations des activités anthropiques, rattachement à un ensemble géologique donné), et 3) appliquer cette méthodologie (objectif 2) au site d'étude dans le cadre d'une initiation à l'analyse stratégique de la gestion environnementale dans ce territoire.

Chapitre 2 : Méthodes et outils d'investigations

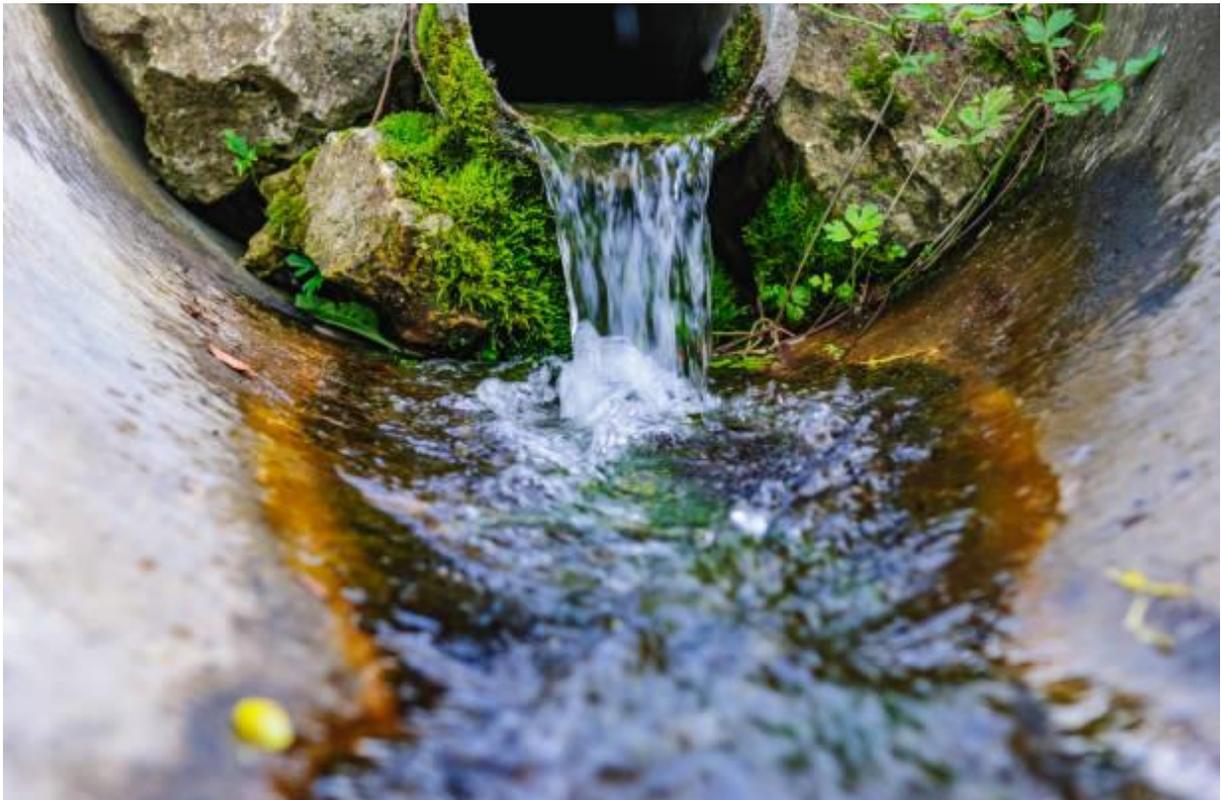


Figure 33: Source d'eau échantillonnée le 7 juillet 2020 à Saint Jean du Gard

Plan de travail

Introduction

2.1 Acquisition des données

2.1.1 Synthèse documentaire et campagnes de reconnaissance de terrain

2.1.2 Échantillonnage des eaux souterraines

2.2 Méthodes et outils de traitement des données

2.2.1 Traitement statistique

2.2.2 Outils d'analyse et de modélisation

2.3 Méthode retenue pour l'analyse de la vulnérabilité

2.3.1 Description de la méthode DRASTIC

2.3.2 Conditions d'utilisation et hypothèses simplificatrices

2.4 Construction de la fonction multicritère

2.4.1 justification des choix de la méthode

2.4.2 Définition des variables

2.4.3 Définition de l'opérateur

2.4.4 Détermination du fond géochimique

2.4.5 Évaluation de l'influence anthropique

Conclusion

Introduction

Ce chapitre traite de deux sujets. D'abord des moyens et outils d'investigation de terrain et documentaire qui ont permis la collecte des données, et d'autre part de la démarche de construction de la méthodologie de discrimination du fond géochimique et des apports anthropiques. Pour les moyens et outils d'investigations, il sera présenté l'acquisition des données par échantillonnage des eaux souterraines et de sources, et l'acquisition des données par les banques publiques de données sur les eaux souterraines ADES. En ce qui concerne la démarche méthodologique, les différentes étapes sont synthétisées dans la Figure 34.

La première étape consiste à recueillir les données géologiques, hydrogéologiques, géochimiques, et à recenser les anciens sites miniers, à partir des bases de données disponibles, permettant, d'une part, d'identifier différentes zones géographiques homogènes à large échelle, et de localiser, d'autre part, les perturbations naturelles (zones de fractures ...) et anthropiques (carrières, galeries de mines, vestiges d'anciennes installations de traitement de minerai, déchets miniers...) susceptibles d'influencer les concentrations en éléments traces. Il s'agit également d'acquérir des données complémentaires par des observations et un échantillonnage d'eaux de sources sur le terrain, permettant de renseigner les zones non couvertes par les bases de données existantes. La seconde étape consiste à traiter des données géochimiques (concentrations en éléments traces) à l'aide d'outils statistiques, permettant de définir des valeurs seuils dans chaque zone géographique, séparant la population principale des valeurs atypiques. Il s'agit également de traiter les informations géomorphologiques permettant de proposer une quantification de la vulnérabilité potentielle des sources vis-à-vis d'une contamination par des éléments traces d'origine naturelle ou anthropique. L'étape suivante consiste à intégrer, au sein d'un opérateur d'agrégation, les informations de différentes natures collectées pour chaque source (appartenance de l'échantillon à la population principale ou aux valeurs atypiques, prédisposition à un enrichissement d'origine naturelle ou d'origine anthropique), constituant une aide à la décision. Enfin, il s'agit de déduire, en chaque point de mesure, le fond géochimique naturel et la contribution anthropique, à partir du résultat donné par l'opérateur. Les différentes étapes sont détaillées ci-après.

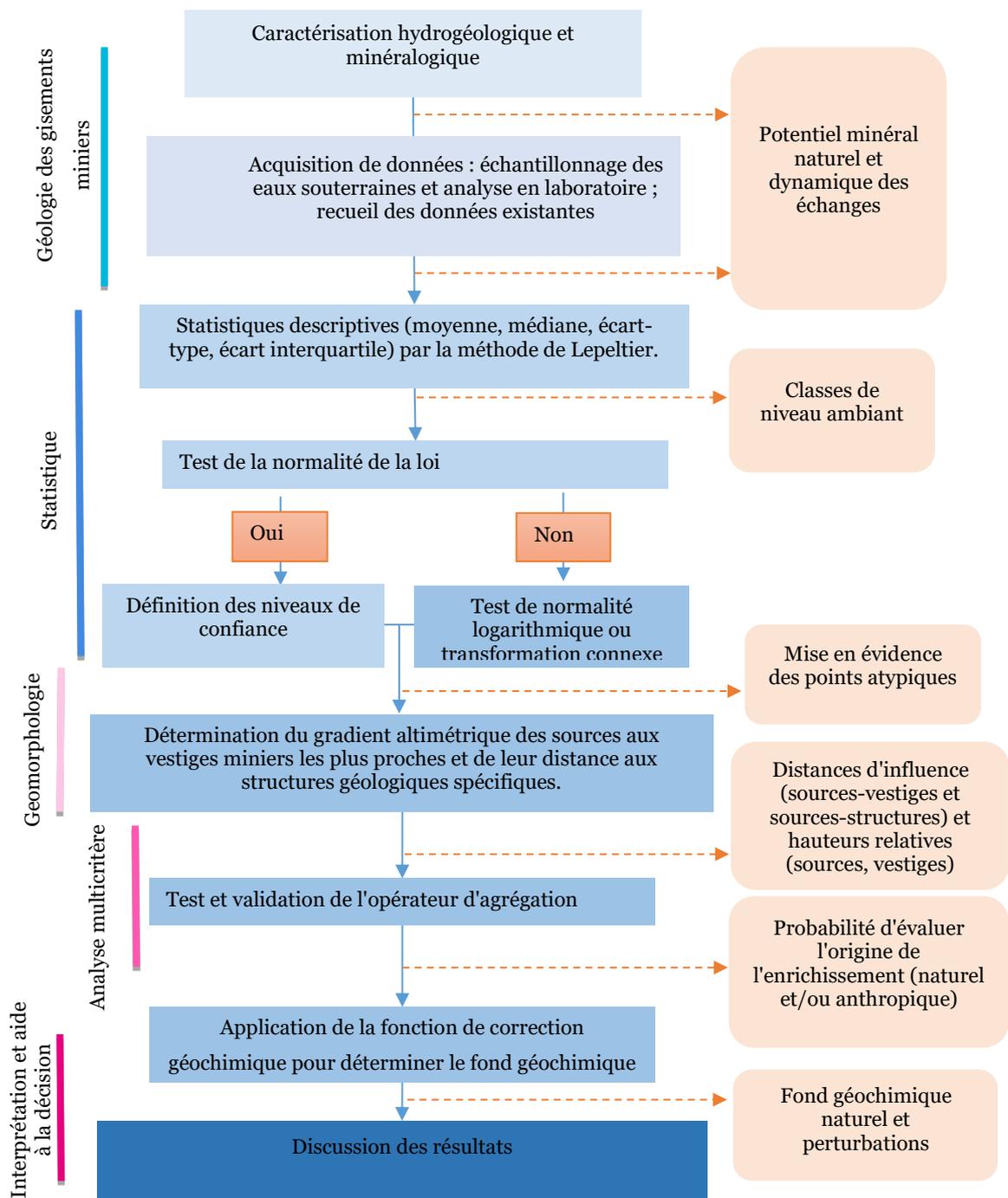


Figure 34: Cadre méthodologique général

2.1 Acquisition des données

2.1.1 Synthèse documentaire et campagnes de reconnaissance de terrain

La recherche documentaire a porté sur l'exploration des informations d'ordre géomorphologiques, géologiques, hydrogéologiques, sur la qualité des eaux souterraines, des informations issues de plans d'exploitation d'entreprises minières, des relevés d'inspections par le service des mines, descriptions d'activités ou d'évènements remarquables. La collecte des données a été faite principalement par l'exploitation des cartes existantes et la synthèse des travaux antérieurs de recensements ou d'analyses environnementales précédentes.

- **Cartes et documents liés aux unités administratives : les couches cartographiques** des unités administratives ont permis de délimiter les contours géographiques tels que les domaines, les communes, les départements pour la localisation du site d'étude et des structures particulières. Les formats de données acquis sont des vecteurs shapes files (points, lignes et polygones). Ces données sont issues du crowdsourcing effectué par les contributeurs au projet OpenStreetMap et sont sous licence ODbL qui impose un partage à l'identique. Elles sont librement téléchargeables sur plateforme ouverte des données publiques françaises (data.gouv.fr 2021), sur le site de l'Institut national de l'information géographique et forestière (ign.fr) et sur le geoportail (geoportail.gouv.fr).
- **Cartes et documents liés à l'hydrologie et l'hydrographie** : le rapport du Smage des gardons (2011) répertorie les caractéristiques des sous-bassins versants du bassin versant des gardons et des cours qu'ils drainent. Des données complémentaires ont été téléchargées sur la plateforme ouverte des données publiques françaises (data.gouv.fr 2021), sur le site de l'Institut national de l'information géographique et forestière (ign.fr) et sur le geoportail (geoportail.gouv.fr). Les formats de données sont des vecteurs shapes files (points, lignes et polygones).

- **Cartes et documents liés à l'occupation** : les cartes d'occupation des sols sont téléchargeables sur la base de données CORINE Land Cover (2018). CORINE Land Cover (CLC) permet de cartographier l'occupation des sols. Une surface minimale de 25ha est nécessaire pour cartographier des unités homogènes. Le logiciel Global Mapper a permis d'extraire dans ce cadre, l'occupation des sols correspondant aux limites du site d'étude. Le format de données ici est le raster (format image thématique).

- **Cartes et documents liés à la géomorphologie** : les cartes de relief ont été utiles autour de l'étude. Elles ont été obtenues par extraction des SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) à partir du logiciel Global mapper. Les formats de données acquis sont les Rasters SRTM et les Modèles Numériques de Terrain (MNT). Les données SRTM résultent d'une mission collaborative de la National Aeronautics and Space Administration (NASA), de la National Imagery and Mapping Agency (NIMA), de l'agence spatiale allemande (DLR) et de l'agence spatiale italienne (ASI), pour générer des modèles numériques d'élévation (MNE) quasi-global de la Terre en utilisant l'interférométrie radar.

- **Cartes et documents liés aux formations et structures géologiques** : la géologie du site d'étude a été documentée par les notices et cartes géologiques du BRGM (BRGM 2018a ; ALABOUVETTE et al. 1988; ELMI et al. 1989; Béziat et al. 1995; Faure et al. 1999; Rolley 2007). Des données complémentaires ont été obtenues sur la plateforme ouverte des données publiques françaises (data.gouv.fr 2021), sur le geoportail (geoportail.gouv.fr) et sur Infoterre (infoterre.brgm.fr). Les Données disponibles sur le site InfoTerre sont soumises à la licence ouverte / Open Licence Etalab Version 2.0. Les notices explicatives ont permis d'ajouter des détails quant à la variabilité spatiale de l'échelle et des formations géologiques. Les formats qui ont été utilisés sont les rasters (GeoTIFF) et les vecteurs shapes files (points, lignes, polygones).

- **Cartes et documents liés aux vestiges miniers** : les données minières ont été obtenues par exploration des bases de données en ligne de la banque des données issues du sous-sol (BSS), et les notices et cartes géologiques (BRGM 1994; Coste 2003; ELMI et al. 1989; ARENE et al. 1978; BERGER 1972; ELMI

et al. 1989; GUERANGE-LOZES et al. 1990; FAURE et al. 2008; ALABOUVETTE et al. 1988; BRGM 2018a). Les données d'exploitation minière sont constituées des domaines miniers d'exploitations passées ou récentes. Ces domaines sont représentés par des points géographiques qui contiennent les informations caractéristiques de la substance minérale exploitée : type de minerai et minerais connexes, tonnage, commune, nom du domaine. Selon les variations de l'échelle spatiale, l'échelle temporelle et le code minier en vigueur, plusieurs sources ont permis de reconstituer l'inventaire des vestiges miniers de la fin du 18^{ème} siècle à nos jours. Pour avoir une base de données minières, une compilation de plusieurs sources (BSS, BRGM, DREAL) a été nécessaire. Les formats des données utilisées sont des vecteurs shapefiles (points, lignes, polygones).

- **Cartes et documents liés à l'hydrogéologie et à la qualité des eaux souterraines :** Le travail sur la caractérisation des masses d'eaux souterraines par ROUX (2006) et la surveillance du SMAGE des Gardons (2011b) ont permis de visualiser et délimiter les masses d'eau souterraines du site d'étude. Les fiches sur la qualité de l'eau de l'ADES ont permis de compléter les caractéristiques hydrogéologiques des formations géologiques et les données sur la qualité des eaux (concentrations en arsenic et en antimoine). L'ADES est le portail national d'Accès aux Données sur les Eaux Souterraines pour la France métropolitaine et les départements d'outre-mer. Il rassemble sur un site Internet public des données quantitatives et qualitatives relatives aux eaux souterraines. Le portail ADES est un produit du SIE (Système d'Information sur l'Eau). Cet outil réunit les données quantitatives et qualitatives de nombreux partenaires : Agences de l'Eau, Directions Régionales de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL), Agences Régionales de Santé (ARS). Les données de qualité des eaux souterraines de l'ADES sont acquises dans le cadre du contrôle sanitaire des eaux souterraines captées pour la production d'eau potable (uniquement les données sur les eaux brutes) ou dans le cadre du suivi des installations classées et sites pollués. La traçabilité des données du producteur à l'utilisateur garantit un bon niveau d'informations pour une meilleure utilisation et interprétation des données consultées, conformément aux préconisations du Service d'Administration Nationale des Données et

Référentiels sur l'Eau (SANDRE) : origine des données, indication du niveau de validité des données (ADES 2018).

Cinq (5) campagnes de reconnaissances géologiques complémentaires ont été réalisées et ont permis d'actualiser et de mieux apprécier certaines informations imprécises (cours d'eau pérenne ou non, structure géologique érodée ou non, vestiges miniers recouverts ou non, marqueurs divers d'érosion, etc.) dans la bibliographie. Le résultat de cette analyse a donné lieu à des cartes de synthèse géologique et hydrogéologique actualisées et plus précises que les cartes disponibles (Figures 13 et 16). À partir de la base de données ADES de qualité des eaux souterraines, les concentrations de deux éléments traces toxiques, l'arsenic et l'antimoine ont été extraites, pour les années 2019 et 2020. Ces éléments n'étant pas systématiquement mesurés en fonction de l'objectif du contributeur, une acquisition de données complémentaires (par échantillonnage) a été nécessaire afin de compléter l'information manquante sur certaines zones du bassin versant étudié.

2.1.2 Échantillonnage des eaux souterraines

L'acquisition de données par échantillonnage des eaux souterraines s'est déroulée en trois phases : la définition d'une stratégie d'échantillonnage, la réalisation de l'échantillonnage, puis l'analyse en laboratoire de ces échantillons pour déterminer les concentrations en éléments d'intérêt.

(i) Objectifs de l'échantillonnage

Les objectifs visés par l'échantillonnage sont :

- Pour les masses d'eau pour lesquelles des données sont disponibles dans l'ADES, permettre une inter-comparaison des mesures (données ADES et données issues de ce travail) et vérifier que les concentrations ne varient pas notablement dans le temps
- Connaître la qualité de l'eau sur les terrains non couverts par la surveillance des points de mesures ADES

- Identifier les marqueurs d'anthropisation sur les échantillons à proximité des vestiges miniers.
- Identifier les marqueurs de modification du fond géochimique naturel sur les échantillons en terrains vierges (non anthropisée).

La stratégie d'échantillonnage tient compte également de l'accessibilité du terrain.

(ii) Stratégie d'échantillonnage

Il a été défini une stratégie d'échantillonnage qui tient compte des formations géologiques et hydrogéologiques traversées, de l'accessibilité du site d'échantillonnage, de la proximité d'indicateurs d'anthropisation liés aux paramètres géochimiques recherchés et de la proximité avec des structures géologiques particulières (faille, plis, zone de décrochement et cisaillement, filons, contacts lithologiques, etc.). Ainsi, 39 échantillons ont été prélevés pour la plupart en amont de la faille des Cévennes, secteur faiblement couvert par les données de l'ADES, alors que cette zone est pertinente d'un point de vue des marqueurs de l'activité minière (Figure 37). Quelques échantillons ont également été prélevés dans des zones vierges, en amont du bassin versant, au nord et nord-ouest (par exemple A42 vers le mont Lozère, A72 Aujac), ainsi qu'en aval, au sud et au sud-est (A25 Notre dame de Rouvière, A17 vers Ners). Par ailleurs, il est apparu important de diversifier la nature des points d'eau (puits et sources). Les sources ont été privilégiées par rapport aux puits pour des raisons de disponibilité, d'accès, et du risque de perturbation de la qualité de l'échantillon (échange entre matériau d'ouvrage et eau échantillonnée). Cependant, lorsqu'un forage et une source étaient disponibles dans une zone géographique restreinte (dans un rayon < 1 km), les deux ont été échantillonnés car les forages permettent d'accéder aux eaux plus profondes.

Les sources intègrent l'ensemble des caractéristiques chimiques de la nappe contenue dans l'aquifère hôte. Elles sont donc bien représentatives du système, pourvu que leur alimentation soit bien identifiée et que le débit soit suffisant afin de drainer le maximum d'informations chimiques intégratrices de l'aquifère. Elles permettent d'éviter les problèmes de contaminations liées au captage (mise en solution d'éléments métalliques contenus dans les tubages par exemple).

L'échantillonnage a été réalisé au cours de l'été 2019 et l'été 2020. La saison d'été est considérée comme la plus pertinente afin de privilégier les sources pérennes. Par ailleurs, les circulations souterraines sont aussi plus lentes et favorisent les échanges eau-roche. Enfin, les apports issus des eaux de surface sont limités et minimisés.

Pour orienter la grille d'échantillonnage, les éléments suivants ont été pris en compte :

- l'échelle de la zone d'étude : pour rappel, la zone d'étude s'étend sur une longueur de 70km et une largeur de 40 km environ. Sachant spatialement on retrouve une source d'eau reparti environ tous les 1,5 à 2 km selon les directions, une maille de 5 km a été choisi pour permettre une meilleure distribution des échantillons.
- l'accessibilité et la disponibilité des sources d'échantillonnage : la cartographie des données recueillies sur l'ADES a permis d'identifier les zones sans informations et sans données sur les eaux souterraines. Pour des raisons d'interpolation, des points complémentaires d'échantillonnage ont été choisies pour couvrir la répartition spatiale des échantillons.
- les orientations structurales : elles ont permis d'appréhender les grandes orientations de fracturation pour identifier les meilleurs points d'échantillonnage.

Une analyse structurale des grandes orientations des linéaments a été réalisée (Figure 35).

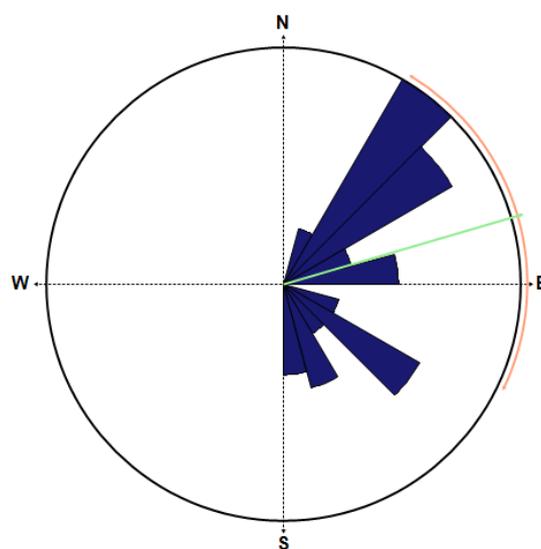


Figure 35: Orientation structurale des failles et fractures majeures

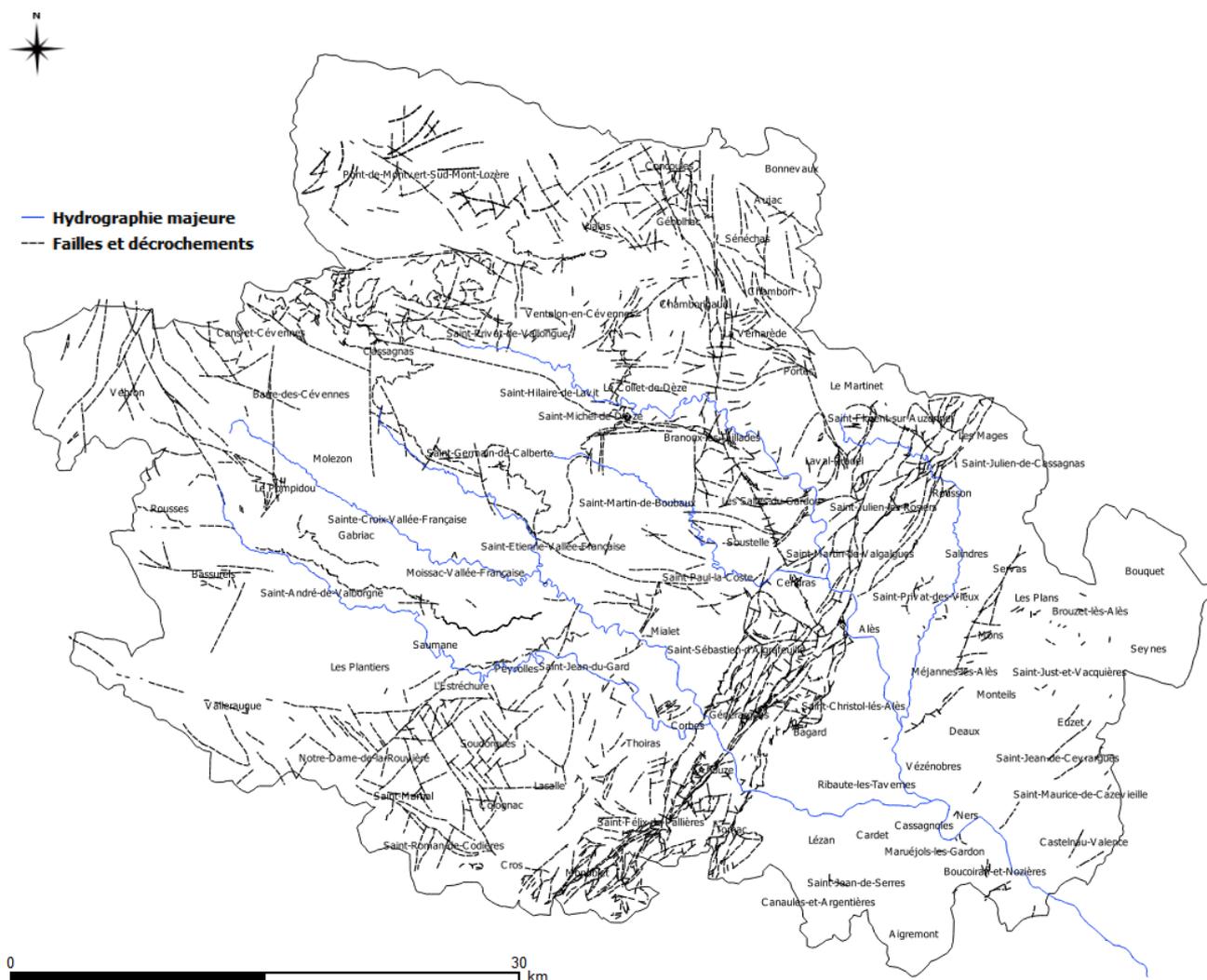


Figure 36: Carte des linéaments majeurs

Cette carte de linéament a permis de mettre en évidence des orientations tectoniques majeures (Figure 36)

Il ressort que les linéaments suivent 3 grandes orientations :

- Orientation N45°E : elle se justifie par la présence de la grande faille des Cévennes et de ses failles connexes
- Orientation N10°W : elle se justifie par la présence de la faille de Villefort
- Orientation N135°E : elle se justifie par la présence de nombreuses failles cévenoles (Saint-Germain-de-Calberte, Saint-Etienne-Vallée-Française, Cassagnas, etc.).

Les orientations tectoniques majeures N10°W et N135° expliquent pourquoi le réseau hydrographique est orienté en direction du Sud-Est. Le choix de l'orientation de la grille d'échantillonnage a donc été fait suivant ces deux directions résultantes, à savoir N45°E et N 135° E.

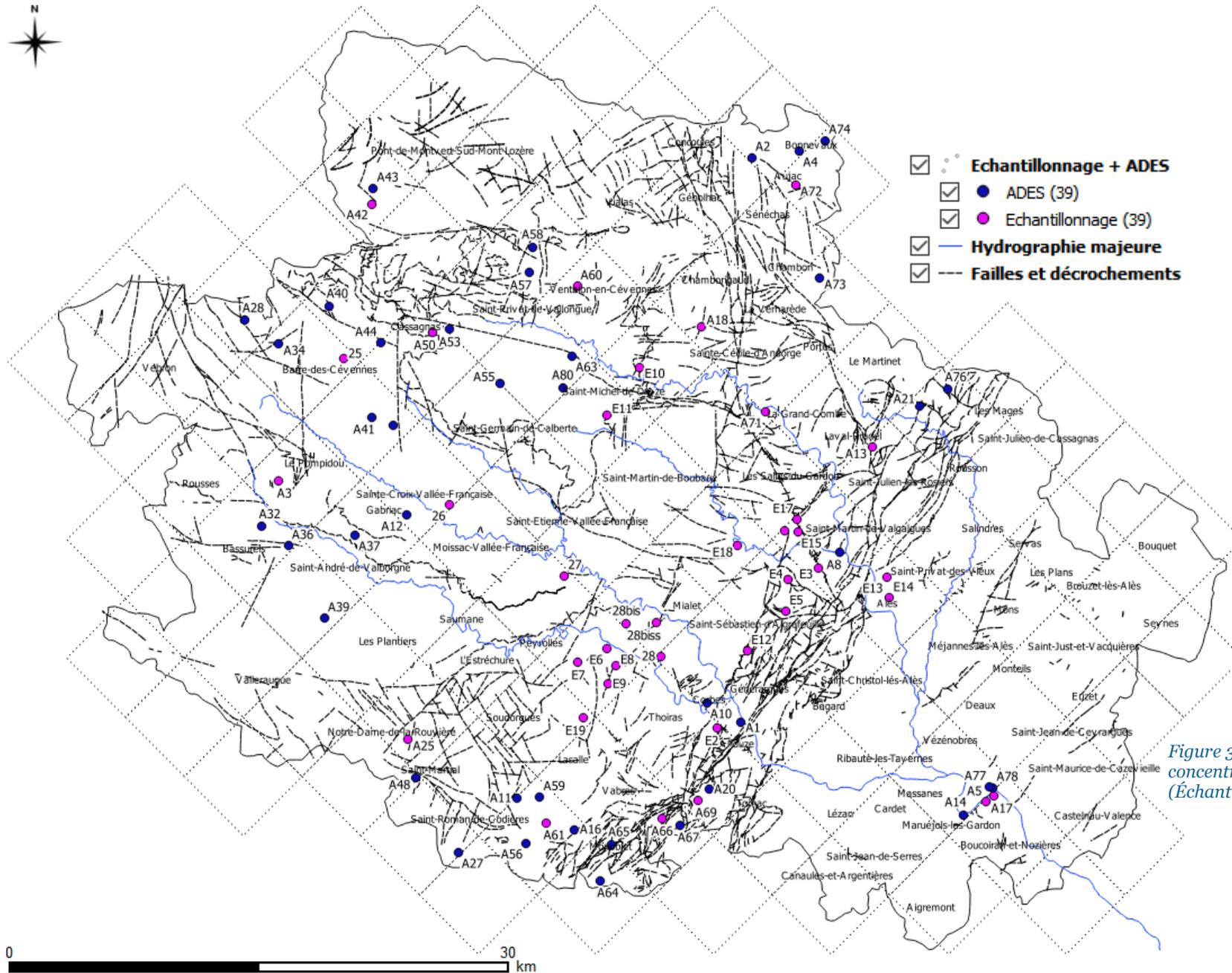


Figure 37: Acquisition des données de concentrations en As et Sb (Échantillonnage et données ADES)

0 30 km

(iii) Prélèvement et analyse des échantillons en laboratoire

Les prélèvements au niveau des sources et des puits ont été réalisés dans un flacon en polypropylène préalablement décontaminé à l'acide nitrique (qualité analytique) et rincé à l'eau MilliQ (Millipore). Les échantillons ont été filtrés (0,22 µm) et répartis dans différents flacons, en vue d'une caractérisation hydro chimique complète (anions et cations majeurs, alcalinité et éléments traces). Le flacon pour l'analyse des éléments traces et cations majeurs a été acidifié avec de l'acide nitrique supra pur à 1/1000 (en volume). Le flacon pour l'analyse des anions majeurs a été conservé à 4°C sans acidification, jusqu'à l'analyse. Un échantillon non filtré a été conservé pour l'analyse de l'alcalinité au retour du terrain. Les paramètres physico-chimiques principaux (pH, température, conductivité) ont été mesurés sur le terrain à l'aide d'un multi paramètre HACH. Les flacons ont été transportés et conservés à 4°C jusqu'à l'analyse. L'ensemble des résultats est disponible en annexes 3, 4 et 5 du manuscrit. Toutefois, seule l'analyse des éléments traces arsenic et antimoine a été exploitée dans cette étude. Sur le terrain, les coordonnées des sites d'échantillonnage ont été enregistrées avec un GPS. Les éléments traces ont été analysés par spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif ou ICP-MS (en anglais : Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry) sur la plateforme AETE-ISO de l'OSU OREME, Université de Montpellier. Les limites de détection sont de 0,004 µg/L pour l'arsenic et 0,03 µg/L pour l'antimoine. Les analyses d'anions et cations majeurs ont été réalisées par chromatographie ionique au laboratoire HydroSciences Montpellier. L'alcalinité a été déterminée par titrage acido-basique.

2.2 Méthodes et outils de traitement des données

2.2.1 Traitement statistique

On fixe pour hypothèse de description statistique la proposition suivante : « les données de qualité des eaux acquises sont les différentes expressions du phénomène d'échange chimique entre la roche (support aquifère) ou un élément anthropique et les eaux souterraines ».

(i) Statistiques descriptives

Les données de concentrations en arsenic et antimoine acquises pour chaque zone géographique ont été décrites par les différents éléments de description statistique classique, afin de caractériser la distribution des observations (échantillons).

Les critères de position

- **La moyenne** : décrit par la somme des modalités divisée par l'effectif total, elle fournit la valeur attendue, ou espérée (on parle aussi d'espérance) pour un échantillonnage réalisé au hasard ; $\bar{x} = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n x_i$
- **La médiane** : est la valeur centrale qui partage l'échantillon en 2 groupes de même effectif ; $\langle x_k \rangle : k=(n+1)/2$
- **Le mode** : est la valeur de donnée la plus fréquente. Le mode d'une série est la valeur centrale de la classe qui a le plus grand effectif.

Les critères de dispersion

- **L'écart-type et la variance** : la variance et l'écart-type caractérisent la dispersion des valeurs de la série statistique. Ils mesurent, sur l'ensemble des données, à partir de l'écart entre chaque valeur d'échantillon et la moyenne, une dispersion des valeurs observées autour de cette moyenne ; $variance = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2$ et Écart-type $\sigma = \sqrt{variance}$
- **L'étendue** : est l'écart qui sépare la valeur minimale de la valeur maximale de la série statistique. Autrement dit, la plage sur laquelle s'étend la série de données statistiques. Étendue = maximum – minimum
- **Les quartiles** : Q2 correspond à la médiane. Q1 et Q3 correspondent respectivement aux limites supérieure et inférieure des quarts de blocs de la série statistique. Si $n = 4p$: Q1 correspond à la moyenne entre la p^e et $(p+1)^e$ valeur. Q3 correspond à la moyenne entre la $(3p)^e$ valeur et la $(3p+1)^e$ valeur. Si $n = 4p+1$: Q1 correspond à la $(p+1)^e$ valeur. Q3 correspond à la $(3p+1)^e$ valeur. Si $n = 4p+2$: Q1 correspond à la $(p+1)^e$ valeur. Q3 correspond à la $(3p+2)^e$ valeur. Si $n = 4p+3$: Q1 correspond à la $(p+1)^e$ valeur. Q3 correspond à la $(3p+3)^e$ valeur.

(ii) Détection des anomalies par la méthode de Lepeltier

Lepeltier a proposé une méthode dans le cadre de la prospection minière pour détecter les anomalies chimiques, basée sur la somme cumulée des fréquences et représentée sur un graphe à échelle double logarithmique (Lepeltier 1969). Cette méthode se base sur l'hypothèse que les valeurs des éléments traces suivent une distribution log-normale. En cumulant les fréquences sur une échelle, un écart par rapport à la distribution log-normale peut facilement être mis en évidence par un changement brusque de pente. Cette approche a été utilisée dans des travaux de caractérisation du fond géochimique des sols (Matschullat et al. 2000). Elle sera utilisée dans le cadre de ce travail avec une légère modification pour mettre évidence les grandes tendances géochimiques qui renseignent sur les spécificités géochimiques locales du périmètre étudié. Elle ne permettra pas ici de déterminer directement le fond géochimique mais de mettre en évidence la variabilité géochimique due à la variation d'échelle.

(iii) Méthode de Gauss ou +2σ

Une variable X suit la loi normale si sa densité de probabilité est définie par : $P(x) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{1}{2}\left(\frac{x-\mu}{\sigma}\right)^2}$. Avec μ l'espérance et σ l'écart type. Une telle variable aléatoire est alors dite variable gaussienne (Figure 38). On note habituellement cela de la manière suivante : $X \sim N(\mu, \sigma^2)$. La loi normale est une des principales distributions de probabilité.

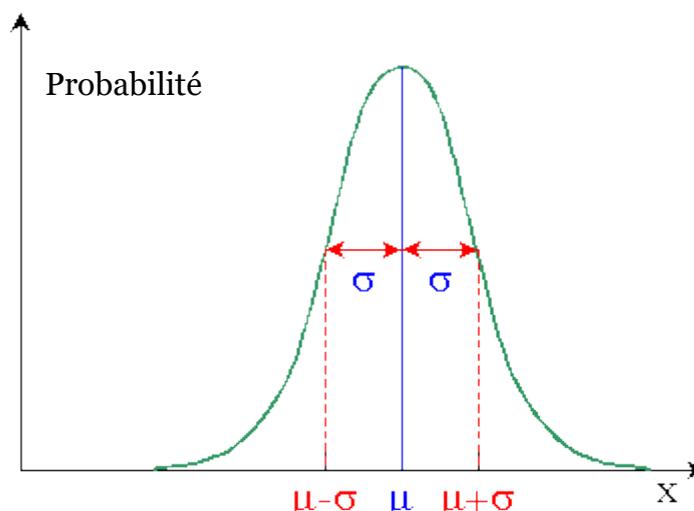


Figure 38: Exemple de courbe de Gauss

(iv) Intervalle de confiance

Le théorème central limite garantit que la moyenne estimée \bar{x} est à une distance plus petite de la moyenne théorique $E(X)$ avec une probabilité proche de $P\left(\frac{|Y|\cdot\sigma}{\sqrt{n}} < d\right)$ où Y suit une loi gaussienne standard. Cela veut aussi dire que (q_α est le quantile correspondant à α pour une gaussienne): $P(E(X) \in [\bar{x} - q_\alpha \cdot \frac{\sigma}{\sqrt{n}}, \bar{x} + q_\alpha \cdot \frac{\sigma}{\sqrt{n}}]) = 1 - \alpha$

Par conséquent, lorsque la taille de l'échantillon n augmente linéairement, la précision de l'estimateur de la moyenne augmente en $\frac{1}{\sqrt{n}}$.

(v) Méthode d'interpolation cartographique

Le krigeage a été utilisé pour toutes les interpolations cartographiques. En fait, elle est la méthode d'estimation linéaire garantissant le minimum de variance. Le krigeage réalise l'interpolation spatiale d'une variable régionalisée par calcul de l'espérance mathématique d'une variable aléatoire, utilisant l'interprétation et la modélisation du variogramme expérimental. C'est le meilleur estimateur linéaire non biaisé ; il se fonde sur une méthode objective. Il tient compte non seulement de la distance entre les données et le point d'estimation, mais également des distances entre les données considérées deux à deux.

2.2.2 Outils d'analyse et de modélisation

(i) Algèbre booléenne

L'algèbre de Boole, ou calcul booléen, traite de la description des opérations logiques. Elle est binaire et intègre plusieurs types d'opérateurs logiques pour décrire des relations entre deux entités (Tableau 16). On désigne par B l'ensemble constitué des valeurs de vérité $\{\text{Vrai}, \text{Faux}\} = \{1, 0\}$. On définit sur cet ensemble les opérateurs « conjonction », « disjonction » et « contraire ».

- « Conjonction » : noté \wedge , est l'opérateur qui sert à joindre des variables.
- « Disjonction » : noté \vee , est l'opérateur qui sert à disjoindre des variables.

- « Contraire » noté « \bar{a} » pour une variable « a » est l'opérateur qui renvoie la négation ou le complémentaire d'une variable.

Pour deux variables « a » et « b » données, les tables de vérité pour les différents opérateurs sont les suivantes :

	$a=1$	$a=0$
$b=1$	$a \wedge b = 1$	$a \wedge b = 0$
	$a \vee b = 1$	$a \vee b = 1$
	$\bar{a} = 0$ et $\bar{b} = 0$	$\bar{a} = 1$ et $\bar{b} = 0$
$b=0$	$a \wedge b = 0$	$a \wedge b = 1$
	$a \vee b = 1$	$a \vee b = 0$
	$\bar{a} = 0$ et $\bar{b} = 1$	$\bar{a} = 1$ et $\bar{b} = 1$

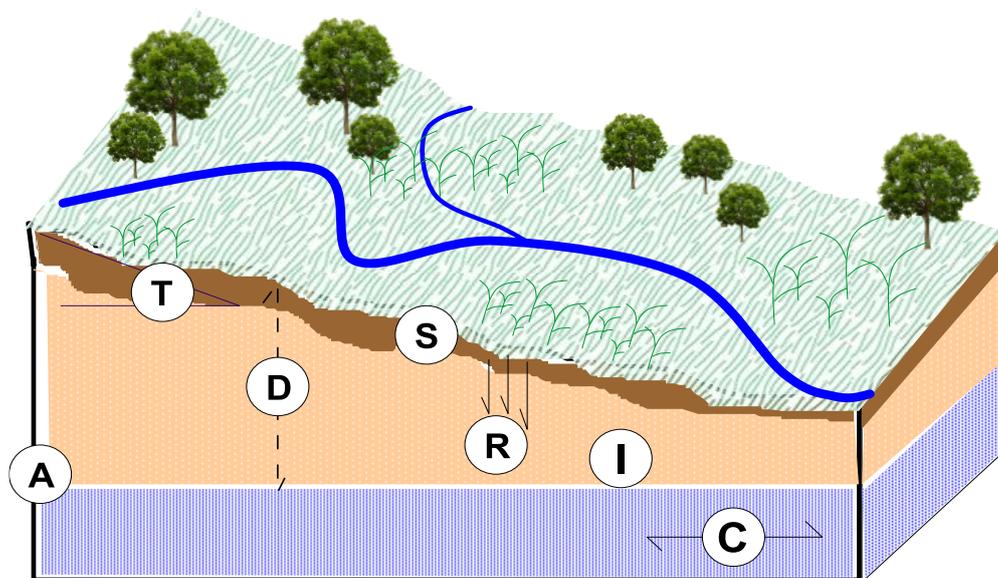
Tableau 16: Table de vérité des opérateurs disjonction, conjonction et négation

2.3 Méthode retenue pour l'analyse de la vulnérabilité

La méthode DRASTIC (Aller et al., 1987) permet d'évaluer la sensibilité des eaux souterraines à la contamination de surface. Il se compose de deux axes principaux, d'abord l'intégration du cadre hydrogéologique et ensuite le développement du système de classification de l'indice dit DRASTIC. Le cadre hydrogéologique comprend les principaux facteurs hydrogéologiques utilisés pour déduire la probabilité que des contaminants pénètrent dans les eaux souterraines, à savoir la recharge nette, le type d'aquifère, le type de sol, la topographie (pente), les effets des zones non saturées et la conductivité hydraulique de l'aquifère. Le système de classement relatif utilise une combinaison de pondérations et d'évaluations pour produire une valeur numérique appelée l'indice DRASTIC, qui aide à hiérarchiser les zones en fonction de leur potentiel de pollution. Cette méthode a récemment été utilisée et actualisée pour l'étude des vulnérabilités dans diverses zones d'étude dans le monde (Ahmed et al. 2022; Chakraborty et al. 2021; Febriarta et al. 2020; Lakshminarayanan et al. 2022; Mashala et al. 2022). Même si plusieurs autres travaux cherchent à repousser à améliorer la façon de prendre en compte certains des paramètres (Khosravi et al. 2018; Khan et al. 2019), cette méthode continue d'être largement utilisée.

2.3.1 Description de la méthode DRASTIC

L'acronyme anglais DRASTIC correspond aux 07 paramètres physiques et hydrogéologiques pris en compte dans le calcul de l'indice de vulnérabilité (Figure 39). Les valeurs comprises entre 1 et 5 indiquent le degré d'influence de chacun de ces paramètres ou leur poids dans le calcul de l'indice. De plus, la profondeur de la nappe phréatique et la zone de saturation ont le plus grand impact, suivies de la recharge. En revanche, la topographie était le paramètre le moins influent, suivi du type de sol. Enfin, les propriétés du milieu aquifère et sa conductivité ont un poids modéré. Une échelle de 1 à 10, définie selon une plage de valeurs, est associée à chaque paramètre. Le score et l'indice sont respectivement proportionnels à la vulnérabilité interne des eaux souterraines. Par conséquent, le calcul de l'indice DRASTIC est une combinaison linéaire des notes de différents paramètres en fonction de leurs poids. Une description des techniques utilisées pour la pondération et la cotation se trouve dans Dee et al. (1973).



Paramètre	Poids
Depth to water table (Profondeur de la nappe)	5
Recharge(Recharge de l'aquifère)	4
Aquifer media (Nature du milieu aquifère)	3
Sol media (Type de sol)	2
Topography slope (Pente de terrain)	1
Impact of vadose zone (Nature de la zone saturée)	5
Conductivity(Conductivité hydraulique de l'aquifère)	3

Figure 39: La méthode DRASTIC, ses paramètres et leur poids

2.3.2 Conditions d'utilisation et hypothèses simplificatrices

(i) Hypothèses

La méthode DRASTIC repose sur trois conditions d'application :

- Les sources de contamination se trouvent à la surface du sol (à l'exception des sources souterraines) ;
- La nature du contaminant n'est pas prise en compte, mais il se déplace dans le sol dans de la phase dissoute ;
- Les contaminants ne peuvent atteindre la nappe que par infiltration verticale (on ne prend pas en compte l'écoulement souterrain).

(ii) Calcul de l'indice DRASTIC et interprétation

Indice DRASTIC = $D_C D_P + R_C R_P + A_C A_P + S_C S_P + T_C T_P + I_C I_P + C_C C_P$ où l'indice **c** représente la cote et l'indice **p** représente le poids. Les données sur les différents paramètres pour le cas d'étude ont été présentées en annexes 6 du manuscrit. DRASTIC génère un indice (ID) pour le potentiel de pollution des ressources en eau souterraine qui varie de 23 à 226. L'indice permet de déterminer le degré de vulnérabilité de l'unité hydrogéologique à laquelle il se rattache. Les ID sont ensuite reclassés pour aboutir aux classes de vulnérabilité. La reclassification des indices DRASTIC telle que proposée par Jourda et al. (2005) a été adoptée. Elle conduit à cinq classes de vulnérabilité (Tableau 17).

Indice DRASTIC (ID)	Degré de vulnérabilité
[23 ; 84]	Très faible
[85 ; 114]	Faible
[115 ; 145]	Moyen
[146 ; 175]	Fort
[176 ; 226]	Très fort

Tableau 17: Indice DRASTIC reclassé et degré de vulnérabilité (Jourda et al 2005)

On peut par ailleurs en déduire l'indice en pourcentage, défini par $I_D\% = \frac{I_D - 23}{203} \times 100$

$I_D\% < 60\%$	Vulnérabilité Moyenne
$60\% < I_D\% < 75\%$	Vulnérabilité élevée
$I_D\% > 75\%$	Vulnérabilité très élevée

(iii) Détermination des paramètres et des cotes

D : Profondeur de la nappe

La profondeur de l'eau est importante principalement parce qu'elle détermine la profondeur du matériau à travers lequel un contaminant doit se déplacer avant d'atteindre l'aquifère, et elle peut aider à déterminer la durée pendant laquelle le contact avec le milieu environnant est maintenu. En général, il y a plus de chances que l'atténuation se produise lorsque la profondeur de l'eau augmente ; les niveaux d'eau plus bas impliquent des temps de déplacement plus longs. Les caractéristiques des nappes ont été obtenues à travers les fiches de description hydrogéologique de l'ADES. Ces fiches renseignent sur le type de nappe (libre ou captive) et le niveau piézométrique des points de mesure. Pour les sources échantillonnées, les caractéristiques des nappes ont été obtenues par similitude de position par rapport aux points de l'ADES qui reposent sur les mêmes domaines hydrogéologiques. En ce qui concerne les aquifères en conditions de nappe libre, la profondeur de la nappe est obtenue par soustraction de l'élévation de la nappe. Pour ce qui est des aquifères en condition de nappe captive ou semi-captive, c'est la profondeur du toit de l'aquifère qui a été pris en compte. Étant donné que la profondeur de la nappe a une grande influence sur le calcul des indices DRASTIC, l'emplacement géographique des mesures de niveaux d'eau a été utilisé pour l'évaluation de la vulnérabilité qui devrait donc refléter cette variabilité. À cause de la grande variabilité du niveau des nappes libres, leur cote paraît plus élevée que celle des nappes captives. Vu que la profondeur de la nappe libre subit des fluctuations saisonnières (généralement la plus élevée au printemps, lors du dégel des neiges), il a été utilisé les valeurs annuelles de profondeur de nappe les plus faibles pour le calcul des indices par principe de précaution.

R : Recharge

La principale source d'eau souterraine est constituée par les précipitations qui s'infiltrent à travers la surface du sol et percolent jusqu'à la nappe phréatique. La recharge nette indique la quantité d'eau par unité de surface de terrain, qui pénètre la surface du sol et atteint la nappe phréatique. Cette eau de recharge est donc disponible pour transporter un contaminant verticalement vers la nappe phréatique et horizontalement dans l'aquifère.

Dans les zones où l'aquifère n'est pas confiné, la recharge de l'aquifère se fait généralement plus facilement et le potentiel de pollution est généralement plus important que dans les zones où l'aquifère est confiné. Les aquifères captifs sont partiellement protégés des contaminants introduits à la surface par des couches de milieux peu perméables qui retardent le mouvement de l'eau vers l'aquifère captif. Dans certaines parties de certains aquifères captifs, la répartition de la charge est telle que le mouvement de l'eau se fait à travers le lit de confinement, de l'aquifère captif vers l'aquifère non captif. Dans cette situation, il y a peu de possibilités de contamination locale de l'aquifère captif. Plus la quantité d'eau qui s'infiltré est importante, plus le risque que la recharge entraîne de la pollution dans l'aquifère est élevé. L'eau de recharge est donc un vecteur principal pour le lessivage et le transport des contaminants solides ou liquides vers la nappe phréatique, par conséquent, plus la recharge est importante, plus le potentiel de pollution est élevé. Les côtes de recharge sont données dans le (Tableau 18).

À : Nature du milieu aquifère

Des intervalles fonction de la nature du milieu d'aquifère ont été proposés par ALLER et al. (1987) dans le tableau 18 . Chaque matériau est classé selon la cote type proposée par la méthode DRASTIC. La cote type peut être utilisée lorsque peu de connaissances sont disponibles sur les propriétés hydrauliques de perméabilité du milieu. Autrement, un choix dans l`intervalle de la cote doit être fait. Pour les aquifères de socle, c'est le niveau de fracturation qui est pris en compte, en exemple leur intervalle de cote type varie entre 2 et 5. En ce qui concerne les aquifères granulaires, c'est la granulométrie et l'homogénéité des sédiments. À titre d'exemple, la cote pour un aquifère de sable et gravier peut être comprise entre 4 et 9.

S : Type de sol

Le sol a un impact significatif sur la quantité de recharge qui peut s'infiltrer et donc sur la capacité d'un contaminant à se déplacer verticalement vers l'aquifère. De plus, lorsque le sol est assez épais, les processus d'atténuation que sont la filtration, la biodégradation, la sorption et la volatilisation peuvent être assez importants. En général, le potentiel de pollution d'un sol est largement influencé par le type d'argile présent, le potentiel de retrait/gonflement de cette argile et la taille des grains du sol.

En général, moins l'argile se rétracte et gonfle et plus la taille des grains est petite, moins le potentiel de pollution est élevé. La quantité de matière organique présente dans le sol peut également être un facteur important. Dans ce cadre, pour déterminer la nature des sols, il a été fait recours à différentes sources de données fiables sur les sols de France. D'abord, les cartes nationales proposées par l'Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE) ont permis de déterminer les types de sols, ces cartes couvrant l'ensemble des zones agricoles avec une excellente résolution. Par ailleurs Gis Sol (bases de données sur les sols de différents contributeurs tels que INRAE, IRD, BRGM, OFB, ADEME, les partenaires régionaux...) a publié plus de 150 cartes dans le Rapport des sols de France de 2011. Ces cartes reflètent l'état de la qualité des sols en 2011. Elles proviennent essentiellement de l'exploitation des bases de données gérées par le Gis Sol : Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS), Base de Données des Analyses de Terre (BDAT), Inventaire, Gestion et Conservation des Sols (IGCS), Base de Données des Éléments Traces Métalliques (BDETM).

T : Topographie

La topographie désigne la pente et la variabilité de la pente de la surface terrestre. La topographie aide à contrôler la probabilité qu'un polluant s'écoule ou reste à la surface dans une zone suffisamment longtemps pour s'infiltrer. Par conséquent, plus le risque d'infiltration est élevé, plus le potentiel de pollution associé à la pente est élevé. La topographie est importante du fait que le gradient et la direction du débit peuvent souvent être inférés à partir de la pente générale du terrain. En règle générale, les pentes plus abruptes signifient une vitesse plus élevée des eaux souterraines. La pente du terrain est établie à partir d'un modèle numérique d'élévation. Les pentes ont été obtenues par extraction des SRTM à partir du logiciel Global mapper. Les formats de données acquis sont les Rasters SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) convertis en MNT (Modèles Numériques de Terrain). Les correspondances des cotes sont classées dans le Tableau 18.

I : Nature de la zone saturée

Les mêmes conseils à propos des cotes types du paramètre sur la nature du milieu aquifère, ainsi que les mêmes mises en garde concernant l'hétérogénéité du milieu s'appliquent.

C : Conductivité hydraulique de l'aquifère

La conductivité hydraulique fait référence à la capacité des matériaux de l'aquifère à transmettre l'eau, ce qui contrôle la vitesse à laquelle l'eau souterraine s'écoule ainsi que la vitesse à laquelle un contaminant sera éloigné du point où il pénètre dans l'aquifère. La conductivité hydraulique est contrôlée par la quantité et l'interconnexion des espaces vides au sein de l'aquifère, qui peuvent se produire en raison de facteurs tels que la porosité intergranulaire, la fracturation et les plans de stratification. Cependant, les mêmes mises en garde s'appliquent que pour le paramètre sur la nature du milieu aquifère concernant l'hétérogénéité du milieu.

Freeze et Cherry (1979) proposent un abaque de gamme de valeurs de la conductivité hydraulique et de la perméabilité selon les grandes familles de formations géologiques susceptibles de constituer un aquifère (Figure 40). C'est à travers cette référence que la classification des conductivités hydrauliques a été faite.

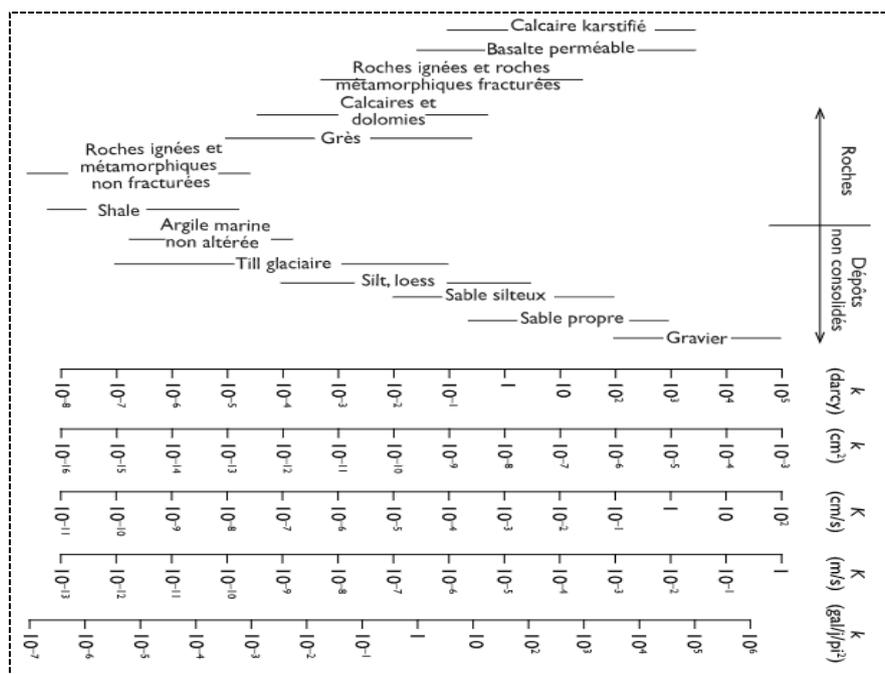


Figure 40: Gamme de valeurs de la conductivité hydraulique K et de la perméabilité k

Cote	D	R	A	S	T	I	C
	Profondeur de la nappe (m)⁽¹⁾	Recharge (mm/an)	Nature du milieu aquifère (intervalle de cote)⁽²⁾	Type de sol ⁽³⁾	Pente du terrain (%)	Nature de la zone vadose ⁽⁴⁾ (intervalle de cote)⁽²⁾	Conductivité hydraulique de l'aquifère (m/jr)
1	29 et plus	De 0 à 50		Argile	18 et plus	Couche confinante (1)	0,04 à 4
2	De 23 à 29		Schiste massif (1-3)	Terre noire			De 4 à 12
3	De 15 à 23	De 50 à 100	Roches ignées ou métamorphiques (2-5)	Loam argileux	De 12 à 18	Silt ou argile (2-6) Schiste (2-5)	
4			Roches ignées ou métamorphiques altérées (3-5)	Loam argileux		Roches ignées ou métamorphiques (2-8)	De 12 à 29
5	De 9 à 15		Till (4-6)	Loam	De 6 à 12		
6		De 100 à 180	Lits de grès, de calcaire et de schiste (5-9) Grès massif (4-9) Calcaire massif (4-9)	Loam sableux		Calcaire (2-7) Grès (4-8) Lits de calcaire, de grès et de schiste (4-8) Sable et gravier avec silt et argile (4-8)	De 29 à 41
7	De 4,5 à 9			Argile fissurée			
8		De 180 à 250	Sable et gravier (4-9)	Tourbe		Sable et gravier (6-9)	De 41 à 82
9	De 1,5 à 4,5	250 et plus	Basalte (2-10)	Sable	De 2 à 6	Basalte (2-10)	
10	De 0 à 1,5		Calcaire karstique (9-10)	Sols ferrallitiques sur roches basiques, granite ou schistes	De 0 à 2	Calcaire karstique (9-10)	82 et plus
Poids	5	4	3	2	1	5	3

Tableau 18: Poids et cote de la méthode DRASTIC

2.4 Construction de la fonction multicritère

Par définition, une fonction f est toute correspondance d'un ensemble A vers un ensemble B à travers une opération numérique.

A est appelé domaine de définition des antécédents. B est appelé ensemble des images de A par f . Si on considère $A = \{x_1, x_2, \dots, x_n\}$ alors on écrit : $f : A \rightarrow B : x_i \mapsto f(x_i)$. En typologie, on peut retrouver des fonctions à plusieurs variables ; dans cette étude trois variables ont été utilisées. On définit alors f par : $f : A \rightarrow B : (x_1, x_2, x_3) \mapsto f(x_1, x_2, x_3)$. Dans le cadre de cette étude, les propriétés des variables (x_1, x_2, x_3) sont définies telles que des variables booléennes. Les caractéristiques des éléments de B sont des variables décisionnelles. La fonction d'agrégation multicritère ϕ est définie par la loi de composition \wedge qui prend en entrée un point d'échantillonnage caractérisé par sa teneur, sa position au sein d'une formation géologique, et sa position par rapport à l'anthropisation proche (exploitation minière ancienne ou récente). Des variables caractéristiques booléennes sont associées à ces entrées dans un format standardisé.

2.4.1 justification des choix de la méthode

(i) Rappel et interprétation du problème

On veut séparer le fond géochimique en arsenic et en antimoine, des apports anthropiques pour des concentrations dans les eaux souterraines du bassin versant des Gardons en Cévennes. Le problème se rapporte à un problème inverse, visant à partir de l'état géochimique mesuré d'un milieu à un instant « t » et à le décomposer simultanément en ses états géochimiques caractéristiques. On suppose ici que les états des couches géochimiques sont assez stables sur la période d'échantillonnage, pour être considérés comme en régime établi, et donc indépendants de t , en première approximation.

Autrement dit si on définit un milieu (masse d'eau souterraine) M et les fonctions :

ϕ et f par $\phi[z] = f[x, y]$ avec :

$z =$ l'état géochimique de M à un temps t

x = le fond géochimique de M à un temps t

y = les apports anthropiques évalués sur M à un temps t

Alors comment écrire z comme une discrimination de x et y ?

Nous avons choisi de répondre par le développement d'un opérateur qui va prendre en entrée z pour M fixé et qui va le séparer en x et en y . La Figure 41 illustre schématiquement le concept.

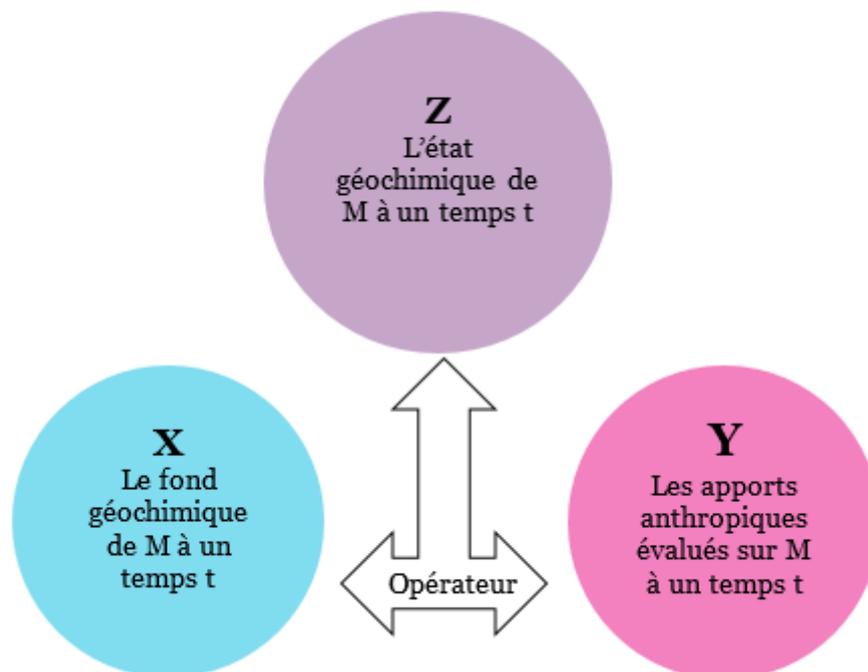


Figure 41 : Illustration du problème inverse

(ii) Pourquoi l'arsenic et l'antimoine ?

Des études précédentes (Resongles et al. 2014; Smage des Gardons 2011a; 2011b) ont montré que l'arsenic et l'antimoine sont deux métalloïdes préoccupants sur le site d'étude où la méthodologie a été appliquée. La minéralisation dans la région comprend des sulfures (Figure 20) qui sont des minéraux communs contenant de l'As et du Sb. L'approche n'a pas utilisé d'autres paramètres de qualité de l'eau, tels que les concentrations en éléments majeurs la conductivité, la concentration en carbone organique dissout, le potentiel rédox, susceptibles de renseigner sur des apports anthropiques ou sur les conditions favorables à tel ou tel processus de mobilisation des éléments dans l'aquifère, mais plutôt des données géologiques, hydrogéologiques, topographiques qui sont utilisées comme éléments d'entrée pour les différents types

d'aquifères. En effet, les données recueillies sur l'ADES ne présentent pas toujours les informations sur les éléments majeurs. Il a donc été fait le choix d'une approche directement focalisée sur les éléments étudiés, l'arsenic et l'antimoine, de façon similaire à l'approche utilisée par Amini et al. (2008) ayant permis d'élaborer des cartes de probabilité de contamination en arsenic (d'origine géogénique, donc correspondant au bruit de fond géochimique naturel) des eaux souterraines à l'échelle globale à partir de données physiques telles que le sol, la géologie, le climat et l'altitude.

Cette approche est basée sur le fait que l'arsenic dans les eaux souterraines à l'échelle mondiale est généralement d'origine géogénique et que les principaux mécanismes géochimiques de mobilisation de l'arsenic sont bien compris. Les processus responsables de la mobilisation de l'arsenic dans les eaux souterraines par désorption et dissolution ont lieu dans deux conditions physico-chimiques différentes : 1) les aquifères réducteurs, et 2) les aquifères oxydants à pH élevé. Les aquifères réducteurs favorisent la dissolution réductrice des oxydes de fer et la libération ultérieure de l'arsenic adsorbé, sous la forme As (III). Les aquifères oxydants favorisent l'oxydation des sulfures contenant de l'As et la libération subséquente d'As, sous la forme As(V). Les aquifères à pH légèrement alcalin favorisent également la mobilité de l'As puisque l'anion As(V) est peu adsorbé sur les surfaces des minéraux et donc assez mobile. Ainsi, la mobilité de l'As est principalement contrôlée par le pH et le Eh. Les environnements réducteurs sont généralement mal drainés et riches en matière organique. Les environnements oxydants se trouvent dans les régions arides et semi-arides, avec des taux d'évaporation élevés conduisant à une forte salinité et un pH élevé. Aussi, les données relatives à la géologie, au climat, au drainage et à la topographie permettent donc d'évaluer la probabilité d'occurrence de concentrations en As élevées. Dans la présente étude, en plus des informations disponibles à l'échelle mondiale telles que la géologie et les données topographiques utilisées par Amini et al. (2008), des informations géologiques précises à l'échelle du bassin versant étudié et des informations sur la nature et le fonctionnement des aquifères sont utilisées pour évaluer les prédispositions à un enrichissement en As d'origine naturelle dans les eaux souterraines (fond géochimique naturel) dans la zone étudiée. Considérant que les processus naturels qui régissent la mobilisation de l'antimoine dans les aquifères sont similaires à ceux qui régissent la mobilisation de l'As, et que ces éléments sont issus de la même source principale (minéralisation à sulfures) sur la zone d'étude, l'approche utilisée pour l'arsenic a été étendue à l'antimoine.

(iv) Regroupement des formations aquifères en grandes classes

Le site d'étude présente une surface d'investigation vaste, présentant une forte hétérogénéité de la géologie et un réseau de fracturation intense et complexe. L'étude a donc nécessité le regroupement des formations aquifères en grandes classes.

Deux constats majeurs sont fait :

- Un réseau de fracturation complexe recoupant la lithologie affleurant dans tous les sens, à des fréquences relativement faibles pouvant aller jusqu'à quelques mètres. Ce réseau de linéament favorise un échange non négligeable des différentes masses d'eau élémentaires.
- Par induction de ce réseau de fracturation, on observe une lithologie très hétérogène par la présence permanente des contacts lithologiques de différentes formations géologiques. On note également la présence de filons et des intrusions qui sont susceptibles de modifier la minéralisation de l'eau souterraine de l'aquifère et transférant à l'eau une composition qui ne reflète pas le type lithologique.

Dans ce contexte, une prise en compte des aquifères élémentaires par formation géologique spécifique n'est pas possible car la composition minéralogique de départ est biaisée, ce qui peut conduire à interpréter un enrichissement en As/Sb comme le résultat d'une contamination en l'absence de toute anthropisation, et donc une erreur dans l'estimation du fond géochimique et des apports anthropiques.

2.4.2 Définition des variables

On considère les domaines suivants (Figure 42) : (i) zone géologiquement pauvre en As et Sb, soumise uniquement à la contribution de processus naturels tels que le climat, l'érosion, etc.; (ii) zone géologiquement riche en As et Sb soumise uniquement à la contribution de processus naturels tels que le climat, l'érosion, etc.; (iii) zone géologiquement riche en As et Sb soumise à la contribution de processus naturels tels que le climat, l'érosion, etc., d'une part et d'autre part qui a connu une activité minière (anthropisation confirmée).

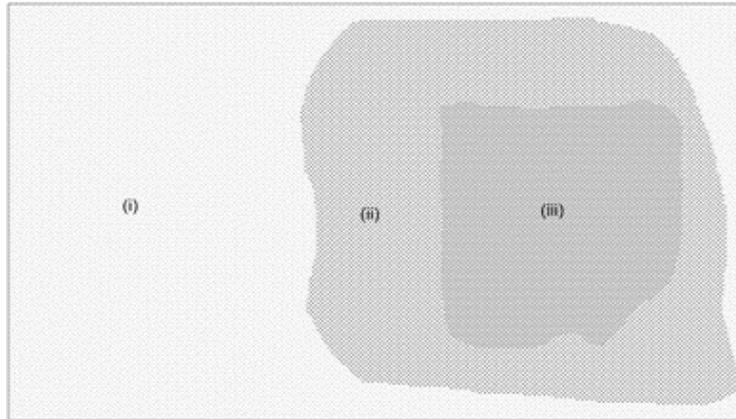


Figure 42: Domaines expérimentaux fonctions des niveaux d'anthropisation

Variable « a »

On définit la variable « a » par l'événement suivant : l'échantillon prélevé présente une prédisposition à un enrichissement naturel aux paramètres mesurés. On entend par "prédisposition à un enrichissement naturel" la réunion des facteurs et processus qui favorisent la libération et la mobilisation de l'arsenic et de l'antimoine dans l'eau. Cette prédisposition intègre la composition minéralogique de l'encaissant et les caractéristiques hydrogéologiques de l'aquifère. Pour des roches riches en sulfures accompagnant l'arsenic ou l'antimoine, le contact roche-eau-oxygène peut favoriser les processus d'oxydation conduisant à la libération et à la mobilisation de l'arsenic ou de l'antimoine dans l'eau. Si, de plus, les caractéristiques de l'aquifère sont favorables (perméabilité, porosité), ces processus d'oxydation peuvent être accentués. La variable « a » intègre donc la proximité avec les structures géologiques en lien avec des minéralisations à sulfures (contact lithologique, failles, filons, etc.) et les caractéristiques hydrogéologiques de l'aquifère qui contient l'échantillon mesuré. En clair « a » exprime la probabilité pour qu'en l'absence d'anthropisation, l'échantillon soit influencé par des processus naturels qui impliquent un échange important dans l'interaction roche-eau. Cette prédisposition est conditionnée par la géologie et les minéralisations de la roche encaissante, par son histoire géologique et les structures induites par cette histoire qui affectent localement cette roche, et, finalement, par l'implication permanente des processus naturels de mobilisation des substances mesurées (drainage acide de roche naturel). L'évènement « a » est quantifié par une variable booléenne, considérée comme probabilité absolue et définie par :

- « a » = {1} si « a » est vraie : « l'échantillon présente une prédisposition à un enrichissement naturel aux paramètres mesurés ». Un échantillon d'eau souterraine défini par la variable « a » se trouve donc sur (ii).
- « a » = {0} si « a » est faux, c'est-à-dire la proposition de l'évènement « a » est fausse. Un échantillon d'eau souterraine défini par la négation de la variable « a » soit « \bar{a} » se trouve donc sur (i).

Variable « b »

On définit la variable « b » par l'évènement suivant : l'échantillon présente une prédisposition à un enrichissement en arsenic ou antimoine induit par l'anthropisation. On entend par "prédisposition à un enrichissement induit par une anthropisation" la possibilité pour que l'échantillon mesuré soit influencé par des processus et des facteurs anthropiques. Dans le cas de cette étude, la notion d'anthropisation est centrée autour des activités d'exploitation minière, passées ou récentes. D'après les observations faites du bilan d'inventaire minier, les carreaux de vestiges miniers s'étendent sur un rayon maximum de 1km avec une profondeur maximale d'exploitation de 100m. Ainsi « b » renvoie la probabilité pour qu'en présence d'un facteur anthropique (ouvrages et structures minières), l'échantillon soit influencé par des processus anthropiques (forage, broyage, traitement in situ) qui impliquent un échange important entre les structures anthropiques et l'eau échantillonnée (drainage minier acide). Cette prédisposition est conditionnée par la fréquence, l'ampleur et la proximité géographique entre l'eau échantillonnée et ces structures anthropiques (ouvrages miniers). L'évènement « b » est quantifié par une variable booléenne, considérée comme probabilité absolue et définie par :

- « b » = {1} si « b » est vraie : « l'échantillon présente une prédisposition à un enrichissement induit par anthropisation aux paramètres mesurés ». Un échantillon d'eau souterraine défini par la variable « b » se trouve donc sur le domaine (iii).
- « b » = {0} si « b » est faux, c'est-à-dire la proposition de l'évènement « b » est fausse. Un échantillon d'eau souterraine défini par la négation de la variable « b » soit « \bar{b} » se trouve donc sur le domaine (i) ou (ii).

Variable « c »

On définit la variable « c » par l'évènement suivant : la concentration mesurée appartient à la population principale. Pour déterminer les valeurs atypiques d'une population, connue comme ayant été affectée par des perturbations d'origine anthropique, et après échantillonnage suffisamment dense, des seuils sont calculés par la formule de Gauss ($m+1.65 \sigma$, correspondant au quantile de 95%). L'évènement « c » est quantifié par une variable booléenne, considérée comme probabilité absolue et définie par :

- « c » = {1} si « c » est vraie : « l'échantillon appartient à la population principale gaussienne ». La population principale est groupée autour d'une plage et centrée autour d'une caractéristique centrale (moyenne ou médiane).
- « c » = {0} si « c » est faux, c'est-à-dire : « l'échantillon appartient à la population secondaire résiduelle ». Un échantillon d'eau souterraine défini par la variable « c » ou par sa négation « \bar{c} » peut se trouver sur tous les domaines (i), (ii) ou (iii).

2.4.3 Définition de l'opérateur

L'opérateur d'agrégation multicritères est défini par la fonction ϕ qui prend en entrée une source d'eau souterraine échantillonnée S et qui est régie par les trois variables booléennes caractéristiques (a, b, c). Il combine et restitue les contributions géochimiques que cet échantillon a subies. La fonction renvoie une information qualitative qui permet d'orienter le choix du calcul du fond géochimique naturel. Elle s'exprime donc par une loi notée " \wedge " qui signifie "et". Par exemple, l'expression (S ; a \wedge \bar{b} \wedge c) se lit comme suit : " l'échantillon S a été prélevé dans un aquifère naturellement riche en paramètre mesuré (arsenic ou antimoine dans le cas de cette étude) "et alors" cet aquifère n'a pas connu d'activité minière "et alors" la teneur de S en paramètre mesuré appartient à la tendance locale". Nous pouvons donc définir un ensemble de critères K, composé des trois variables, selon que les propositions qui les caractérisent sont vraies ou fausses : donc $K=\{a \text{ ou } \bar{a}, b \text{ ou } \bar{b}, c \text{ ou } \bar{c}\}$. La loi " \wedge " est régie par une chronologie relative des événements décrits par les variables a, b et c. Par conséquent, " \wedge " n'est pas commutative. (Figure 43) On définit alors $\phi_K(S)$ par :

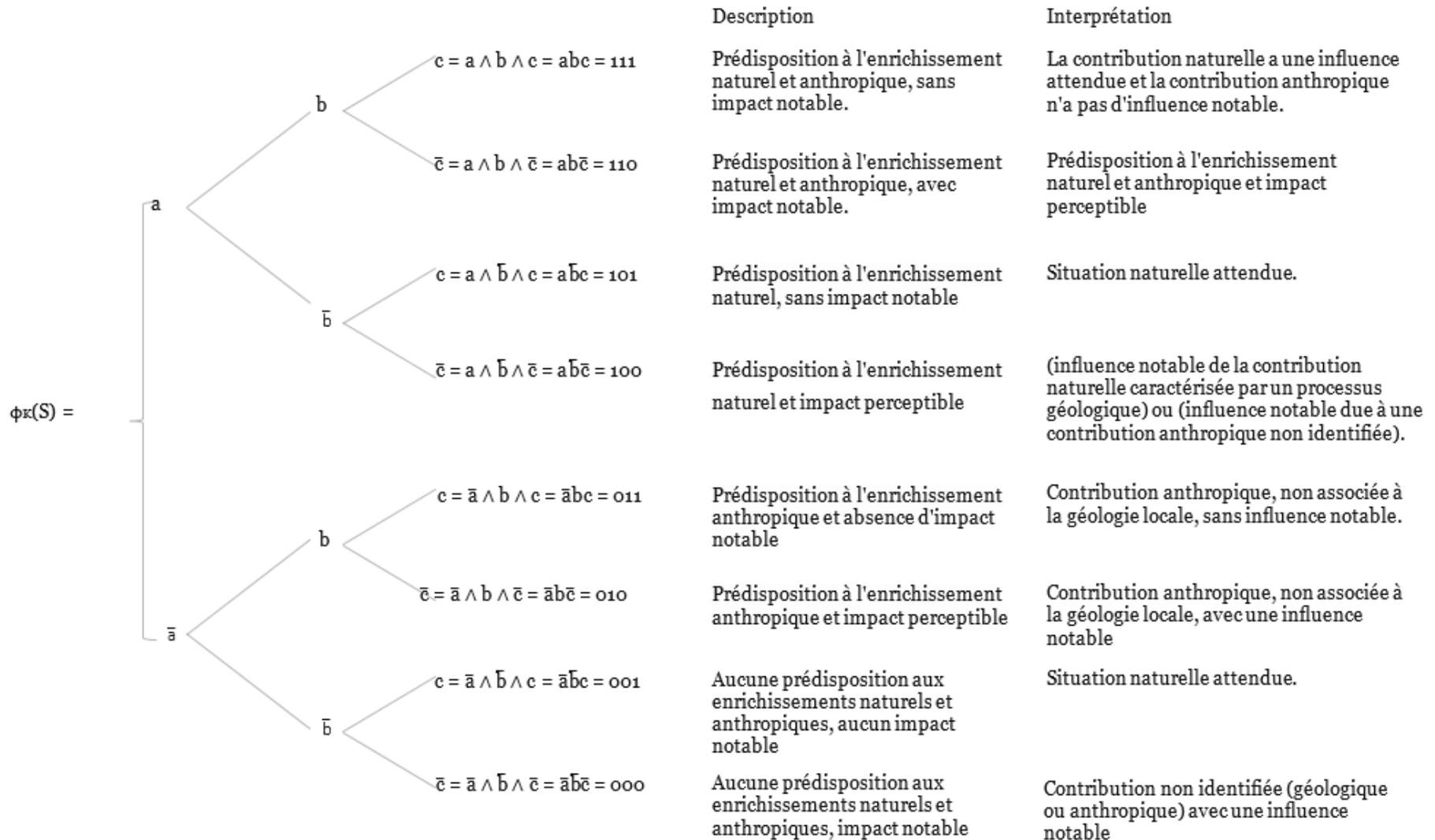


Figure 43: définition de l'opérateur multicritère à partir des variables : ("a"= prédisposition à l'enrichissement naturel du paramètre mesuré ; "b"= prédisposition à l'enrichissement anthropique du paramètre mesuré ; "c"= la concentration mesurée appartient à la concentration mesurée appartient à la population principale)

2.4.4 Détermination du fond géochimique

Pour séparer le fond géochimique naturel des apports anthropiques diffus, une fonction de calcul d'approximation du fond géochimique naturel a été définie. Elle prend à l'entrée l'image d'un échantillon par opérateur d'agrégation et sa concentration au paramètre mesuré pour déterminer la limite supérieure de la plage caractéristique du fond géochimique naturel. Pour chaque échantillon, on définit un fond géochimique local FGN_i par :

$$FGN_i = \begin{cases} FGN_i = \ll M_i \gg, \text{ si } \phi_K(S) = \{111 ; 101 ; 011 ; 001 ; 100\}, \text{ avec } M_i \text{ la mesure de la} \\ \text{concentration de l'échantillon } S \text{ au paramètre fixé.} \\ FGN_i = \ll \text{med} + 1,65 \sigma \gg, \text{ si } \phi_K(S) = \{110 ; 010 ; 000\}, \text{ avec med la médiane et} \\ \sigma \text{ l'écart-type de la population principale séparée de la population secondaire} \\ \text{résiduelle pour une puissance de test à 95\%} \end{cases}$$

En fonction de la densité de données disponibles, on peut éventuellement adapter le quantile pris en compte. Dans un premier temps, seul le quantile 0,95 sera utilisé dans la présente étude. À l'échelle d'un territoire, le fond géochimique se présente, finalement, sous forme d'un intervalle de valeurs dont la limite supérieure est définie par : limite supérieure = max « FGN_i ». On a donc $FGN =]0 ; \max \ll FGN_i \gg [$.

2.4.5 Évaluation de l'influence anthropique

L'influence due aux activités anthropiques a été évaluée par la définition et la mise en œuvre d'un facteur d'influence anthropique α . Il s'appuie sur la variation du fond géochimique à cause des activités anthropiques susceptibles de le modifier dans le temps et l'espace. Il est défini par :

$$\alpha = 1 - \frac{FGN_i}{M_i}.$$

En l'absence d'une influence anthropique, FGN_i converge vers BFi : alors α tend vers 0. Si l'influence anthropique est importante, M_i s'éloigne de FGN_i : alors α tend vers 1.

Conclusion

Le présent chapitre de cette étude a donc permis une acquisition supplémentaire de données sur la qualité des eaux souterraines pour enrichir l'état de leur connaissance, dans le territoire. Des campagnes d'échantillonnage des eaux souterraines en été 2019 et 2020 ont permis d'échantillonner 39 sources d'eau souterraines. La stratégie d'échantillonnage dépendait d'une grille orientée N45°E à cause de l'orientation des fracturations majeures. Elle dépendait aussi de la pérennité des sources, de l'accessibilité et de la proximité avec les vestiges miniers. Les investigations dans la base des données souterraines publiques (ADES) a permis de récolter 39 données disponibles entre 2019 et 2020 des concentrations en arsenic et en antimoine. Plusieurs méthodes ont donc été utilisées pour analyser ces eaux (analyse au laboratoire ICP-MS), pour les traiter et les modéliser (méthodes statistiques). La méthode DRASTIC sur l'étude de la vulnérabilité des masses d'eau souterraine a été retenue. Elle a permis d'apprécier la sensibilité des eaux souterraines aux contaminations de surface. Elle est constituée de deux principaux axes, d'abord l'intégration du cadre hydrogéologique et ensuite le déroulement d'un système de classification de l'indice dit DRASTIC. Le cadre hydrogéologique comprend les principaux facteurs hydrogéologiques qui sont utilisés pour déduire le potentiel de pénétration des contaminants dans les eaux souterraines à savoir la recharge nette, les types de milieux aquifères, les types de sols, la topographie (pente), l'impact de la zone non saturée et la conductivité hydraulique de l'aquifère. La méthodologie de discrimination du fond géochimique a été déroulée. L'opérateur d'agrégation multicritères est défini par la fonction ϕ qui prend en entrée une source d'eau souterraine échantillonnée S et qui est régie par les trois variables booléennes caractéristiques (a , b , c). « a » est la "prédisposition de l'échantillon à un enrichissement naturel" c'est à la réunion des facteurs et processus qui favorisent la libération et la mobilisation de l'arsenic et de l'antimoine dans l'eau. « b » est la prédisposition à un enrichissement en arsenic ou antimoine induit par l'anthropisation c'est-à-dire la possibilité pour que l'échantillon mesuré soit influencé par des processus et des facteurs anthropiques. « c » est le potentiel d'appartenance de la concentration de l'échantillon à une distribution normale ou pas.

Chapitre 3 : résultats

Plan de travail

Introduction

PARTIE A : Contribution à l'état de connaissance sur la distribution de l'arsenic et de l'antimoine dans les eaux souterraines du bassin versant des Gardons

- 3.1 Contribution à l'état de connaissance sur la distribution de l'arsenic et de l'antimoine dans les eaux souterraines du bassin versant des gardons
- 3.2 Rapport à l'écotoxicologie
- 3.3 Évaluation de la vulnérabilité des masses d'eau souterraine et des potentiels risques environnementaux
 - 3.3.1 Carte de vulnérabilité
 - 3.3.2 Validation de la carte de vulnérabilité
- 3.4 Discussion A

PARTIE B : Développement et mise en œuvre d'un opérateur d'agrégation multicritères pour estimer et discriminer les contributions du fond géochimique naturel des apports anthropiques dans les eaux souterraines des anciennes régions minières : une application à l'arsenic et à l'antimoine dans le bassin versant du Gardon (Sud de la France).

- 3.5 Dispersion statistique
 - 3.5.1 Dispersion de Lepeltier modifié
 - 3.5.2 Dispersion de Gauss
 - 3.5.3 Détermination des outliers statistiques
- 3.6 Intégration du critère lié à la géologie
- 3.7 Intégration du critère géomorphologique
- 3.8 Classification qualitative
- 3.9 Discrimination du fond géochimique naturel des apports anthropiques
- 3.10 Classification quantitative
- 3.11 Analyse de l'incertitude
- 3.12 Discussion B

Conclusion

Introduction

Ce chapitre expose les principaux résultats issus de ce travail. Il se compose de deux parties : une première partie (A) présente une cartographie des concentrations en arsenic et antimoine mesurées en 2019 et 2020 pour les eaux souterraines du territoire d'étude, issues de la base de données ADES et de l'échantillonnage complémentaire réalisé dans le cadre de ce travail. Les valeurs sont comparées aux normes OMS et françaises de qualité des eaux destinées à la consommation humaine, respectivement 10µg/L pour l'arsenic et 5µg/L pour l'antimoine. Cette partie présente également les résultats de l'analyse de la vulnérabilité des masses d'eaux souterraines par la méthode DRASTIC.

La seconde partie (B) présente le développement et la mise en œuvre de l'opérateur d'agrégation multicritères pour estimer et discriminer les contributions du fond géochimique naturel des apports anthropiques pour les eaux souterraines du bassin versant des Gardons. Ce résultat fait l'objet d'un article publié dans le journal « Science of The Total Environment ». Cette partie présente la méthodologie de construction de l'opérateur, ainsi que les résultats de son application pour la détermination du fond géochimique et des apports anthropiques, sous forme de cartes de classification qualitative et quantitative des concentrations discriminées. Les résultats sont discutés notamment sous l'angle de l'incertitude de la méthode et des connaissances déjà disponibles sur la contamination à l'arsenic et l'antimoine sur ce territoire.

**PARTIE A : Contribution à l'état de connaissance sur la distribution
de l'arsenic et de l'antimoine dans les eaux souterraines du bassin
versant des Gardons**

3.1 Concentrations en arsenic et en antimoine dans les eaux souterraines du bassin versant des gardons

Le tableau 19 présente les caractéristiques de dispersion des concentrations en arsenic et en antimoine dans les eaux souterraines pour les différentes formations géologiques.

Arsenic : l'effectif des mesures en arsenic est de 97 dont 40 pour le socle métamorphique, 15 pour les socle et massif cristallins, 22 pour le couvert sédimentaire et 20 pour les formations superficielles. De manière générale les concentrations varient de 0,1µg/L à 156 µg/L.

- **Cas du socle métamorphique** : les concentrations varient de 0,33 µg/L à 58,36 µg/L avec un écart type de 10,86 µg/L. La moyenne est de 7,44 µg/L et la médiane de 5,06 µg/L. La dispersion de la population sur son étendue permet d'identifier deux classes de concentrations dont l'une regroupée autour de la classe modale [2 ; 6[et l'autre caractérisée par une large dissémination allant jusqu'au maximum.
- **Cas des socle et massif cristallins** : les concentrations varient de 0,1 µg/L à 156 µg/L avec un écart type de 39,43 µg/L. La moyenne est de 17,6 µg/L et la médiane de 2,65 µg/L. La dispersion de la population sur son étendue permet d'identifier deux classes de concentrations dont l'une regroupée autour de la classe modale [2 ; 3[et l'autre caractérisée par une large dissémination allant jusqu'au maximum.
- **Cas du couvert sédimentaire** : les concentrations varient de 0,1 µg/L à 18,47 µg/L avec un écart type de 10,86 µg/L. La moyenne est de 5,28 µg/L et la médiane de 2,52 µg/L, avec la plupart des données de la population regroupées autour de la plage [2 ; 4[µg/L.
- **Cas des formations superficielles** : les concentrations varient de 0,4 µg/L à 44 µg/L avec un écart type de 9,48 µg/L. La moyenne est de 6,86 µg/L et la médiane de 4,13 µg/L. La dispersion de la population sur son étendue permet d'identifier deux classes de concentrations dont l'une regroupée autour de la classe modale [2 ; 6[et l'autre caractérisée par une large dissémination allant jusqu'à la valeur maximale.

Antimoine : l'effectif des mesures en arsenic est de 78 dont 31 pour le socle métamorphique, 15 pour les socle et massif cristallins, 19 pour le couvert sédimentaire et 13 pour les formations superficielles. De manière générale les concentrations varient de 0,01 µg/L à 8,21 µg/L.

- **Cas du socle métamorphique** : les concentrations varient de 0,031 µg/L à 7,28 µg/L avec un écart-type de 1,43 µg/L. La moyenne est de 0,88 µg/L et la médiane de 0,55 µg/L. La dispersion de la population sur son étendue permet d'identifier deux classes de concentrations dont l'une regroupée autour de la classe modale [0 ; 1[µg/L et l'autre caractérisée par une faible dissémination .
- **Cas des socle et massif cristallins** : les concentrations varient de 0,035 µg/L à 2,54 µg/L avec un écart-type de 0,57 µg/L. La moyenne est de 0,58 µg/L et la médiane de 0,54 µg/L, avec la plupart des données de la population regroupées autour de la plage [0 ; 1[µg/L. La dispersion de la population sur son étendue permet d'identifier une classe de concentrations regroupée autour de la classe modale.
- **Cas du couvert sédimentaire** : les concentrations varient de 0,04 µg/L à 5,34 µg/L avec un écart type de 1,17 µg/L. La moyenne est de 0,83 µg/L et la médiane de 0,54 µg/L. La dispersion de la population sur son étendue permet d'identifier deux classes de concentrations dont l'une regroupée autour de la classe modale [0 ; 1[µg/L et l'autre caractérisée par une large dissémination.
- **Cas des formations superficielles** : les concentrations varient de 0,01 µg/L à 8,21 µg/L avec un écart type de 9,48 µg/L. La moyenne est de 0,83 µg/L et la médiane de 0,54 µg/L. La dispersion de la population sur son étendue permet d'identifier deux classes de concentrations dont l'une regroupée autour de la classe modale [0 ; 1[µg/L et l'autre caractérisée par une large dissémination.

Paramètres	Arsenic				Antimoine			
	Socle métamorphique	Socle et massif cristallin	Couvert sédimentaire	Formations superficielles	Socle métamorphique	Socle et massif cristallin	Couvert sédimentaire	Formations superficielles
Effectif	40	15	22	20	31	15	19	13
%<LQ	2,5	6,67	4,54	0	6,45	0	0	0
Min	0,333	0,1	0,1	0,4	0,031	0,035	0,04	0,01
Max	58,36	156,81	18,47	43,99	7,28	2,54	5,34	8,21
Étendue	58,02	156,71	18,37	43,59	7,251	2,515	5,3	8,2
Écart-type	10,865	39,43	5,74	9,48	1,43	0,57	1,17	2,97
Moyenne	7,44	17,59	5,28	6,86	0,88	0,58	0,83	2,33
Médiane	5,069	2,65	2,52	4,13	0,55	0,54	0,54	0,59
Classe modale	[2 ; 6[[2 ; 3[[2 ; 4[[2 ; 6[[0 ; 1[[0 ; 1[[0 ; 1[[0 ; 1[
Quartile 1	2,205	2,282	2,16	2,47	0,53	0,51	0,52	0,53
Quartile 3	5,881	16,52	5,68	6,88	0,58	0,56	0,57	2,4
Interquartile	3,676	14,23	3,52	4,4	0,05	0,05	0,05	1,86

Tableau 19: Statistiques descriptives

La figure 44 résume la comparaison des concentrations aux normes relatives aux eaux de consommation. Les figures 45 et 46 présentent la distribution des gammes de concentrations sur le site d'étude.

Arsenic :

En comparaison avec les normes OMS et normes françaises qui sont de 10µg/L pour l'arsenic, on identifie des concentrations supérieures à ces valeurs dans les eaux souterraines du territoire. Dans les eaux du socle métamorphique, les échantillons A38, E3, A37, A25, A47 et A48 dépassent les limites de qualité, avec des concentrations allant de 10 µg/L à 58,36µg/L. Dans les eaux du socle et massif cristallins, les échantillons A36, 28bis, E2, 25bis et E4 sont hors normes, avec des concentrations allant de 10 µg/L à 156,81µg/L. Dans les eaux du couvert sédimentaire, les échantillons E12, A10, A76, A33 et A22 présentent des teneurs allant de 10 µg/L à 18,47µg/L. Enfin, les eaux des formations superficielles présentent des concentrations allant de 10 µg/L à 43,99µg/L pour les échantillons A14, A23, A8 et A49.

Antimoine :

En comparaison avec les normes OMS et normes françaises qui sont de 5 µg/L pour l'antimoine, on identifie des concentrations supérieures à ces valeurs dans les eaux souterraines du territoire. Dans les eaux du socle métamorphique, seul le point A18 présente une concentration hors norme de 7,28µg/L. Dans les eaux du socle et massif cristallin, aucune concentration ne dépasse la norme. Dans les eaux du couvert sédimentaire, l'échantillon A28 présente une concentration de 5,34µg/L. Enfin, les eaux des formations superficielles présentent des concentrations allant de 5 µg/L à 8,21 µg/L pour les échantillons A71, A77 et A17.

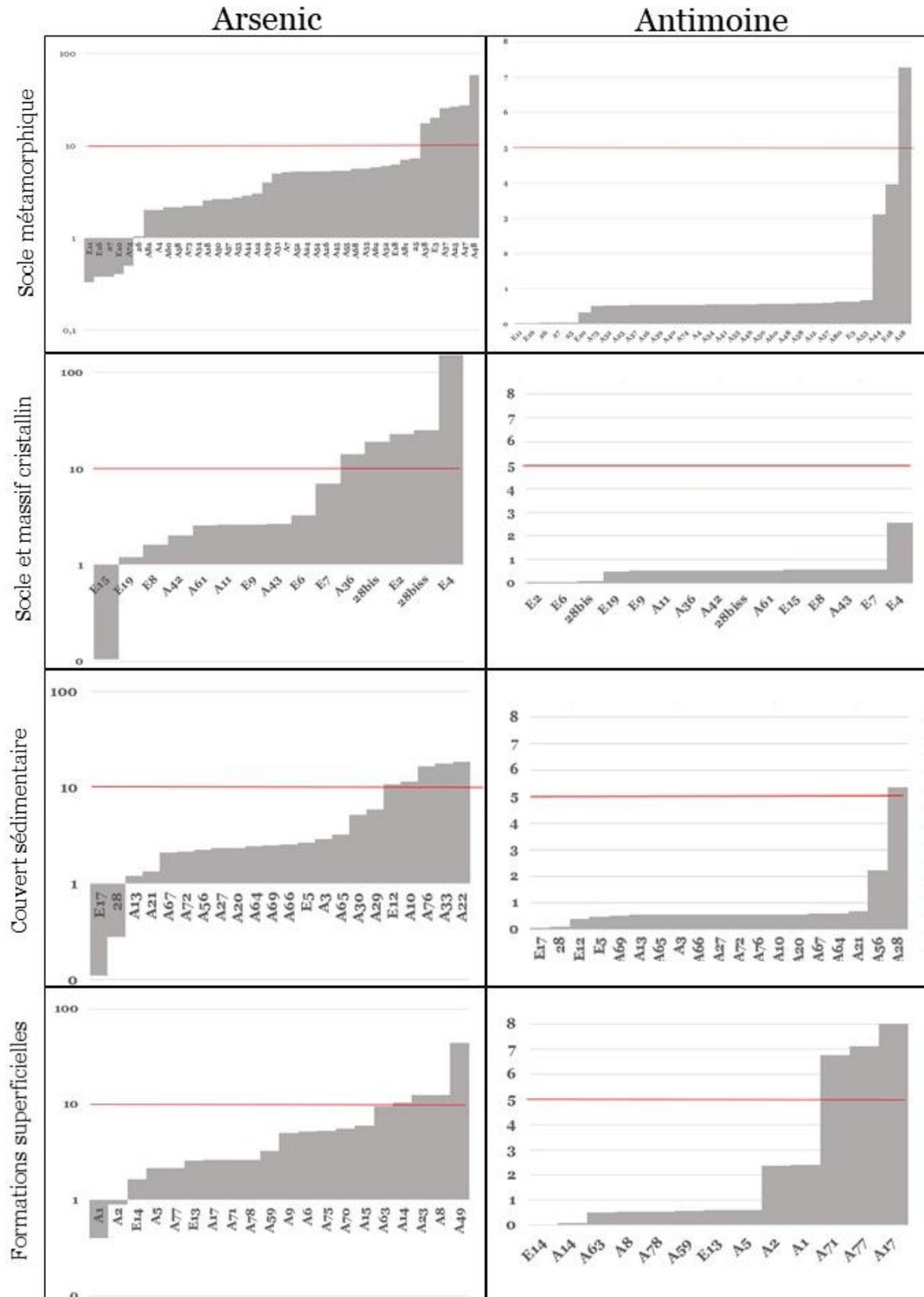


Figure 44: Comparaison des concentrations aux valeurs guides et limites de qualité pour l'arsenic et l'antimoine recommandées par l'Organisation Mondiale de la Santé (Directives de qualité pour l'eau de boisson, quatrième édition) et l'arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux destinées à la consommation humaine en France. Les concentrations en µg/L sont représentées sur l'axe des ordonnées et les identifiants des échantillons sur l'axe des abscisses. La ligne rouge représente la limite de qualité des eaux destinées à la consommation humaine.

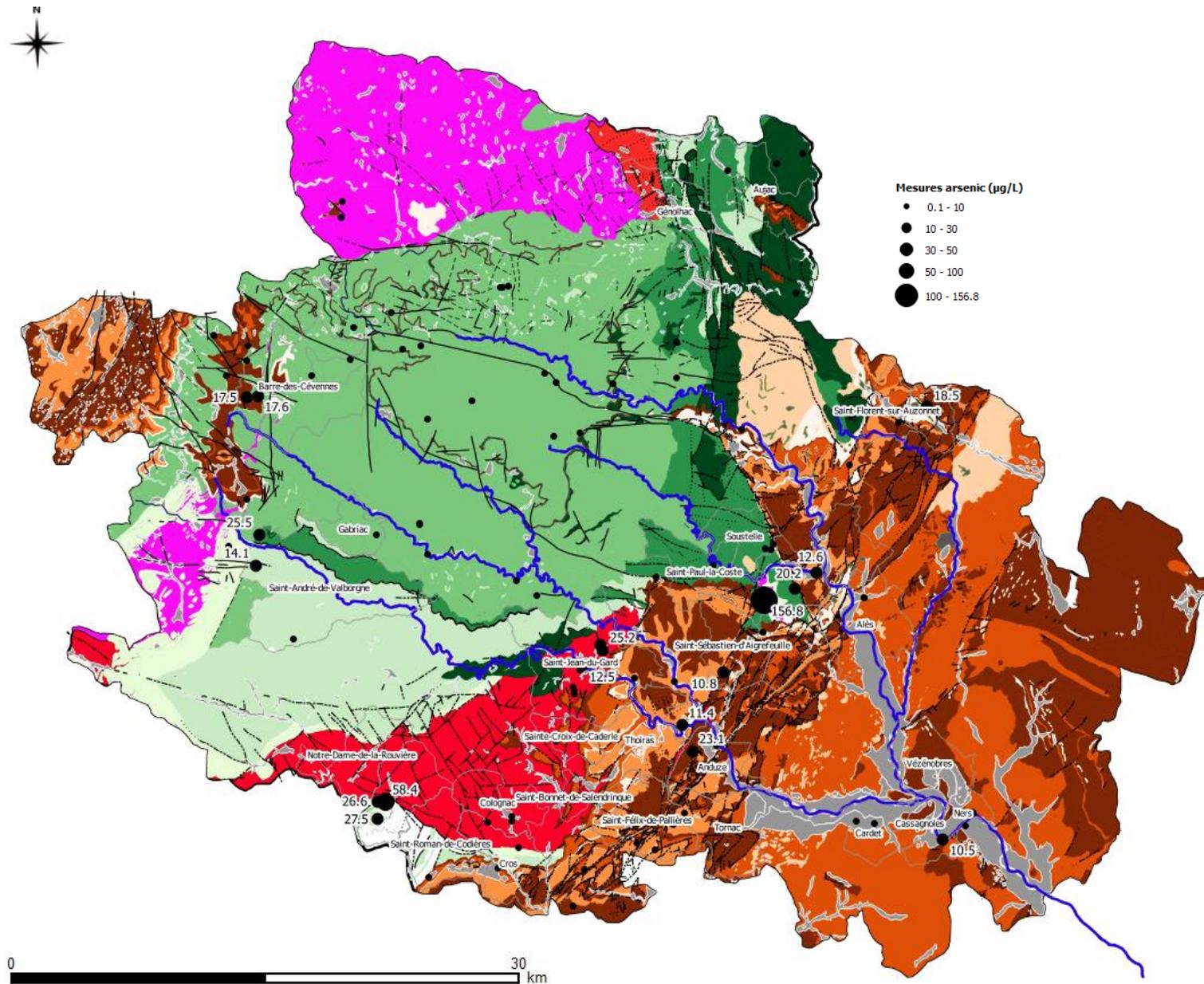


Figure 45: Carte des concentrations en As dans eaux souterraines

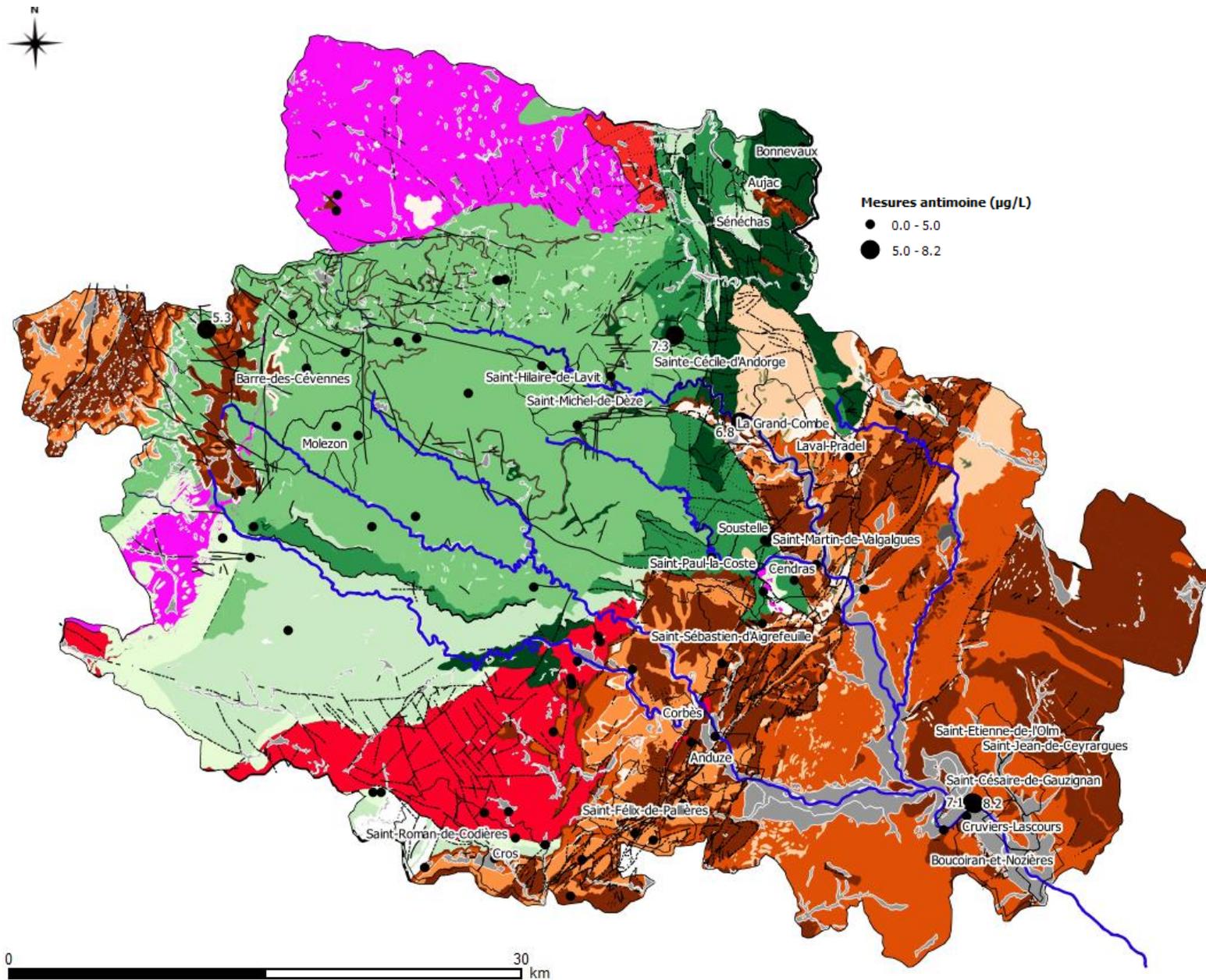


Figure 46: Carte des concentrations en Sb dans les eaux souterraines

3.2 Évaluation de la vulnérabilité des masses d'eau souterraine et des potentiels risques environnementaux

La classification des indices de vulnérabilité DRASTIC a permis de construire la carte de vulnérabilité des masses d'eau souterraines (Figure 47). Trois degrés de vulnérabilité à la pollution sont mis en évidence sur cette carte. Il s'agit de :

- La classe moyenne : elle représente 84% des zones cartographiées (Figure 48). Cette classe traduit une vulnérabilité moyenne à la contamination. Cette classe se rencontre dans un secteur du Nord-Ouest dans les Cévennes schisteuses et granitiques. L'indice moyen de vulnérabilité observé peut s'expliquer par le fait que l'aquifère possède dans cette partie une forte profondeur allant jusqu'à plus de 200 mètres, et des pentes très abruptes supérieures à 15%.
- La classe élevée : cette classe ne représente que 6% des zones cartographiées (Figure 48). Le degré élevé de vulnérabilité peut être lié à des profondeurs moyennes dans cette partie de l'aquifère, inférieure à 100 m, et au type géologique des aquifères à caractères sédimentaires (dolomie et marnes).
- La classe très élevée : ne représente que 10% des zones cartographiées. Ce degré de vulnérabilité peut s'expliquer par le fait que la profondeur de la nappe est située entre 2 et 5 m, avec une pente inférieure à 2%. Ces conditions favorisent l'infiltration de tout contaminant présent à la surface. De plus, notons que l'aquifère est constitué d'alluvions, pouvant faciliter la circulation des polluants.

Des résultats similaires incluant les 3 classes de vulnérabilité ont été obtenus par le Smage des Gardon (2011 a, atlas cartographique 8). Des différences existent entre ces deux analyses, elles reposent principalement sur l'identification de zones avec des vulnérabilités associées à des spécificités locales (érosion, influence du réseau de fracturation). C'est par exemple le cas sur les zones constituant la trajectoire de la faille des Cévennes.



Figure 47: Carte de vulnérabilité des masses d'eau souterraines

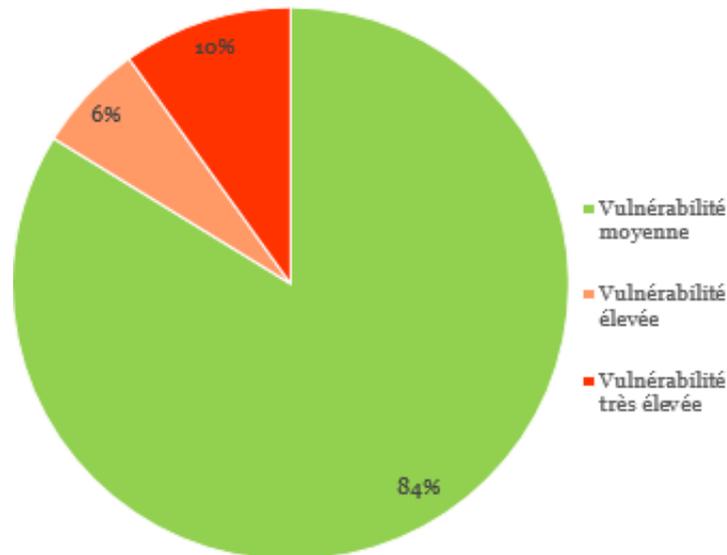


Figure 48: Répartition spatiale des de vulnérabilité à la contamination des eaux souterraines

La superposition de la carte de vulnérabilité aux concentrations en arsenic et en antimoine permet de faire le constat suivant (Figure 47).

- La plupart des concentrations les plus élevées en arsenic (plus de 85%) sont situées à proximité ou superposées à des zones de vulnérabilité élevée ou très élevée.
- La plupart des concentrations les plus élevées en antimoine (plus de 80 %) sont à proximité ou superposées à des zones de vulnérabilité élevées ou très élevées.
- Des concentrations aberrantes (supérieur au fond géochimique) en arsenic et en antimoine sont très rares sur les zones à vulnérabilité moyenne.
- Certaines concentrations importantes (supérieur à 10 µg/L) en arsenic et en antimoine situées sur les zones de vulnérabilité moyenne correspondent à la proximité d'un cours d'eau, ce qui suggère une interaction entre les eaux souterraines et les eaux de surfaces, facteur de vulnérabilité des eaux souterraines. Cette constatation est également évoquée dans un rapport du Smage des Gardons (2011a).

La carte de vulnérabilité (Figure 47) établie par la méthode DRASTIC semble donc refléter la réalité du terrain.

3.3 Discussion A

La méthode DRASTIC est largement utilisée pour l'étude des vulnérabilités des eaux souterraines dans diverses régions du monde (Ahmed et al. 2022; Chakraborty et al. 2021; Febriarta et al. 2020; Lakshminarayanan et al. 2022; Mashala et al. 2022). Elle a été récemment actualisée et certains travaux cherchent encore à améliorer la prise en compte de certains paramètres (Khosravi et al. 2018; Khan et al. 2019). Cependant, quelques limites dans son application méritent d'être relevées. La première difficulté est liée à l'incertitude des valeurs des différents facteurs hydrogéologiques pris en compte (Jourda 2005). En effet, les valeurs de certains facteurs comme la recharge ont été obtenues par extrapolation de données parfois issues de sources différentes. La conductivité hydraulique est obtenue à partir d'abaques, donc de façon approximative. La deuxième limite de DRASTIC provient de l'imprécision au niveau de l'estimation de la profondeur des nappes. La précision de cette estimation est fonction de l'intervalle des isobathes. Plus les intervalles sont larges, moins précise est l'estimation. Un autre point de discussion dans l'application de la méthode DRASTIC se situe au niveau du choix du type de coefficient de pondération (deux formations géologiques différentes peuvent avoir des coefficients de perméabilité très proches ou des concentrations minéralogiques proches) ainsi qu'au niveau des limites des classes. En effet, bien qu'une classification soit proposée, le choix des limites des intervalles est laissé à l'appréciation de l'opérateur en fonction des données disponibles et des spécificités de la zone étudiée. En d'autres termes, les limites des différentes classes ne sont pas des valeurs absolues mais plutôt des valeurs relatives. En dépit de ces quelques limitations, la méthode DRASTIC reste une approche fiable et offre des résultats assez proches de la réalité du terrain, comme démontré sur notre site d'étude.

**PARTIE B : Développement et mise en œuvre d'un opérateur
d'agrégation multicritères pour estimer et discriminer les
contributions du fond géochimique naturel des apports
anthropiques dans les eaux souterraines des anciennes régions
minières : une application à l'arsenic et à l'antimoine dans le bassin
versant du Gardon (Sud de la France).**

Article publié, une copie en annexe 8 du manuscrit



Contents lists available at ScienceDirect

Science of the Total Environment

journal homepage: www.elsevier.com/locate/scitotenv



Development and implementation of a multi-criteria aggregation operator to estimate the contributions of the natural geochemical background and anthropogenic inputs in groundwater in former mining regions: An application to arsenic and antimony in the Gardon river watershed (southern France)

Philippe Lionel Ebengue Atega^{a,*}, Marc Vinches^a, Corinne Casiot^b, Séverin Pistre^b

^a Hydrosclences Montpellier, Univ Montpellier, IMT Mines Ales, CNRS, IRD, Ales, France

^b Hydrosclences Montpellier, Univ Montpellier, CNRS, IRD, Montpellier, France

3.4 Dispersion statistique

Cette section présente les résultats du calcul des entrées de la variable « c » de l'opérateur d'agrégation multicritères.

3.4.1 Dispersion de Lepeltier modifié

Les représentations des dispersions de Lepeltier ont été réalisées pour les 4 ensembles géologiques, pour l'arsenic et l'antimoine (Figure 49). Elles présentent les fréquences cumulées et les probabilités d'occurrence en fonction des gammes de concentrations observées en $\mu\text{g/L}$. La taille des cercles donne des indications sur la quantité d'échantillons.

Arsenic

D'une manière générale, la distribution des concentrations en arsenic permet d'observer chaque fois deux populations géochimiques. Pour chaque support géologique, les modèles de dispersions sont quasiment similaires. Les premières populations qui sont les plus denses sont marquées par des pentes abruptes des fréquences cumulées et sont recoupées par des probabilités les plus élevées (0,4 en moyenne). Elles ont une caractéristique de dispersion relativement localisée autour d'une plage resserrée de valeurs (classe modale). Les deuxièmes populations ont des caractéristiques similaires : pente relativement faible, avec des concentrations très discrètes et isolées. Elles ont tendance à ne pas se regrouper autour d'une tendance centrée.

- La première population du socle métamorphique est concentrée autour de la plage comprise entre 0,5 et 7,32 $\mu\text{g/L}$. Sa deuxième population est marquée par des concentrations isolées telles que 17,65 $\mu\text{g/L}$, 27,48 $\mu\text{g/L}$ et 58 $\mu\text{g/L}$.
- Les « socle et massif cristallins » définissent leur première population autour de la plage comprise entre 0,1 et 6,98 $\mu\text{g/L}$. Leur deuxième population est marquée par des concentrations isolées telles que 18,83 $\mu\text{g/L}$, 25,2 $\mu\text{g/L}$ et 156,81 $\mu\text{g/L}$.

- Le couvert sédimentaire et les formations superficielles ont sensiblement les mêmes premières populations concentrées autour de la plage comprise entre 1 et 6 µg/L aux mêmes fréquences.
- Leurs deuxièmes populations respectives sont différentes avec des concentrations isolées de 11,45 µg/L, 17,48 µg/L et 18,48 µg/L pour le couvert sédimentaire ; 10,48 µg/L, 12,57 µg/L et 43,98 µg/L pour les formations superficielles.

Antimoine

Le modèle de distribution des concentrations en antimoine dans les eaux souterraines est similaire au cas de l'arsenic. Pour tous les supports géologiques, on observe deux populations géochimiques. Les premières populations de fortes pentes sont les plus denses et les plus localisées. Elles se concentrent autour d'une plage resserrée de valeurs (classe modale présentée dans les statistiques descriptives). Les deuxièmes populations sont distribuées de manière discrètes et isolées. D'une manière générale pour tous les types d'aquifères, les premières populations sont regroupées autour de la plage comprise entre 0 et 1 µg/L. Les deuxièmes populations avec des concentrations isolées sont constituées des teneurs telles que 3,96 µg/L et 7,28 µg/L pour le socle métamorphique ; 2,54 µg/L pour les « socle et massif cristallins » ; 2,22 µg/L et 5,34 µg/L pour le couvert sédimentaire ; 2,41 µg/L, 6,78 µg/L, 7,11 µg/L et 8,21 µg/L pour les formations superficielles.

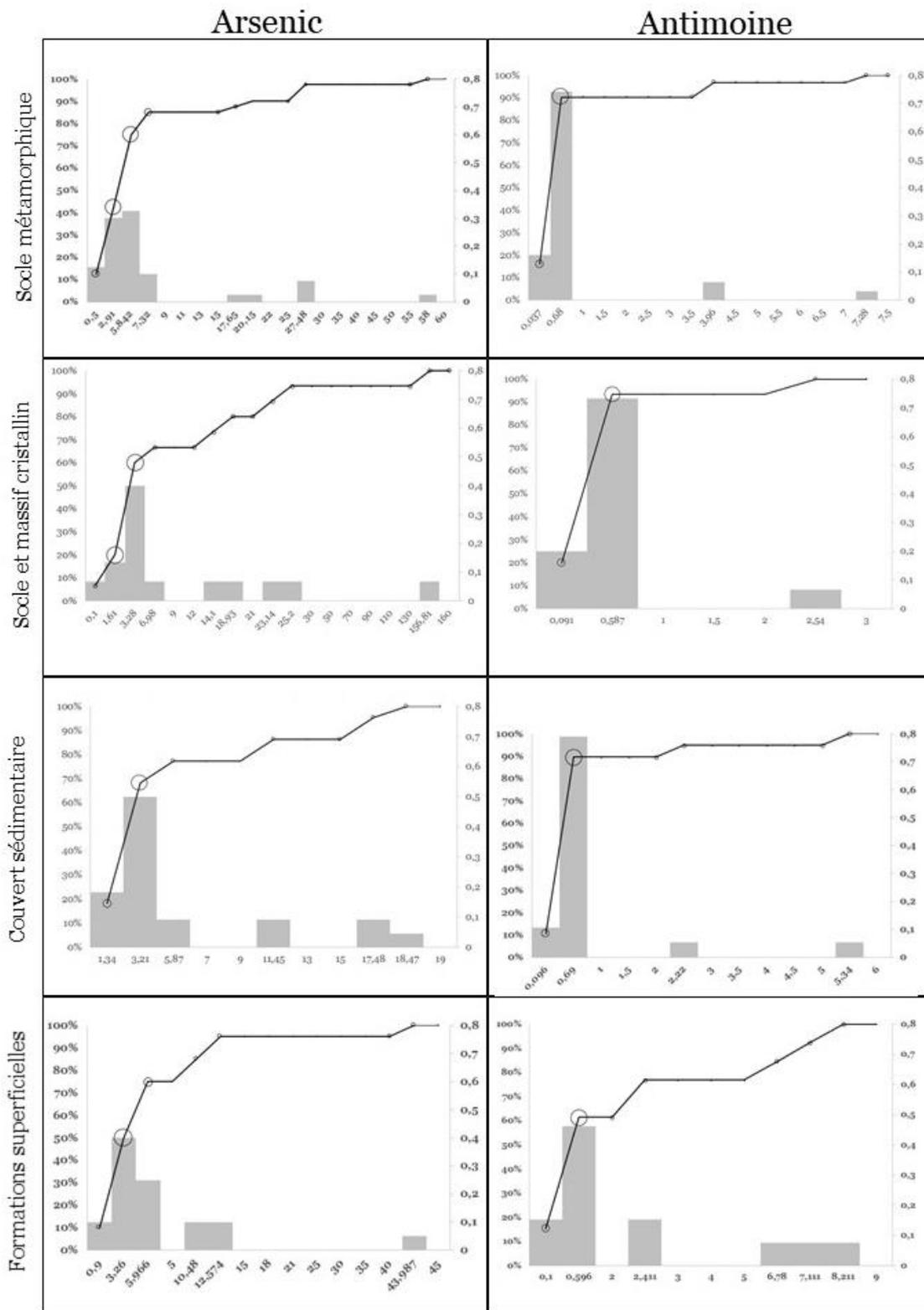


Figure 49: Distributions de Lepeltier de l'arsenic et de l'antimoine suivant les ensembles géologiques. L'axe des abscisses représente les concentrations caractéristiques des échantillons en $\mu\text{g/L}$. L'axe des ordonnées représente à gauche les fréquences cumulées et à droite les probabilités d'occurrences.

3.4.2 Dispersion de Gauss

Les représentations des dispersions de Gauss ont été réalisées pour les 4 ensembles géologiques, pour l'arsenic et l'antimoine (Figure 50). Elles présentent les probabilités d'occurrence en fonction des gammes de concentrations observées en $\mu\text{g/L}$.

En faisant suite aux dispersions de Lepeltier, les premières populations constituent les courbes principales en cloches gaussiennes de plus forts maximums locaux. Elles ont les plus fortes densités de probabilité pour des courbes en cloches à faible variance. Les deuxièmes populations constituent les courbes secondaires ou résiduelles.

En synthèse, l'expression des courbes gaussiennes en cloches principales et résiduelles témoigne et confirme l'existence et l'action de deux groupes de facteurs de modification du fond géochimique naturel : des facteurs de modification locaux (processus hydro- et biogéochimiques naturels locaux qui seront décrits dans les sections suivantes) donnant lieu à la courbe principale et des facteurs de modification non locaux donnant lieu aux courbes résiduelles.

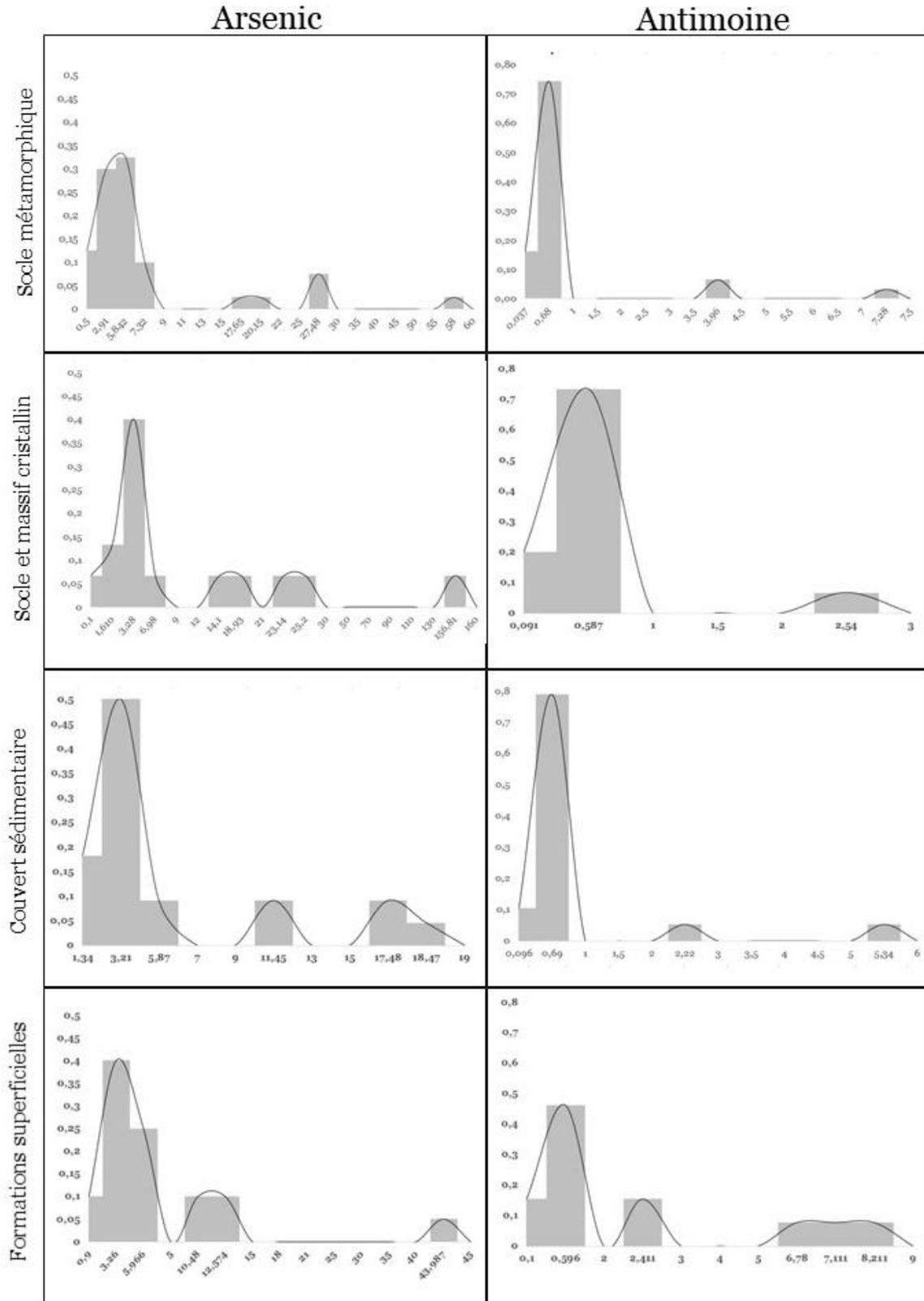


Figure 50: Dispersions de Gauss des concentrations en arsenic et antimoine suivant les ensembles géologiques. L'axe des abscisses représente les concentrations caractéristiques des échantillons en µg/L. L'axe des ordonnées représente les probabilités d'occurrences.

3.4.3 Détermination des outliers statistiques

Intervalle de confiance

Pour déterminer les concentrations atypiques (outlier), il a été déterminé une valeur seuil de filtrage à partir de laquelle on a séparé les grandes populations identifiées. Il a été prouvé que la population de données est perturbée (dispersion de Lepeltier). Le calcul de l'intervalle de confiance à 80% par valeur supérieure a permis de mettre en évidence les premiers indices de perturbation anthropique. Une variation de la valeur supérieure de l'intervalle de confiance entre 80%, 90% et 95% a permis de prouver la stabilité de ces indices de perturbation anthropique. Le calcul des seuils de filtrage a cependant été réalisé d'une part en prenant en compte pour valeur centrale la moyenne et d'autre part la médiane. En observant que certaines populations en fonction du support géologique ont un effectif parfois inférieur à 20, la médiane a été retenue comme tendance centrale de calcul des seuils. L'ensemble des résultats obtenus est résumé dans le Tableau 20.

Arsenic (pour une confiance de 80%) (Figure 51) : pour les aquifères de socle métamorphique, le seuil de filtrage est 16,62 µg/L avec une tendance centrée autour de la moyenne et 14,25 µg/L autour de la médiane. Pour les aquifères de type « socle et massif cristallin », le seuil de filtrage est 50,91 µg/L avec une tendance centrée autour de la moyenne et 35,37 µg/L autour de la médiane. Pour les aquifères du couvert sédimentaire, le seuil de filtrage est 10,13 µg/L avec une tendance centrée autour de la moyenne et 7,37 µg/L autour de la médiane. Pour les aquifères de formations superficielles, le seuil de filtrage est 14,87 µg/L avec une tendance centrée autour de la moyenne et 12,14 µg/L autour de la médiane.

Antimoine (pour une confiance de 80%) (Figure 51) : pour les aquifères de socle métamorphique, le seuil de filtrage est 2,09 µg/L avec une tendance centrée autour de la moyenne et 1,76 µg/L autour de la médiane. Pour les aquifères de type « socle et massif cristallin », le seuil de filtrage est 1,07 µg/L avec une tendance centrée autour de la moyenne et 1,02 µg/L autour de la médiane. Pour les aquifères du couvert sédimentaire, le seuil de filtrage est 1,82 µg/L avec une tendance centrée autour de la moyenne et 1,53 µg/L autour de la médiane. Pour les aquifères de formations superficielles, le seuil de filtrage est 4,45 µg/L avec une tendance centrée autour de la moyenne et 3,11 µg/L autour de la médiane.

Paramètres	Arsenic				Antimoine			
	Socle métamorphique	Socle et massif cristallin	Couvert sédimentaire	Formations superficielles	Socle métamorphique	Socle et massif cristallin	Couvert sédimentaire	Formations superficielles
Classe Modale	[2 ; 6[[2 ; 4[[2 ; 3[[2 ; 6[[0 ; 1[[0 ; 1[[0 ; 1[[0 ; 1[
Min	0,333	0,1	0,1	0,4	0,031	0,035	0,04	0,01
Max	58,36	156,81	18,47	43,99	7,28	2,54	5,34	8,21
Ecart-type	10,865	39,43	5,74	9,48	1,43	0,57	1,17	2,97

S pour une tendance centrée à la moyenne

Moyenne	7,44	17,59	5,28	6,86	0,88	0,58	0,83	2,35
S(95%) = m+1,65σ	25,37	82,66	14,75	22,5	3,24	1,53	2,67	7,24
S(90%) = m+1,28σ	21,4	68,26	12,66	19,04	2,72	1,32	2,33	6,16
S(80%) = m+0,84σ	16,62	50,91	10,13	14,87	2,09	1,07	1,82	4,85

S pour une tendance centrée à la médiane

Médiane	5,069	2,65	2,52	4,13	0,55	0,54	0,54	0,59
S(95%) = m+1,65σ	22,99	67,72	11,99	19,78	2,91	1,49	2,47	5,5
S(90%) = m+1,28σ	19,03	53,32	9,9	16,32	2,39	1,28	2,04	4,42
S(80%) = m+0,84σ	14,25	35,97	7,37	12,14	1,76	1,02	1,53	3,11

Tableau 20: Seuils de concentrations (en µg/L) à différents degrés de confiance 95%, 90% et 80%

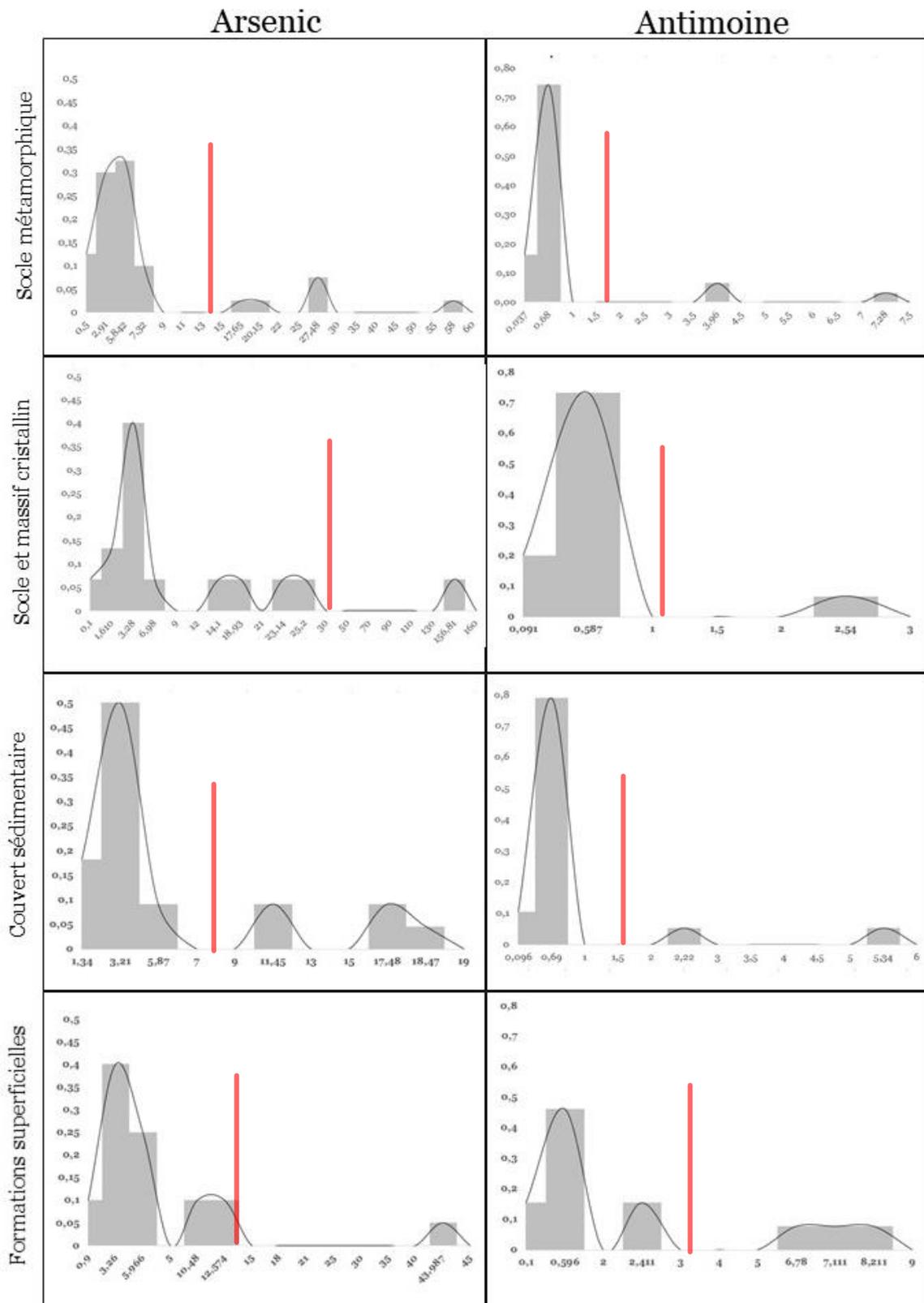


Figure 51: Mise en évidence des outliers suivant les ensembles géologiques. L'axe des abscisses représentent les concentrations caractéristiques des échantillons en $\mu\text{g/L}$. L'axe des ordonnées représentent les probabilités. La ligne rouge représente la valeur seuil pour une confiance de 80%)

3.5 Intégration du critère lié à la gîtologie

Cette section présente les résultats permettant la détermination des entrées de la variable « a » de l'opérateur d'agrégation multicritères.

L'inventaire des vestiges miniers permet de remarquer que les exploitations anciennes reposent sur tous les aquifères du site, préférentiellement sur les socles métamorphiques (schiste et micaschiste, gneiss et orthogneiss, cornéenne) et les couverts sédimentaires (calcaire, grès, argiles) (Figure 13). La plupart des mines riches en minéraux sulfurés de Fe, Al, Cu, Zn, etc., et d'arsenic (Le Téron, Espérie, Falguière, etc.) ou d'antimoine (mines du collet-de-Dèze, Cassagnas, Alteyrac, Terailon, Paillassier, etc.) ont été exploitées sur les aquifères de socle métamorphique (Tableau 21). Ces aquifères sont porteurs de minéralisations riches en arsenic et en antimoine. Compte tenu des processus d'altération et d'oxydoréduction des minéraux sulfurés, on retient l'hypothèse que les processus de libération et de mobilisation de l'arsenic et de l'antimoine dans les eaux souterraines ont été effectifs.

Dans le cas des formations sédimentaires, on ne note pas la présence de vestiges d'exploitation d'arsenic ou d'antimoine mais d'autres vestiges d'exploitations de mines métallifères (plomb, fer, zinc, cuivre, argent), de charbons, de lignites etc. Ces gisements peuvent être accompagnateurs d'arsenic et d'antimoine (Appelo et al. 2004; Smedley et al. 2002c; A. Blum et al. 2001 ; Barbier et al 2001). Les processus d'altération et d'oxydoréduction peuvent une fois de plus favoriser la libération et la mobilisation de l'arsenic et de l'antimoine dans les eaux souterraines.

Les formations superficielles sont récentes et en permanente redynamisation. Des échanges entre eaux souterraines et eaux de surface sont possibles. Le tableau suivant résume les résultats obtenus concernant la vulnérabilité à un enrichissement d'origine naturelle des eaux souterraines en arsenic ou antimoine en fonction du contexte géologique, hydrogéologique et anthropique.

Contexte géologique	Contexte hydrogéologique	Contexte anthropique : vestiges miniers		Arsenic	Antimoine
		As et Sb	Autres minéralisations		
Socle métamorphique	Aquifère fracturé de socle	Oui	Plomb, cuivre, argent, zinc, barytine, fer, uranium, or et substances connexes	Vulnérabilité à un enrichissement d'origine naturelle	Vulnérabilité à un enrichissement d'origine naturelle
Socle et massif cristallin	Aquifère fracturé de socle	Non	Plomb, cuivre, zinc et substances connexes. As et Sb peuvent être des minéraux satellites	Vulnérabilité à un enrichissement d'origine naturelle	Vulnérabilité à un enrichissement d'origine naturelle
Couvert sédimentaire	Aquifère karstique ou fracturé	Non	Plomb, cuivre, argent, zinc, pyrite, bitumes, barytine et substances connexes	Vulnérabilité à un enrichissement d'origine naturelle	Vulnérabilité à un enrichissement d'origine naturelle
Formations superficielles	Aquifère superficiel	Non	non	Pas de vulnérabilité à un enrichissement d'origine naturelle	Pas de vulnérabilité à un enrichissement d'origine naturelle

Tableau 21: Indications sur les prédispositions à l'enrichissement naturel des aquifères en As et Sb

3.6 Intégration du critère géomorphologique

Cette section présente les résultats permettant la détermination des entrées de la variable « b » de l'opérateur d'agrégation multicritères.

La figure 52 superpose les caractéristiques géographiques des échantillons susceptibles de jouer un rôle dans l'enrichissement de l'eau en une substance sur un type de formation géologique et les mesures observées pour cette substance. Il s'agit notamment de la variation d'altitude entre le point d'échantillonnage des eaux souterraines et le fond du vestige minier, de la proximité (rayon acceptable d'un kilomètre) entre le point d'échantillonnage et le vestige minier, et de la proximité

(moins de 200 mètres à vol d'oiseau) entre le point d'échantillonnage et des structures géologiques spécifiques telles que des contacts lithologiques, des failles et des veines, et des intrusions magmatiques. L'objectif de ces représentations est de mettre en évidence d'éventuelles corrélations ou relations de familiarité entre la variation de la teneur et la proximité d'une de ces structures.

De manière générale, on constate que tous les échantillons présentant les plus fortes teneurs en arsenic et en antimoine (populations secondaires) se trouvent à proximité (moins de 200 mètres à vol d'oiseau) de structures particulières (contacts lithologiques, zones de tectonique intense, décrochements, failles). Ces échantillons sont situés en moyenne dans un rayon de 4 km autour d'un site minier. Par ailleurs, aucune corrélation spécifique n'a été observée entre la différence d'altitude entre les points d'échantillonnage et ces vestiges miniers et les concentrations mesurées. Selon que les différences d'altitude sont significatives ou non, et que les niveaux piézométriques respectifs des points de prélèvement sont supérieurs ou non au niveau d'altitude des fonds des vestiges miniers, les teneurs en arsenic et en antimoine sont plus ou moins élevées.

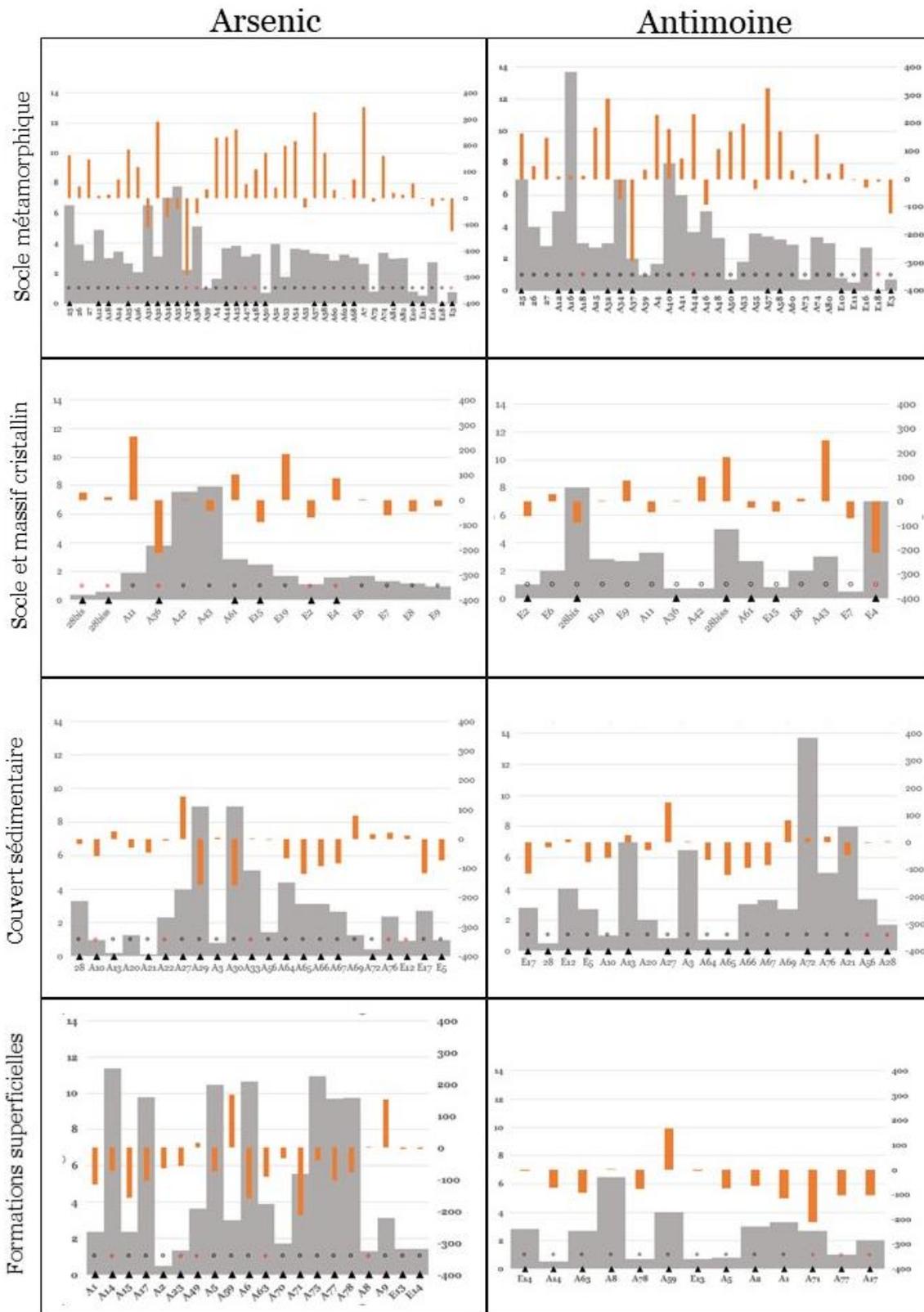


Figure 52: Intégration des facteurs géomorphologique. Superposition des caractéristiques géographiques des échantillons (distance (barres grises), différence d'altitude (barres orange) entre le vestige et l'échantillon, proximité d'une structure géologique particulière (triangle foncé)) et des mesures observées pour une substance (les échantillons appartenant à la première population sont représentés par un cercle noir ; les échantillons appartenant à la deuxième population (au-dessus de la valeur seuil du filtre) sont représentés par un cercle rouge).

3.7 Classification qualitative

L'application de l'opérateur d'agrégation multicritères ϕ au site d'étude a permis de déterminer une classification qualitative des données géochimiques collectées en fonction de leur degré de perturbation géochimique (Figure 53 et 54).

Prédisposition pour les enrichissements naturels et aucun impact notable (101) et aucune prédisposition pour les enrichissements naturels et anthropiques, aucun impact notable (001) : dans les deux cas, les interprétations sont similaires, à savoir qu'il s'agit d'une situation naturelle attendue. 18% des points de mesure de l'arsenic et 27% de l'antimoine montrent une contribution naturelle avec une influence attendue. L'influence est dite attendue car, en l'absence d'anthropisation, ces échantillons présentent des teneurs comprises dans les fourchettes caractéristiques de la tendance régionale, c'est-à-dire inférieure à 10 μ g/L pour l'arsenic et 5 μ g/L pour l'antimoine. Deux cas caractéristiques peuvent être distingués : les échantillons avec une faible probabilité d'enrichissement naturel (001) (aquifères alluviaux) et les échantillons avec une forte probabilité d'enrichissement naturel (autres types d'aquifères). Les aquifères alluviaux sont généralement récents et ne présentent pas toujours une prédisposition naturelle à l'enrichissement en arsenic et en antimoine. Dans le cas des autres aquifères, les échantillons appartiennent à des rayons relativement peu affectés par les vestiges miniers (la distance minimale des vestiges les plus proches est de 5km (pour l'arsenic) et de 3km (pour l'antimoine)).

Prédisposition à l'enrichissement naturel et influence notable (100) : il s'agit de l'influence notable d'un apport naturel caractérisé par un processus géologique ou bien d'une influence notable due à un apport anthropique non identifié. On note une donnée qui se comporte comme une aberration par rapport à la tendance locale alors qu'il n'y a pas d'activité anthropique caractéristique (ancienne ou récente) dans un rayon de 1km. 1% des échantillons présente cette caractéristique pour l'arsenic avec une teneur de 17,6 μ g/L, tandis que cette caractéristique n'est pas observée pour l'antimoine. Les structures géologiques spécifiques et les processus naturels qui ont rendu ces données remarquables ont été identifiés. Une évaluation détaillée du contexte permet d'identifier que ces échantillons sont situés dans une zone de faille intense avec un contact lithologique entre schiste, calcaire et ceinture granitique, tous susceptibles d'être porteurs de minéralisation arsenicale. Il n'y a pas de vestiges

miniers dans un rayon d'au moins 6km avec une variation d'altitude de plus de 200m. Aucune industrie spécifique ou autre activité anthropique n'a été enregistrée dans cet environnement. Il a été conclu que cette caractéristique est le résultat d'un échange eau-roche intense catalysé par des structures tectoniques qui favorisent les processus de libération et de mobilisation de l'arsenic (Smedley et Kinniburgh 2002c).

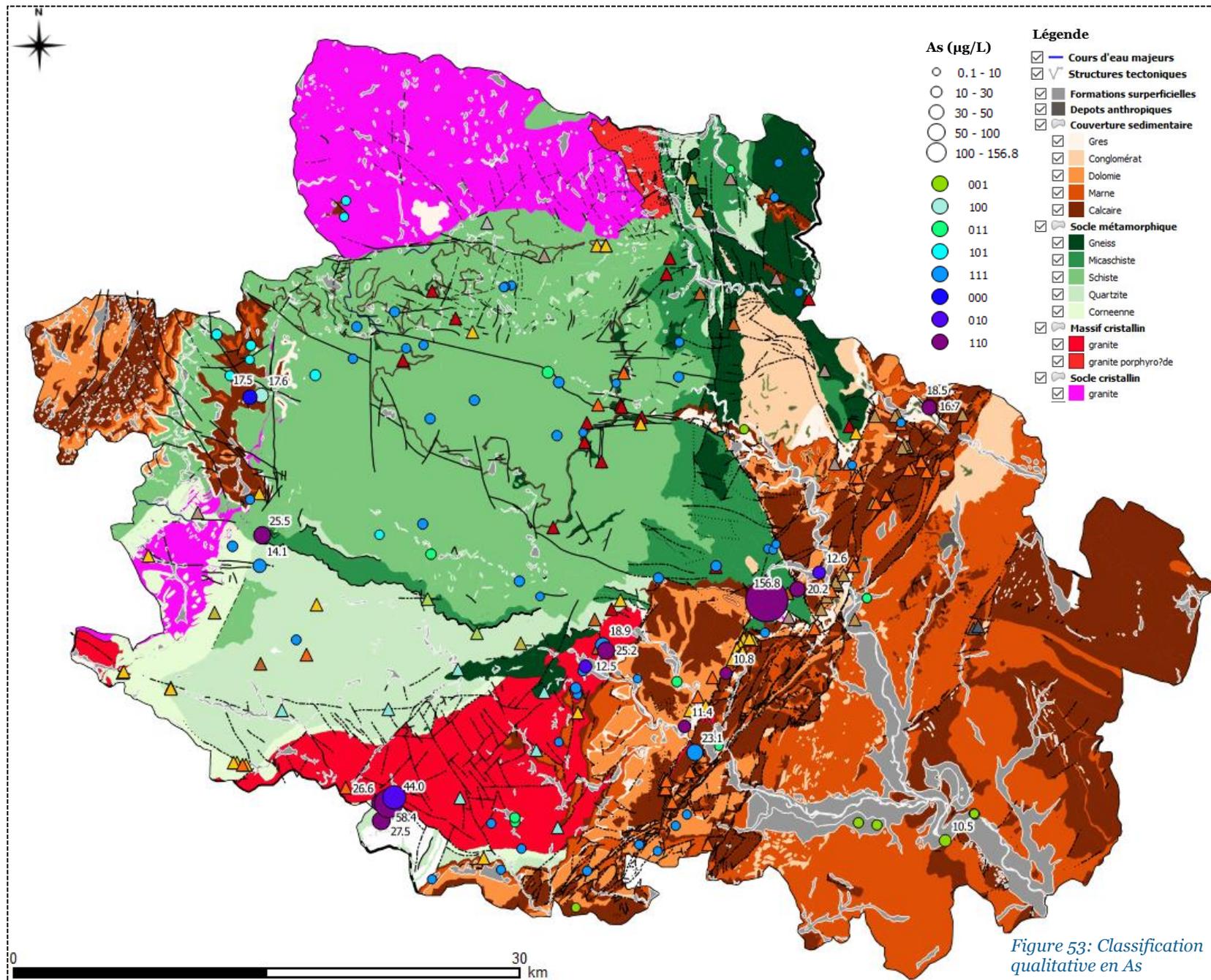
Prédisposition pour un enrichissement naturel et anthropique et aucun impact notable (111) : l'apport naturel a une influence attendue et l'apport anthropique n'a pas d'influence notable. L'influence de l'anthropisation n'est pas perçue bien qu'elle existe. Les données se comportent comme un échantillon provenant d'un environnement non anthropique. 54% des points de mesure d'arsenic et 53% des points de mesure d'antimoine présentent cette caractéristique. Il s'agit du plus grand nombre d'échantillons. Les échantillons ont été prélevés dans des aquifères susceptibles de contenir des minéralisations et étaient relativement proches des vestiges miniers (distance généralement inférieure à 3 km). En raison de la double prédisposition naturelle et anthropique à l'enrichissement en arsenic et en antimoine, les différents apports se superposent. Comme les concentrations observées appartiennent également à la tendance régionale, cela prouve que la perturbation anthropique n'a pas été suffisante pour élever les concentrations chimiques à des niveaux atypiques.

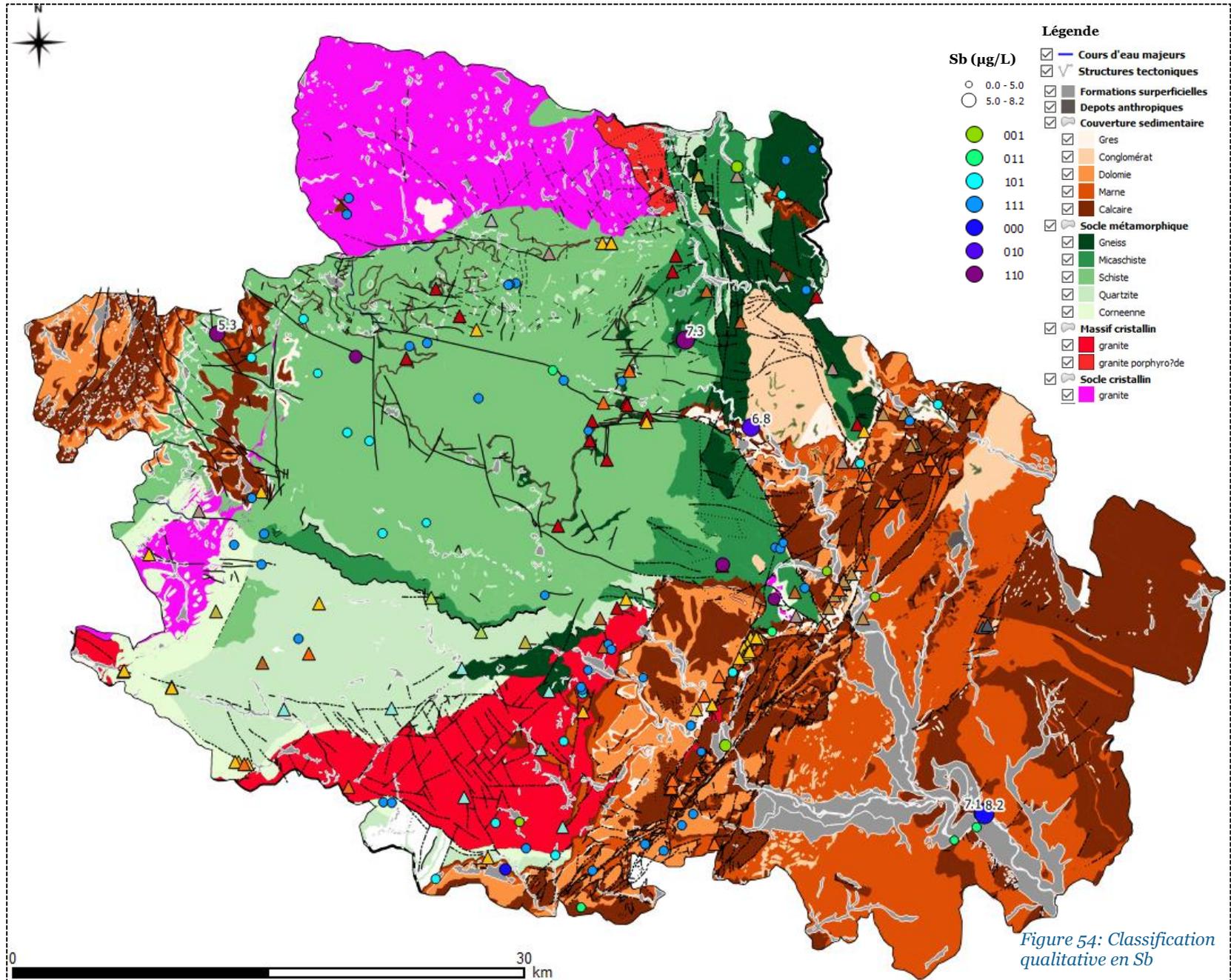
Prédisposition à un enrichissement naturel et anthropique et à une influence notable (110) : superposition des contributions naturelles et anthropiques avec une influence notable. L'influence de l'anthropisation est clairement perçue comme absorbant la contribution naturelle, car les données se comportent comme des valeurs aberrantes par rapport à la tendance locale. 11% des points de mesure de l'arsenic et 6% de ceux de l'antimoine présentent cette caractéristique. Elle inclut les échantillons présentant les concentrations les plus élevées. Comme pour la caractéristique (111), les échantillons sont situés dans des aquifères susceptibles d'être minéralisés et sont relativement proches des vestiges miniers (généralement à moins de 3km de distance). En raison de la double prédisposition naturelle et anthropique à l'enrichissement en arsenic et en antimoine, les différents apports se superposent. Les concentrations sont particulièrement atypiques et s'écartent du comportement régional de l'aquifère support.

Prédisposition à un enrichissement anthropique et aucun impact notable (011) : contribution anthropique, non associée à la géologie locale, sans influence notable. 10% des points de mesure d'arsenic et 6% des points de mesure d'antimoine présentent cette caractéristique. L'apport est qualifié d'anthropique et non identifié géologiquement car le support géologique qui constitue l'aquifère est alluvial, ce qui ne présente pas toujours les prédispositions pour un enrichissement naturel en arsenic et en antimoine. Plus précisément, dans le cas des aquifères alluviaux, l'apport anthropique peut aller au-delà de 1km en raison du dynamisme au sein de ces aquifères.

Prédisposition à un enrichissement anthropique et un impact notable (010) : contribution anthropique, non associée à la géologie locale, avec une influence notable. 3% des points de mesure de la concentration en arsenic et 1% des points de mesure de la concentration en antimoine présentent cette caractéristique. Comme dans le cas (011), l'apport est qualifié d'anthropique et non identifié géologiquement car le support géologique qui constitue l'aquifère est alluvial, superficiel et récent, ce qui ne présente pas toujours les prédispositions pour un enrichissement naturel en arsenic et antimoine.

Aucune prédisposition pour les enrichissements naturels et anthropiques, impact notable (000) : contribution non identifiée (géologique ou anthropique) avec une influence notable. Aucun vestige minier n'est enregistré dans l'environnement de l'échantillon, mais celui-ci présente des données qui se comportent comme une aberration par rapport à la tendance régionale. 1% (1 point) des points de mesure de l'arsenic et 1% (3 points) de l'antimoine présentent cette caractéristique. Dans le cas de l'arsenic, le point présentant une teneur de 17 µg/L est basé sur un contact lithologique entre schiste et calcaire. Les schistes du site d'étude étant le support de la minéralisation, l'hypothèse d'un enrichissement en arsenic est confortée par cette structure de contact lithologique. Comme dans le cas 010, il est important de noter que la contribution anthropique peut aller au-delà de 1km en raison du dynamisme au sein de ces aquifères. Dans le cas de l'antimoine, les points reposent sur des aquifères alluviaux superficiels récents qui ne peuvent révéler la source de production de ces concentrations ; ils sont donc qualifiés de géologiquement non identifiés.





3.8 Discrimination du fond géochimique naturel des apports anthropiques

Le calcul de l'opérateur a fourni la valeur de la limite supérieure de la gamme de concentration du fond géochimique à l'échelle de la formation géologique, ainsi que la contribution (en pourcentage de la concentration mesurée) de l'anthropisation à l'enrichissement en As ou Sb dans chaque échantillon (Tableau 22). Il est clair qu'il existe des contributions naturelles et anthropiques qui peuvent ou non être identifiées géologiquement. On constate généralement que le fond géochimique calculé ne s'éloigne pas trop de la population principale (Tableau 22).

Arsenic : pour les aquifères du socle métamorphique, le fond géochimique calculé varie dans la gamme]0,3 ; 8 [µg / L, avec une moyenne de 4,25 µg / L et une médiane de 5,06 µg / L. Pour les aquifères de type « socle et massif cristallin », le fond géochimique calculé varie dans la gamme]0,1 ; 5,54 [µg / L, avec une moyenne de 3,46 µg / L et une médiane de 2,65 µg / L. Pour les aquifères de la couverture sédimentaire, le fond géochimique calculé varie dans l'intervalle] 0,1 ; 3,79 [µg / L, avec une moyenne de 2,58 µg / L et une médiane de 2,52 µg / L. Enfin, pour les aquifères de surface, le fond géochimique calculé varie dans l'intervalle] 0,4 ; 6,52 [µg / L, avec une moyenne de 4,03 µg / L et une médiane de 4,13 µg / L.

Antimoine : pour les aquifères du socle métamorphique, le fond géochimique calculé varie dans l'intervalle] 0,03 ; 0,89 [µg / L, avec une moyenne de 0,62 µg / L et une médiane de 0,59 µg / L. Pour les aquifères de type « socle et massif cristallin », le fond géochimique calculé varie dans l'intervalle] 0,03 ; 0,87 [µg / L, avec une moyenne de 0,52 µg / L et une médiane de 0,54 µg / L. Pour les aquifères de la couverture sédimentaire, le fond géochimique calculé varie dans l'intervalle] 0,04 ; 0,81 [µg / L, avec une moyenne de 0,47 µg / L et une médiane de 0,54 µg / L. Enfin, pour les aquifères de surface, le fond géochimique calculé varie dans l'intervalle] 0,01 ; 0,92 [µg / L avec une moyenne de 0,5 µg / L et une médiane de 0,55 µg / L.

Paramètres	Arsenic				Antimoine			
	Support géologique	Socle et métamorphique	Socle et massif cristallin	Couvert sédimentaire	Formations superficielles	Socle métamorphique	Socle et massif cristallin	Couvert sédimentaire
Support géochimique								
Mesures]0,3 ; 58,36[]0,1 ; 156[]0,1 ; 18,47[]0,4 ; 43,98[]0,03 ; 7,28[]0,03 ; 2,54[]0,04 ; 5,34[]0,01 ; 8,21[
Fond géochimique]0,3 ; 8[]0,1 ; 5,54[]0,1 ; 3,79[]0,4 ; 6,52[]0,03 ; 0,89[]0,03 ; 0,87[]0,04 ; 0,81[]0,01 ; 0,92[
Influence de l'anthropisation]55% ; 90%[]20% ; 95%[]25% ; 80%[]30% ; 85%[]70% ; 90%[]60% ; 70%[]60% ; 85%[]65% ; 90%[
Caractérisation et évaluation des supports géochimiques								
Caractéristiques des teneurs mesurées								
Moyenne	7,44	17,59	5,28	6,86	0,88	0,58	0,83	2,33
Médiane	5,069	2,65	2,52	4,13	0,55	0,54	0,54	0,59
Ecart-type	10,865	39,43	5,74	9,48	1,43	0,57	1,17	2,97
Caractéristiques du fond géochimique calculé								
Moyenne	4,25	3,46	2,58	4,03	0,5	0,47	0,52	0,62
Médiane	5,06	2,65	2,52	4,13	0,55	0,54	0,54	0,59
Ecart-type	2,5	1,9	1,12	2,11	0,24	0,22	0,18	0,3

Tableau 22: Discrimination du fond géochimique des apports anthropiques

3.9 Classification quantitative

Les cartes récapitulatives suivantes (Figures 55, 56 et 57) mettent en évidence le contraste quantitatif entre les concentrations mesurées d'arsenic et d'antimoine et le fond géochimique naturel, après extraction des apports anthropiques. Une représentation 3D permet de mieux visualiser cette décomposition.

Arsenic

Il existe cinq points focaux où les perturbations anthropiques sont les plus exprimées. Ils peuvent être classés en deux grands domaines : le domaine situé autour du champ minier de la faille cévenole et le domaine situé au nord-ouest, en amont du bassin versant de la Barre-des-Cévennes, à proximité des vestiges miniers. Pour les domaines situés autour de la faille cévenole, la perturbation la plus impactante est due à l'activité minière compte tenu de la proximité des vestiges miniers et des variations brutales de concentration entre le fond géochimique naturel et les concentrations mesurées. L'impact anthropique le plus important lié à l'activité minière passée est localisé sur le tracé de la faille cévenole à proximité des communes de Saint Sébastien d'Aigrefeuille, Cendras, Soustelle, Saint-Paul-la-Coste et Saint Jean du Pin. Les concentrations mesurées récemment, allant jusqu'à 156 µg/L d'arsenic, ne dépassaient pas 20 µg/L de fond géochimique calculé. Cette variation exprime une multiplication par huit environ des concentrations du fond géochimique naturel par rapport aux concentrations ambiantes mesurées. Sur la commune de Saint-Jean-du-Gard et à proximité des communes de Corbes, Anduze et Générargues, on note également une zone de perturbation importante où les concentrations du fond géochimique calculé doublent à environ 10µg/L pour observer les concentrations mesurées. Sur la commune de Saint-Martial et en périphérie, on retient également une forte perturbation qui part d'un fond géochimique naturel de 7µg/L jusqu'à des concentrations observées et mesurées autour de 58µg/L. En d'autres termes, une accentuation qui a multiplié les niveaux par 8. Pour la zone de la Barre-des-Cévennes, on note des variations très ponctuelles sans aucune corrélation avec la proximité (vestiges situés à environ 7km des points de mesure) des vestiges miniers. En complément des résultats de la

classification, on peut conclure que cette zone a connu une activité minière qui n'est pas identifiée géologiquement.

Antimoine

De manière générale, les concentrations du fond géochimique calculées ne dépassent pas 3 µg/L, alors que les concentrations mesurées atteignent jusqu'à 8 µg/L. Ainsi, dans le cas de la perturbation la plus impactante, les concentrations ont été multipliées par 3. C'est le cas des concentrations observées sur les communes de Sainte Cécile d'Andorge, Branoux-les-Taillades et à proximité des communes de La Grand Combe et Saint Julien des Points. Ces variations significatives sont également observées dans les formations superficielles au sud-est à l'intersection du Gardon d'Anduze et du Gardon d'Ales sur la commune de Ners. On note également une variation importante au nord-est sur les communes du Cans-et-Cévennes à proximité des communes de la Barre-des-Cévennes et de Cassagnas, faisant passer les concentrations d'un fond géochimique estimé à environ 1µg/L à des valeurs mesurées pouvant atteindre 5 µg/L, soit une multiplication par 5. Deux autres zones présentent une variation relativement faible mais remarquable située sur la faille cévenole à proximité des communes d'Anduze et de Générargues d'une part, et de Cros et Saint-Roman-de-Cordières d'autre part. Les variations vont d'un fond géochimique calculé autour de 1µg/L à des concentrations mesurées allant jusqu'à 2 µg/L.

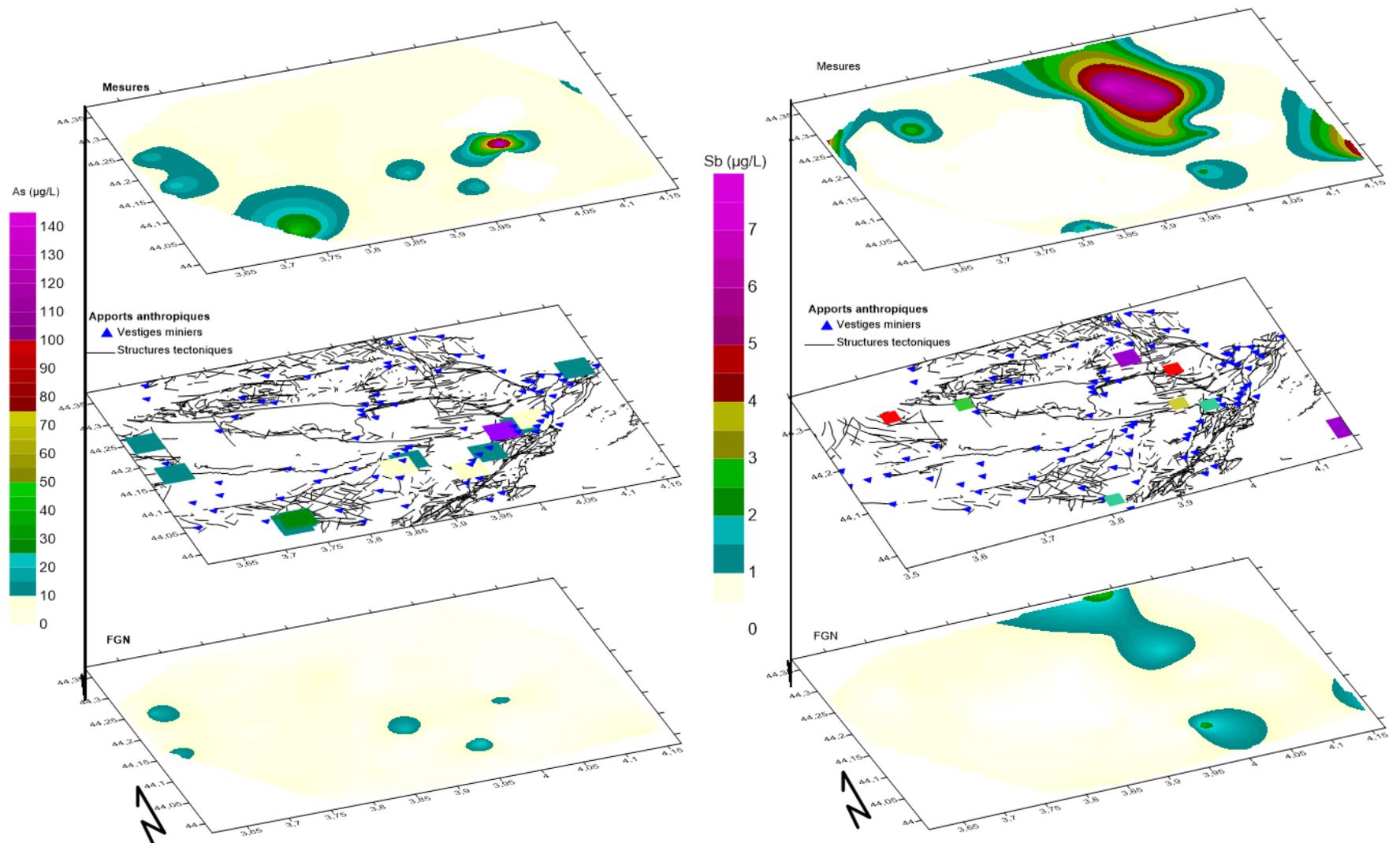


Figure 55: Discrimination du fond géochimique des apports anthropiques (i) la composante anthropique, carte intermédiaire qui présente l'influence anthropique. L'impact a été représenté comme un point dans le rayon d'influence de 1km du vestige de la mine en fonction de son empreinte. (ii) Le fond géochimique naturel calculé, carte du bas.

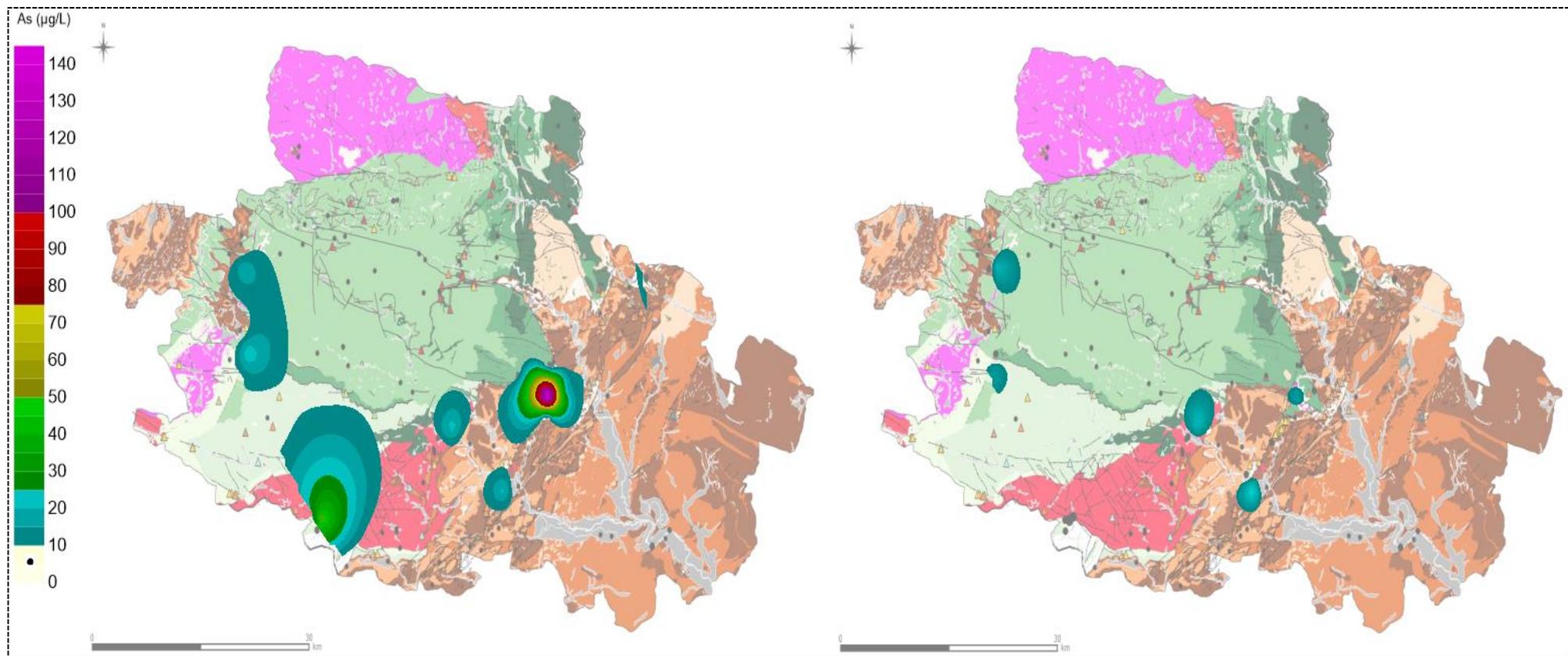


Figure 56: Hotspots en As (les mesures à gauche et le fond géochimique calculé à droite)

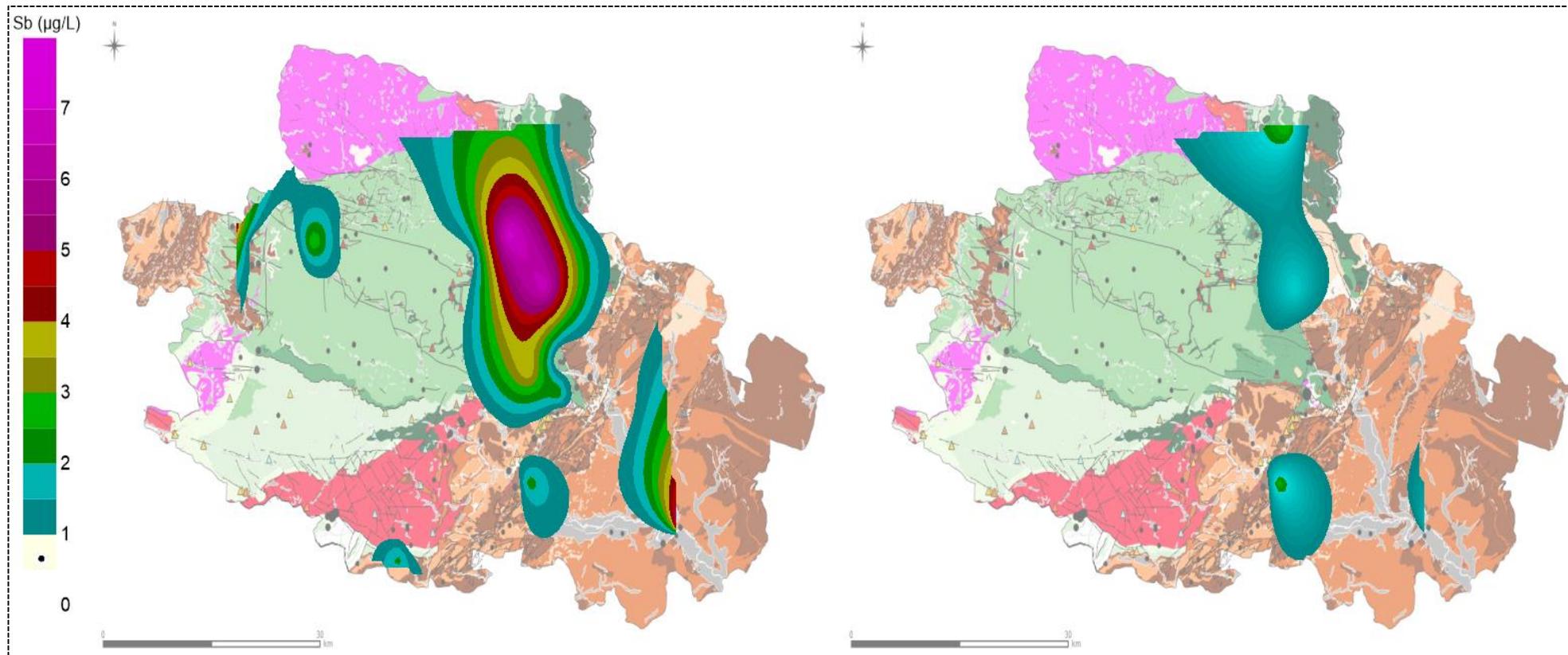


Figure 57: Hotspots en Sb (les mesures à gauche et le fond géochimique calculé à droite)

3.10 Analyse de l'incertitude

Le biais dans cette évaluation du fond géochimique naturel réside dans les valeurs approximatives de la moyenne et de l'écart-type réels. Puisque, par définition, le fond géochimique naturel est centré autour d'un élément central (moyenne ou médiane), cette erreur tend vers 0 plus la puissance du test est élevée. Une analyse descriptive et comparative des caractéristiques de dispersion des concentrations mesurées, du fond géochimique calculé et de la population principale a été réalisée. De manière générale, la population principale présente des caractéristiques très similaires au fond géochimique calculé. La médiane, la moyenne et l'écart-type sont assez stables. Les concentrations mesurées, contrairement à la population principale et au fond géochimique, montrent une forte variation des caractéristiques de dispersion, en particulier la moyenne et l'écart-type. Ceci prouve que la population secondaire résiduelle est le principal facteur modifiant le fond géochimique naturel. La figure 58 représente par leurs critères de dispersions respectifs les différents écarts observés entre les mesures, les populations principales et les fonds géochimiques calculés.

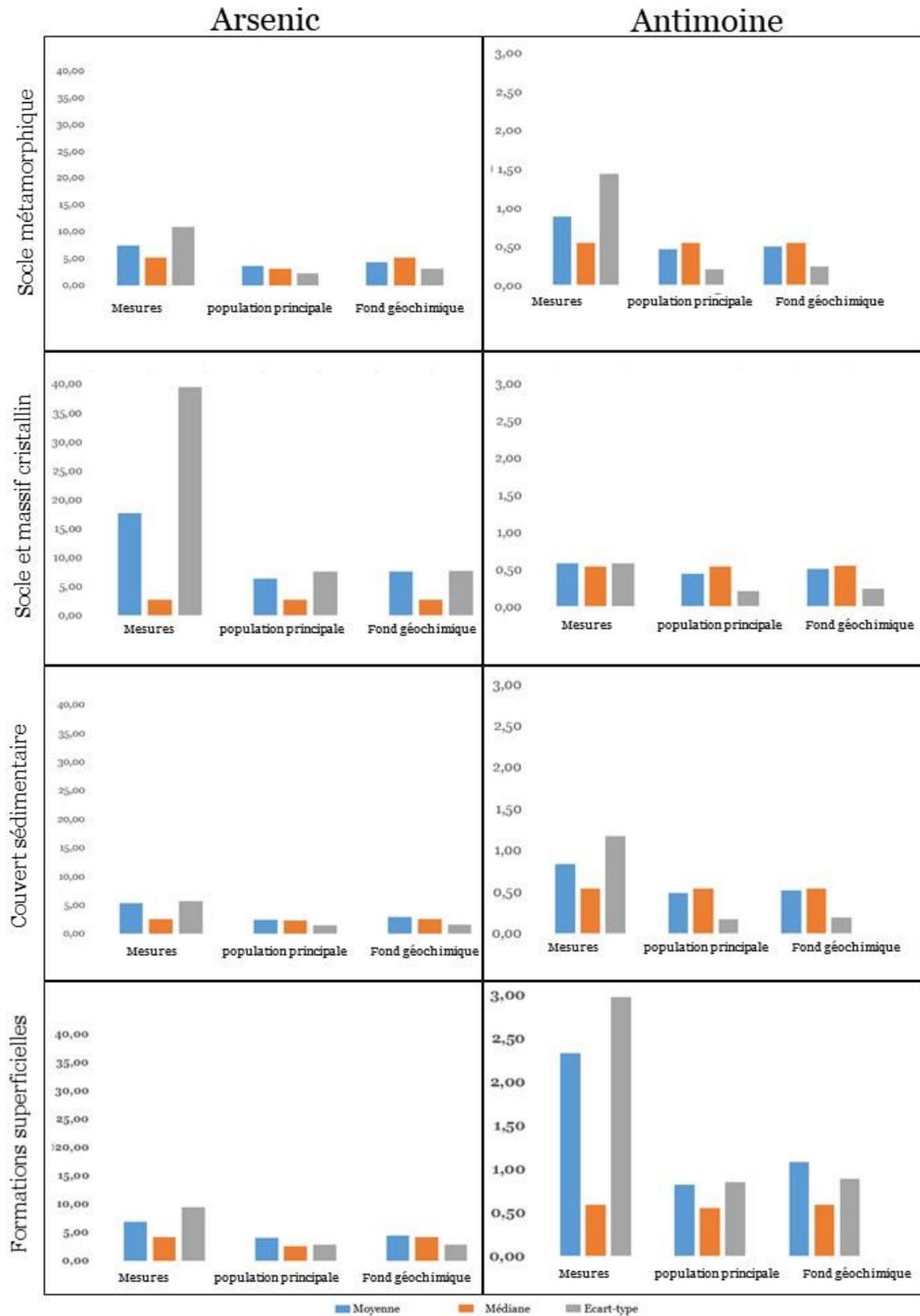


Figure 58: Incertitude entre les mesures, la population principale et le fond géochimique. L'axe des abscisses représente des concentrations en $\mu\text{g/L}$

3.11 Discussion B

Origine anthropique versus naturelle de l'enrichissement en arsenic et en antimoine dans la zone étudiée :

La méthodologie proposée a permis de cartographier les contributions naturelles et anthropiques aux concentrations d'arsenic et d'antimoine dans un ancien bassin versant minier. Les résultats ont montré une zone pour l'antimoine et cinq zones pour l'arsenic avec une contribution anthropique significative ; une augmentation des concentrations jusqu'à un facteur cinq pour l'antimoine et huit pour l'arsenic a été mise en évidence par rapport aux valeurs du fond géochimique naturel. Cette augmentation est associée à la proximité d'anciens sites miniers. L'impact de ces vestiges sur la qualité des eaux de surface avait été démontré dans plusieurs études (Casiot et al., 2009 ; Resongles et al., 2015) mais c'est la première fois que la contribution anthropique liée à l'activité minière passée est quantifiée pour les eaux souterraines sur ce bassin versant. Les résultats ont également montré que dans les zones enrichies en arsenic, la contribution du fond géochimique naturel dépassait la norme européenne de 10 µg/L pour les eaux destinées à la consommation humaine. Ce n'est pas le cas pour l'antimoine, dont la contribution du fond géochimique naturel calculée est restée inférieure à la norme de 5 µg/L. Ceci a des implications pour la gestion des ressources en eau souterraine dans la zone d'étude. La qualité des eaux souterraines bénéficierait de la remédiation des anciennes mines du bassin versant ; cependant, les concentrations en arsenic pourraient continuer à dépasser 10 µg/L localement.

Pertinence de la méthodologie pour la détermination du fond géochimique naturel :

Il n'existe pas d'approche universelle permettant de déterminer le fond géochimique naturel avec une certitude absolue (Galuszka 2007). L'approche statistique considère la distribution des données comme une superposition de deux populations correspondant respectivement aux contributions géochimiques d'origine naturelle et anthropique. La méthode suppose que les différentes sources génèrent des populations différentes qui peuvent être séparées par des procédures statistiques. Cependant, l'écart important entre les différentes concentrations d'éléments échantillonnés et les analyses peut ne pas être lié à une contribution anthropique (Galuszka 2007). Ceci est

particulièrement vrai dans les zones minéralisées présentant une forte hétérogénéité géologique et géomorphologique, comme dans notre cas d'étude. Une lithologie différente produira un modèle géochimique différent. Ainsi, le traitement des données doit prendre en compte la distribution spatiale des échantillons, en relation avec la géologie, la géomorphologie et la localisation des sources anthropiques. Jusqu'à présent, aucune des approches utilisées pour la détermination du fond géochimique naturel ne permet d'intégrer des critères d'hétérogénéité géologique à grande échelle, en tenant compte des réalités géochimiques et environnementales locales. Dans une région qui a connu une histoire minière, la prise en compte des structures géologiques et de la géomorphologie dans la détermination du fond géochimique naturel est de première importance. Dans la présente étude de cas, les roches riches en sulfures, qui sont riches en minéralisation d'arsenic et d'antimoine, se trouvent dans le socle métamorphique et le socle cristallin. Une tectonique intense est également présente, marquée par des zones de cisaillement, des failles et des fractures (parfois comblées par la cristallisation de fluides hydrothermaux) et des contacts lithologiques. Ces éléments structuraux sont parfois des points d'activité géochimique et d'apport d'oxygène grâce à leur perméabilité. Les réactions d'oxydation sont favorables et les échanges entre la roche et l'eau sont accentués. Dans le socle sédimentaire, il existe plusieurs zones de contact lithologique dues aux processus de sédimentation et aux zones tectoniques. La répartition spatiale des vestiges miniers montre que ces formations géologiques ne sont pas très riches en arsenic. Pour les échantillons provenant des formations superficielles, les structures prédominantes sont les contacts lithologiques. Comme ces formations sont récentes et en constant remaniement, ces contacts lithologiques servent d'échanges entre les eaux de surface et les eaux souterraines. Leurs sources d'enrichissement proviennent principalement des eaux de surface, car ces formations ne portent pas de minéralisation riche en arsenic. L'hypothèse selon laquelle les vestiges miniers ne sont pas les seuls facteurs qui contribuent au niveau des populations secondaires peut être soutenue. Les contributions sont superposées avec la même intensité par les processus d'enrichissement naturel et les processus anthropiques d'enrichissement en arsenic des eaux de ces formations aquifères.

La méthodologie est-elle généralisable ?

Le développement et la mise en œuvre de l'opérateur d'agrégation multicritères géochimique pour estimer les contributions du fond géochimique naturel et des apports anthropiques, et appliqué aux eaux souterraines dans un contexte minier, mettent en évidence des questions pertinentes telles que : (i) la capacité à généraliser l'outil à tous les types d'éléments chimiques (ii) la capacité à généraliser l'outil à toute variation d'échelle spatiale et géologique (iii) la capacité à généraliser l'outil à d'autres types d'activités anthropiques (iv) les limites de la méthode, et (v) l'implication dans les politiques locales de gestion des masses d'eau souterraine et les perspectives de réflexion et de recherche futures. L'application de cet outil sur le bassin versant du Gardon a permis de classer et de caractériser qualitativement et quantitativement les perturbations anthropiques en relation avec les vestiges miniers. Lors de l'intégration des critères d'agrégation dans cet opérateur, la nature géologique et hydrogéologique des aquifères a été prise en compte, les paramètres géomorphologiques favorisant les échanges entre la roche et l'eau. Ceci permet d'étendre l'application de cet outil à tout type d'élément chimique entrant dans la composition minérale d'un aquifère. Par ailleurs, la description des composantes de l'opérateur et la méthode de calcul du fond géochimique intègrent les types lithologiques d'une part, et la densité des données échantillonnées d'autre part afin d'apprécier les informations géochimiques pertinentes associées au support géologique. L'exemple du site d'étude présente un bassin versant hétérogène composé des trois grandes familles de roches (magmatique, cristalline et sédimentaire). Ainsi, en prenant en compte les variations des échelles géographiques et des supports géologiques, cet opérateur d'agrégation est bien adapté aux régions à géologie très hétérogène. C'est là que réside l'un des points originaux de cette méthode, par l'intégration de l'hétérogénéité géologique pour une échelle donnée. On a observé des concentrations d'arsenic qui n'appartiennent pas à la tendance régionale mais qui sont d'origine naturelle. Des approches purement statistiques auraient classé cela comme une perturbation anthropique (Portier 2001 ; Reimann et al. 2005 ; Preziosi et al. 2014).

Quelles limites ?

Des études plus détaillées sur les caractéristiques de chaque formation géologique sont nécessaires pour améliorer l'intégration des paramètres minéralogiques dans cet opérateur. Pour les aquifères alluviaux, la zone de contribution des vestiges miniers doit être considérée avec prudence en raison des échanges d'eaux fluviales. Si cette approche est appliquée à un autre type d'activité anthropique que l'exploitation minière, il sera nécessaire de reconstruire la variable "a", une variable qui prend en compte les caractéristiques de l'activité anthropique.

Conclusion

La méthodologie proposée dans cette étude a permis de développer et de mettre en œuvre un opérateur d'agrégation géochimique multicritères capable de déterminer à la fois les concentrations d'éléments héritées du fond géochimique naturel et celles induites par les activités anthropiques liées à l'histoire minière du territoire. À partir de la définition de variables caractérisant l'appartenance à un domaine géologique associé à une minéralogie typique, la prédisposition à un enrichissement naturel, le positionnement du point d'échantillonnage par rapport à d'anciens sites miniers, et enfin sa position par rapport à des structures tectoniques significatives, une étude statistique permet de déterminer des points remarquables. Un opérateur multicritère de classification de ces points est alors appliqué aux échantillons analysés selon trois critères : prédisposition à un enrichissement naturel de la concentration pour l'élément chimique considéré dans les eaux souterraines en ce point, prédisposition à un enrichissement d'origine anthropique, appartenance à la population principale caractéristique du domaine géologique. Après traitement statistique, le résultat obtenu par l'application de l'opérateur permet d'estimer pour chaque point les contributions respectives de l'origine anthropique et de l'origine naturelle des concentrations mesurées. Une représentation cartographique permet de visualiser cette décomposition en deux origines distinctes, et d'extraire le fond géochimique naturel estimé, sans aucune contribution anthropique. Cette approche fournit un outil qui facilite la perception qualitative et quantitative des origines de la contamination. Elle peut aider à la gestion des masses d'eau souterraine dans les territoires ayant connu une activité minière et contribuer à la directive-cadre européenne sur l'eau et aux autres législations sur la qualité des eaux souterraines.

Conclusion générale

Les travaux de recherche présentés se sont intéressés aux concepts de fond géochimique et d'apports anthropiques, ainsi qu'aux outils visant à leur discrimination. Ils ont été appliqués aux eaux souterraines de la partie amont du bassin versant des Gardons et des communes périphériques. Ce territoire partagé entre les départements du Gard et de la Lozère est caractérisé par une géologie hétérogène, complexe, avec des marqueurs d'une tectonique intense. Deux axes de travail ont été explorés : le premier a consisté à établir le diagnostic des contaminations des eaux souterraines en arsenic et en antimoine. Le second a permis le développement et la mise en œuvre d'un opérateur permettant de discriminer le fond géochimique des apports anthropiques en contexte minier.

La méthodologie retenue pour développer les travaux selon ces deux axes commence par l'acquisition des données géochimiques sur les eaux souterraines par échantillonnage et par acquisition des données disponibles via le portail d'Accès aux Données sur les Eaux Souterraines (ADES). Ces données ont été ensuite analysées et cartographiées pour déterminer la distribution spatiale de l'arsenic et l'antimoine à l'échelle du site d'étude. Par la suite, un opérateur a été construit et calibré pour prendre simultanément en compte la distribution statistique des mesures, la prédisposition d'une masse d'eau souterraine à s'enrichir naturellement (en arsenic et en antimoine) et la distance entre les eaux souterraines et les activités anthropiques. Pour décrire ces paramètres d'entrée, le paramètre « distribution statistique » est défini par la classification des échantillons en deux populations caractéristiques (population locale et population de données aberrantes) se regroupant autour de la tendance centrale (moyenne ou médiane). Le paramètre « prédisposition de l'eau souterraine à s'enrichir naturellement (en arsenic et en antimoine) » est la combinaison de plusieurs facteurs à savoir le type de nappe, la géologie des formations géologiques aquifères, la perméabilité pour évaluer la probabilité pour que l'eau souterraine soit enrichie de façon naturelle en arsenic et en antimoine. La proximité des vestiges miniers a été définie par le gradient hydraulique, calculé à partir des distances verticales et horizontales des points d'échantillonnage aux vestiges miniers. Cet opérateur a été mis en œuvre sur la base des données acquises pour évaluer le fond géochimique des eaux souterraines du site d'étude en arsenic et en antimoine, puis pour en déduire la contribution anthropique.

Cette thèse a montré, à partir de l'état de l'art, combien le concept même de fond géochimique naturel est complexe et sujet à interprétations multiples. Différentes méthodologies ont été utilisées pour quantifier le fond géochimique naturel mais aucune méthodologie universelle, communément acceptée, n'a été validée à ce jour. En effet, il n'existait pas jusqu'ici une démarche systémique qui intègre simultanément les aspects géologiques, géomorphologiques, anthropiques et statistiques pour fournir une estimation du fond géochimique naturel. En particulier, aucune méthode ne prend en compte les paramètres géomorphologiques associés au contexte d'anthropisation (contexte minier). L'approche développée tient compte simultanément du contexte géologique, du contexte anthropique et du contexte local des concentrations mesurées pour donner une estimation du fond géochimique naturel en une substance donnée, dans les eaux souterraines. L'opérateur d'agrégation multicritère proposé permet d'établir les contributions probables, qu'elles soient d'origine naturelle ou anthropique, à la concentration mesurée.

La représentation sous forme de carte permet une restitution visuelle des résultats. Celle-ci pourrait faciliter la transmission d'informations auprès des différents acteurs du territoire. En effet, pour répondre aux questions des populations sur la qualité des ressources en eaux, et des eaux potables en particulier, les gestionnaires de ces ressources ont besoin d'outils performants et pédagogiques. Par ailleurs, cette cartographie permet de mettre en évidence des zones où la contribution anthropique est dominante ; ceci suggère que la mise en place d'opérations de remédiation dans ces zones pourrait avoir des effets notables sur la qualité des eaux souterraines. Les résultats de cette étude pourraient donc aider les décideurs publics à prioriser les actions de remédiation à mettre en place sur le bassin versant.

Les résultats ont montré une zone pour l'antimoine et cinq zones pour l'arsenic présentant une contribution anthropique significative ; ceci a induit une augmentation des concentrations jusqu'à un facteur cinq pour l'antimoine et huit pour l'arsenic par rapport aux valeurs du fond géochimique naturel. Cette augmentation est associée à la proximité d'anciens sites miniers. L'impact de ces vestiges sur la qualité des eaux de surface avait été démontré dans plusieurs études (Casiot et al., 2009 ; Resongles et al., 2015) mais c'est la première fois que la contribution anthropique liée à l'activité minière passée est quantifiée pour les eaux souterraines sur ce bassin versant. Les résultats ont également montré que dans les zones enrichies en arsenic, la contribution

du fond géochimique naturel dépassait la norme européenne de 10 µg/L pour les eaux destinées à la consommation humaine. Ce n'est pas le cas pour l'antimoine, dont la contribution calculée du fond géochimique naturel est restée inférieure à la norme de 5 µg/L. Ces résultats (Figure 59) permettent d'établir une base quantifiée, support d'une préoccupation socio-environnementale et sanitaire à caractériser dans des futures études. Ceci a des implications pour la gestion des ressources en eau souterraine dans la zone d'étude. La qualité des eaux souterraines bénéficierait de la remédiation des anciennes mines du bassin versant ; cependant, les concentrations en arsenic pourraient continuer à dépasser 10 µg/L localement.

Concernant l'ouverture de cette thèse vers les sciences humaines et sociales, à travers la question de la perception de l'information par les acteurs du territoire, les premières observations liées aux comportements des acteurs en fonction de leurs connaissances, de la nature des informations présentées, de la forme sous laquelle ces informations sont présentées, mais aussi en fonction des possibilités d'interactions entre acteurs, ont permis de montrer que la perception des informations et des situations par les acteurs du territoire est fonction du niveau de connaissances scientifiques et techniques du sujet évoqué. Plus le niveau de connaissances est important (cas des scientifiques et des industriels) et moins les ressentis émotionnels sont marqués. Moins le niveau de connaissances est important (cas du grand public, des médias) et plus les variations des ressentis sont importantes.

Un approfondissement des techniques d'accompagnement d'un collectif est nécessaire pour permettre aux différents acteurs d'un territoire d'avoir une conscience plus partagée des questions liées à la pollution des eaux souterraines pour améliorer leur collaboration dans la gestion des ressources en eau. Une amélioration substantielle pourrait être apportée par le développement de supports de restitution des informations scientifiques plus adaptés. Les cadres méthodologiques et techniques d'animation utilisés par les professionnels des sciences humaines et sociales pourraient également améliorer les échanges d'information avec le public. Toutefois nous tenons à signaler que les résultats présentés suite aux expérimentations en atelier participatif dans le cadre de ce travail sont préliminaires et ne peuvent permettre d'aller plus loin dans leur interprétation. En particulier, cette étude aurait pu intégrer deux étapes complémentaires de la démarche d'Endsley (Endsley 1995) à savoir la compréhension et la projection.

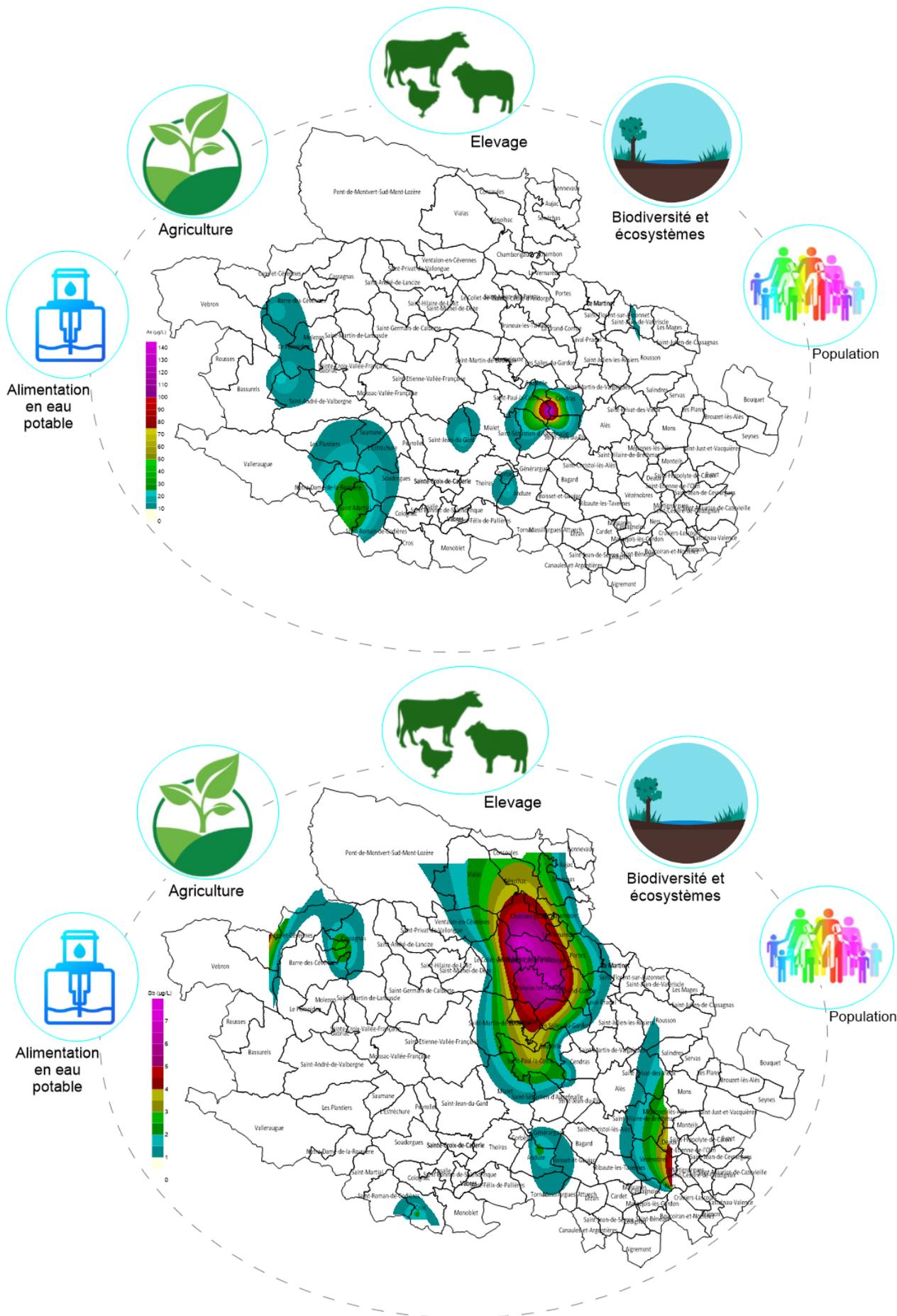


Figure 59: Expression de la préoccupation socio-environnementale et sanitaire concernant les concentrations en (a) arsenic en (b) antimoine dans les eaux souterraines sur le site d'étude en lien avec les différents usages

Références bibliographiques

Académie des sciences. 1998. Contamination des sols par les éléments en traces : Les risques et leur gestion (Rapport de l'Académie des sciences N° 42).

Achterberg, Eric P., Veronique M. C. Herzl, Charlotte B. Braungardt, et Geoff E. Millward. 2003. « Metal Behaviour in an Estuary Polluted by Acid Mine Drainage: The Role of Particulate Matter ». *Environmental Pollution* (Barking, Essex: 1987) 121 (2): 283-92. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00216-6](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00216-6).

ADES. 2018. « Portail national d'accès aux données sur les eaux souterraines ». 2018. <https://ades.eaufrance.fr/>.

Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée & Corse. 2021. « Sandre Portail national d'accès aux référentiels sur l'eau | Fiche cours d'eau ». 2021.

Agence de l'eau R.M. et C. 2010. « Qualification de la problématique toxique à l'échelle du bassin versant des gardons ; Agence de l'eau R.M. et C – délégation régionale de Montpellier - Unité Données et Redevances ».

Ahmad, S Akhtar, S Abdul Hadi, et Humayun Kabir Talukder. 2001. « Arsenic in Drinking Water and Pregnancy Outcomes. » *Environmental Health Perspectives* 109 (6): 3.

Ahmed, K. Matin, Prosun Bhattacharya, M. Aziz Hasan, S. Humayun Akhter, S. M. Mahbub Alam, M. A. Hossain Bhuyian, M. Badrul Imam, Aftab A Khan, et Ondra Sracek. 2004. « Arsenic Enrichment in Groundwater of the Alluvial Aquifers in Bangladesh: An Overview ». *Applied Geochemistry, Arsenic in Groundwater of Sedimentary Aquifers*, 19 (2): 181-200. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2003.09.006>.

Ahmed, Syed Istiyak, Chu-Lin Cheng, Juan Gonzalez, James J. Kang, Jungseok Ho, et Leslie Soto-Sanchez. 2022. « Groundwater Vulnerability Assessment of Shallow Aquifer in the South Texas Sand Sheet Using a GIS-Based DRASTIC Model ». *Modeling Earth Systems and Environment*, janvier. <https://doi.org/10.1007/s40808-021-01292-4>.

Akcil, Ata, et Soner Koldas. 2006. « Acid Mine Drainage (AMD): Causes, Treatment and Case Studies ». *Journal of Cleaner Production, Improving Environmental, Economic and Ethical Performance in the Mining Industry. Part 2. Life cycle and process analysis and technical issues*, 14 (12): 1139-45. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.09.006>.

Al Bassit, Lama, Nicolas Tricot, Leyla Sadeghi, et Luc Mathieu. 2014. « Estimation quantitative des risques liés à l'utilisation d'un système lors de sa conception ». In *mosim 2014*, 10ème

Conférence Francophone de Modélisation, Optimisation et Simulation. Nancy, France.
<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01166608>.

Alain Renon et Arnaud Jouve. 2016. « Pollution Minière En France - Scandale Environnemental ». RFI. 2016.

Alain REY. 1992. « Dictionnaire historique de la langue française, Paris, Le Robert ».

Alas, Ruth, et Junhong Gao. 2012. « Introduction to Crisis Management ». In *Crisis Management in Chinese Organizations: Benefiting from the Changes*, édité par Ruth Alas et Junhong Gao, 1-8. London: Palgrave Macmillan UK. https://doi.org/10.1057/9780230363168_1.

Algros et Charissou. 2010. « Réalisation d'un avis d'experts : "Bruit de fond" des polluants dans l'environnement, analyse des données existantes et identification des lacunes ».

Al-Hashimi, A., G. J. Evans, et B. Cox. 1996. « Aspects of the Permanent Storage of Uranium Tailings ». *Water, Air, and Soil Pollution* 88 (1): 83-92. <https://doi.org/10.1007/BF00157414>.

Aller, Lehr, Petty, Et Bennet. 1987. « DRASTIC: Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings, Office of Research and Development, Environmental Protection Agency, 1987, 622 pages. »

Alouvette, F. Arthaud, Y. Bodeur, M. Aubague, Et J.-P. Barthes. 1988. « Notice explicative de la carte géologique de la France, Feuille du Vigan au 50 000 e ». BRGM Éditions Service géologique national.

Alpers, Charles, Darrell Nordstrom, et John Spitzley. 2003. « Extreme acid mine drainage from a pyritic massive sulfide deposit: The Iron Mountain end-member ». In , 407-30.

Amarasiriwardena, Dulasiri, et Fengchang Wu. 2011. « Antimony: Emerging Toxic Contaminant in the Environment ». *Microchemical Journal* 1 (97): 1-3. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2010.07.009>.

Amini, Manouchehr, Karim C. Abbaspour, Michael Berg, Lenny Winkel, Stephan J. Hug, Eduard Hoehn, Hong Yang, et C. Annette Johnson. 2008. « Statistical Modeling of Global Geogenic Arsenic Contamination in Groundwater ». *Environmental Science & Technology* 42 (10): 3669-75. <https://doi.org/10.1021/es702859e>.

Amini, Manouchehr, Kim Mueller, Karim C. Abbaspour, Thomas Rosenberg, Majid Afyuni, Klaus N. Møller, Mamadou Sarr, et C. Annette Johnson. 2008. « Statistical Modeling of Global Geogenic Fluoride Contamination in Groundwaters ». *Environmental Science & Technology* 42 (10): 3662-68. <https://doi.org/10.1021/es071958y>.

- Amiri, Vahab, Mohammad Nakhaei, Razyeh Lak, et Peiyue Li. 2021. « An Integrated Statistical-Graphical Approach for the Appraisal of the Natural Background Levels of Some Major Ions and Potentially Toxic Elements in the Groundwater of Urmia Aquifer, Iran ». *Environmental Earth Sciences* 80 (12): 432. <https://doi.org/10.1007/s12665-021-09733-0>.
- Anawar, H. M., J. Akai, K. M. G. Mostofa, S. Safiullah, et S. M. Tareq. 2002. « Arsenic Poisoning in Groundwater: Health Risk and Geochemical Sources in Bangladesh ». *Environment International* 27 (7): 597-604. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(01\)00116-7](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(01)00116-7).
- Anawar, Hossain Md. 2013. « Impact of Climate Change on Acid Mine Drainage Generation and Contaminant Transport in Water Ecosystems of Semi-Arid and Arid Mining Areas ». *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, Contamination in Water*, 58-60 (janvier): 13-21. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2013.04.002>.
- Apollaro, C., D. Di Curzio, I. Fuoco, A. Buccianti, E. Dinelli, G. Vespasiano, A. Castrignanò, et al. 2022. « A Multivariate Non-Parametric Approach for Estimating Probability of Exceeding the Local Natural Background Level of Arsenic in the Aquifers of Calabria Region (Southern Italy) ». *Science of The Total Environment* 806 (février): 150345. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150345>.
- Appelo, C. A. J., et Dieke Postma. 2004. *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. CRC Press.
- Aranguren, Matías Miguel Salvarredy. 2008. « Contamination en métaux lourds des eaux de surface et des sédiments du Val de Milluni (Andes Boliviennes) par des déchets miniers Approches géochimique, minéralogique et hydrochimique. », 490.
- Arene, G.-M. Berger, H. Gras, J.L. Poidevin, Et C. Saurel. 1978. « Notice explicative de la carte géologique de la France, Feuille d'Alès au 50 000e, B.R.G.M ». BRGM Éditions Service géologique national.
- Arnaud, F. 1999. « Analyse structurale et thermo-barométrique d'un système de chevauchements varisque : les cévennes centrales (massif central français). Microstructures et mécanismes de dé-formation dans les zones de cisaillement schisteuses. PhD thesis, Institut national polytechnique de Lorraine, Orléans. »
- Artignan, D, Ph Baranger, P Billaud, M Lansiaart, et B Mazenc. 2008. « Rapport rédigé dans le cadre de l'ouvrage collectif « PPRM » et résultant des contributions de : BRGM, GEODERIS, INERIS et MEDAD ».
- ASIS International. 2009. « Résilience organisationnelle : exigences des systèmes de gestion de la sécurité, de la préparation et de la continuité avec des directives d'utilisation, ASIS SPC.1-2009, American National Standard ».

Ayotte, Joseph D., Marcel Belaval, Scott A. Olson, Karen R. Burow, Sarah M. Flanagan, Stephen R. Hinkle, et Bruce D. Lindsey. 2015. « Factors Affecting Temporal Variability of Arsenic in Groundwater Used for Drinking Water Supply in the United States ». *Science of The Total Environment* 505 (février): 1370-79. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.057>.

Ayuso, R. A., et N. K. Foley. 2008. « Anthropogenic and Natural Lead Isotopes in Fe-Hydroxides and Fe-Sulphates in a Watershed Associated with Arsenic-Enriched Groundwater, Maine, USA ». *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis* 8 (1): 77-89. <https://doi.org/10.1144/1467-7873/07-153>.

Bailly, R. Ferras, D. Pumain, et pref. de Christian Pierret. 1995. « Encyclopédie de géographie, Paris, Economica ».

Baiocchi, Antonella, Francesca Lotti, et Vincenzo Piscopo. 2011. « Influence of Hydrogeological Setting on the Arsenic Occurrence in Ground- Water of the Volcanic Areas of Central and Southern Italy », 12.

Baize, Denis. 2009. « Fonds géochimiques, fonds pédogéochimiques naturels et teneurs agricoles habituelles : définitions et utilités », 10.

Baki, Mohammad Abdul, Md. Muzammel Hossain, Jhuma Akter, Shamshad B. Quraishi, Md. Fajlul Haque Shojib, A. K. M. Atique Ullah, et Md Firoz Khan. 2018. « Concentration of Heavy Metals in Seafood (Fishes, Shrimp, Lobster and Crabs) and Human Health Assessment in Saint Martin Island, Bangladesh ». *Ecotoxicology and Environmental Safety* 159 (septembre): 153-63. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.04.035>.

Ballesteros, Daniel, Arnauld Malard, Pierre-Yves Jeannin, Montserrat Jiménez-Sánchez, Joaquín García-Sansegundo, Mónica Meléndez-Asensio, et Gemma Sendra. 2015. « KARSYS hydrogeological 3D modeling of alpine karst aquifers developed in geologically complex areas: Picos de Europa National Park (Spain) ». *Environmental Earth Sciences* 74 (12): 7699-7714.

Banque mondiale. 2020. « Preter du soutien aux pays en des temps sans precedents ».

Barbier, Baudry.D, Chéry, Ruppert.N., Seguin, et Vigouroux. 2001. « Contribution à la caractérisation des états de référence géochimique des eaux souterraines - Rapport d'avancement n°1. Étude bibliographique. »

Barbier, D.Baudry, L. Chery, N. Ruppert, J.-J Séguin, et P. Vigouroux. 2001. « Contribution à la caractérisation des états de référence géochimique des eaux souterraines ; rapport d'avancement N°1: étude bibliographique ».

Barbier et L.Chery. 1997. « Relation entre le fond géochimique naturel et les teneurs élevées en métaux lourds dans les eaux. Application et Validation. BRGM ».

Barles, Sabine. 2014. « L'écologie territoriale et les enjeux de la dématérialisation des sociétés : l'apport de l'analyse des flux de matières ». Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie, n° Vol. 5, n°1 (février). <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.10090>.

Barrie, Johnson D., et Kevin B. Hallberg. 2005. « Acid mine drainage remediation options: a review ». Science of the total environment 338 (1-2): 3-14.

Bauer, I., et J. Bor. 1993. Schwermetallgehalte von Lössböden an den Beispielen von Cu, Zn, Ni, Pb, Hg und Cd. Mainzer Geow. Mitt 24: 47-70.

Baviskar, Shirishkumar, Runti Choudhury, et Chandan Mahanta. 2015. « Dissolved and Solid-Phase Arsenic Fate in an Arsenic-Enriched Aquifer in the River Brahmaputra Alluvial Plain ». Environmental Monitoring and Assessment 187 (3): 93. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4277-0>.

Béziat et M.Bornuat, Ph. Gentilhomme et Ch.Huijbregts, P.M. Thibaut, et ROCHETTE J.M. 1995. « Carte minière de la France Métropolitaine à 1/1 000 000 ».

Bhat, Rouf Ahmad, Khalid Rehman Hakeem, et Moonisa Aslam Dervash. 2020. Bioremediation and Biotechnology, Vol 2: Degradation of Pesticides and Heavy Metals. Springer Nature.

Biddau, R., R. Cidu, M. Lorrain, et M. G. Mulas. 2017. « Assessing Background Values of Chloride, Sulfate and Fluoride in Groundwater: A Geochemical-Statistical Approach at a Regional Scale ». Journal of Geochemical Exploration 181 (octobre): 243-55. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2017.08.002>.

Biswas, Ashis, Jon Petter Gustafsson, Harald Neidhardt, Dipti Halder, Amit K. Kundu, Debashis Chatterjee, Zsolt Berner, et Prosun Bhattacharya. 2014. « Role of Competing Ions in the Mobilization of Arsenic in Groundwater of Bengal Basin: Insight from Surface Complexation Modeling ». Water Research 55 (mai): 30-39. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.02.002>.

Blaise, M, et JP Marchal. 2006. « Étude réalisée dans le cadre des projets de Service public du BRGM 2006 PSP06LRO02 », 53.

Blum, A, J Barbier, L Chery, et E Petelet-Giraud. 2001. « Contribution à la caractérisation des états de référence géochimique des eaux souterraines. Outils et méthodologie ».

Blum, Ariane, Laurence Chery, Jean Barbier, Davy Baudry, et Emmanuelle Petelet-giraud. 2003. « Le fonds géochimique naturel des eaux souterraines. État des connaissances et

méthodologie ». *La Houille Blanche*, n° 2 (avril): 120-24.
<https://doi.org/10.1051/lhb/2003039>.

Blum, J Barbier, L Chery, et E Petelet-Giraud. 2001. « Contribution à la caractérisation des états de référence géochimique des eaux souterraines. Outils et méthodologie », 268.

Blum, L Chery, J Barbier, D Baudry, et E Petelet-Giraud. 2002. « Contribution à la caractérisation des états de référence géochimique des eaux souterraines. Outils et méthodologie. Rapport final ».

Bondu, Raphaël. 2017. « Origine et distribution de l'arsenic dans l'eau souterraine de l'aquifère rocheux fracturé du bouclier canadien en Abitibi-Témiscamingue ».

Bondu, Raphaël, Vincent Cloutier, Eric Rosa, et Mostafa Benzaazoua. 2017. « Mobility and Speciation of Geogenic Arsenic in Bedrock Groundwater from the Canadian Shield in Western Quebec, Canada ». *Science of The Total Environment* 574 (janvier): 509-19.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.210>.

Bondu, Raphaël, Pauline Humez, Bernhard Mayer, Emeline Chaste, Maria O. Naumenko-Dèzes, Vincent Cloutier, Eric Rosa, et Wolfram Kloppmann. 2022. « Estimating Natural Background Concentrations for Dissolved Constituents in Groundwater: A Methodological Review and Case Studies for Geogenic Fluoride ». *Journal of Geochemical Exploration* 233 (février): 106906. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2021.106906>.

Bouladon, Jean. 1960. « Sur Les Mineralisations En Plomb-Zinc et En Antimoine de La Peripherie Du Mont-Lozere ». *Bulletin de La Société Géologique de France* S7-II (7): 906-14.
<https://doi.org/10.2113/gssgfbull.S7-II.7.906>.

Bowell, R. J., et I. Bruce. 1995. « Geochemistry of Iron Ochres and Mine Waters from Levant Mine, Cornwall ». *Applied Geochemistry* 10 (2): 237-50. [https://doi.org/10.1016/0883-2927\(94\)00036-6](https://doi.org/10.1016/0883-2927(94)00036-6).

Boyle, D.R., R.J.W. Turner, et G.E.M. Hall. 1998. « Anomalous Arsenic Concentrations in Groundwaters of an Island Community, Bowen Island, British Columbia ». *Environmental Geochemistry and Health* 20 (4): 199-212. <https://doi.org/10.1023/A:1006597311909>.

BRGM. 1994. « Inventaire des Travaux miniers du Département du Gard ».

———. 1997a. « Les résidus miniers français: typologie et principaux impacts environnementaux potentiels ».

———. 1997b. « Résidus miniers Français: typologie et principaux impacts environnementaux ».

———. 1999. « Inventaire historique régional des anciens sites industriels et activités de service du département du Gard pour la période de 1850 à 1985 ».

———. 2018a. « Carte géologique 1/50 000 ». 2018. <http://infoterre.brgm.fr/page/conditions-dutilisation-donnees>.

———. 2018b. « Géoportail ». 2018. <https://www.geoportail.gouv.fr/>.

———. 2018c. « Géoservices (OGC) | InfoTerre ». 2018. <http://infoterre.brgm.fr/page/geoservices-ogc>.

bridge wp2. 2006. « Impact of hydrogeological conditions on pollutant behaviour in groundwater and related ecosystems. »

Bril. H, Roussel. C, Floch. J.P, Neel. C, Courtin-Nomade. A, et Dutreuil.J.P. 2000. « Pollution diffuse par les métaux à partir des anciennes mines : l'exemple du Limousin ».

Brunel, Célia. 2005. « Dynamique des éléments traces métalliques (Pb, Zn, Cd) sur un petit bassin versant amont contaminé par des déchets miniers - cas du bassin versant amont du Lez (Ariège, Pyrénées) ».

Brunet, et Coste. 2000. « Bibliographie préliminaire à la gestion des DMA de Rosia Poieni (Roumanie). Rap. BRGM RP50626-FR, 116p., 13 figures, 18 tableaux, 4 photographies, 3 annexes. »

Bulut, Onur F., Burcu Duru, Özgür Çakmak, Özgür Günhan, Filiz B. Dilek, et Ulku Yetis. 2020. « Determination of Groundwater Threshold Values: A Methodological Approach ». *Journal of Cleaner Production* 253 (avril): 120001. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120001>.

Bundy, Jonathan, Michael D. Pfarrer, Cole E. Short, et W. Timothy Coombs. 2017. « Crises and Crisis Management: Integration, Interpretation, and Research Development ». *Journal of Management* 43 (6): 1661-92. <https://doi.org/10.1177/0149206316680030>.

Burnol, L. Duro, Et M. Grive. 2006. « Eléments traces métalliques, guide méthodologique : recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans le sol et les eaux souterraines ». INERIS.

Burri, Nicole M., Robin Weatherl, Christian Moeck, et Mario Schirmer. 2019. « A Review of Threats to Groundwater Quality in the Anthropocene ». *Science of The Total Environment* 684 (septembre): 136-54. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.236>.

Byrne, P., P. J. Wood, et I. Reid. 2012. « The Impairment of River Systems by Metal Mine Contamination: A Review Including Remediation Options ». *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 42 (19): 2017-77. <https://doi.org/10.1080/10643389.2011.574103>.

Cai, Li, et Yangyong Zhu. 2015. « The Challenges of Data Quality and Data Quality Assessment in the Big Data Era ». *Data Science Journal* 14 (0): 2. <https://doi.org/10.5334/dsj-2015-002>.

Campbell, Kate M., et D. Kirk Nordstrom. 2014. « Arsenic Speciation and Sorption in Natural Environments ».

Carraro, A., P. Fabbri, A. Giaretta, L. Peruzzo, F. Tateo, et F. Tellini. 2013. « Arsenic Anomalies in Shallow Venetian Plain (Northeast Italy) Groundwater ». *Environmental Earth Sciences* 70 (7): 3067-84. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2367-2>.

———. 2015. « Effects of Redox Conditions on the Control of Arsenic Mobility in Shallow Alluvial Aquifers on the Venetian Plain (Italy) ». *Science of The Total Environment* 532 (novembre): 581-94. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.003>.

Castany et Margat. 1977. *Dictionnaire français d'hydrogéologie*.

C.Bertin et J. Barbier. 2006. « Cartographie de l'aléa d'Arsenic dans les eaux souterraines destinées à l'alimentation en eau potable dans la région Auvergne. BRGM ».

Chakraborty, Baisakhi, Sambhunath Roy, Amit Bera, Partha Pratim Adhikary, Biswajit Bera, Debashish Sengupta, Gouri Sankar Bhunia, et Pravat Kumar Shit. 2021. « Groundwater Vulnerability Assessment Using GIS-Based DRASTIC Model in the Upper Catchment of Dwarakeshwar River Basin, West Bengal, India ». *Environmental Earth Sciences* 81 (1): 2. <https://doi.org/10.1007/s12665-021-10002-3>.

Chalandon, Xavier. 2007. « Conscience de la situation : invariants internes et invariants externes ». Research Report. Cnam. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00824020>.

Chapman, Peter M. 2007. « Determining When Contamination Is Pollution — Weight of Evidence Determinations for Sediments and Effluents ». *Environment International, Environmental contaminants and their effects: Links between environmental chemistry and toxicology*, 33 (4): 492-501. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.09.001>.

Chapman, Peter M., Feiyue Wang, Colin R. Janssen, Richard R. Goulet, et Collins N. Kamunde. 2003. « Conducting Ecological Risk Assessments of Inorganic Metals and Metalloids: Current Status ». *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 9 (4): 641-97. <https://doi.org/10.1080/713610004>.

Chapman, Steven W., et Beth L. Parker. 2005. « Plume Persistence Due to Aquitard Back Diffusion Following Dense Nonaqueous Phase Liquid Source Removal or Isolation ». *Water Resources Research* 41 (12). <https://doi.org/10.1029/2005WR004224>.

Charles N., Dupuy J.-J., Christmann P., Galin R., et Guillon D. 2017a. « Industrie minière et activité minière en France, Tome1. Collection « La mine en France ». »

———. 2017b. « Projets miniers et parties prenantes, Tome3. Collection « La mine en France ». »

Charles, Nicolas, Jean-Jacques Dupuy, Patrice Christmann, Rémi Galin, et Diana Guillon. 2017. Tome 1 - Industrie minière et activité minière en France.

Chassin, P, D Baize, Ph Cambier, et T Sterckeman. 1996. « Les éléments traces métalliques et la qualité des sols ». *Étude et Gestion des Sols*, 10.

Chatterjee, Amit, Dipankar Das, Badal K. Mandal, Tarit Roy Chowdhury, Gautam Samanta, et Dipankar Chakraborti. 1995. « Arsenic in ground water in six districts of West Bengal, India: the biggest arsenic calamity in the world. Part I. Arsenic species in drinking water and urine of the affected people ».

Chauvet, Pierre. 1999. Aide-mémoire de géostatistique linéaire. Les cours. Paris: les Presses de l'École des mines.

Chikkanna, Arpitha, Luv Mehan, Sarath P. K, et Devanita Ghosh. 2019. « Arsenic Exposures, Poisoning, and Threat to Human Health: Arsenic Affecting Human Health ». Chapter. *Environmental Exposures and Human Health Challenges*. IGI Global. 2019. <https://doi.org/10.4018/978-1-5225-7635-8.ch004>.

Christmann, Patrice, Nicholas Arndt, Pierre Cochonat, Vincent Geronimi, et Pierre-Yves Le Meur. 2016. « I-0. Introduction : spécificités et phases du projet minier ». In *Les ressources minérales profondes en Polynésie française / Deep-sea mineral resources in French Polynesia*, édité par Pierre-Yves Le Meur, Pierre Cochonat, Carine David, Vincent Geronimi, et Sarah Samadi, 24-57. IRD Éditions. <https://doi.org/10.4000/books.irdeditions.9600>.

Christodoulidou, M., C. Charalambous, M. Aletrari, P. Nicolaidou Kanari, A. Petronda, et N. I. Ward. 2012. « Arsenic Concentrations in Groundwaters of Cyprus ». *Journal of Hydrology* 468-469 (octobre): 94-100. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.08.019>.

Cidu, Rosa, Riccardo Biddau, et Luca Fanfani. 2009. « Impact of Past Mining Activity on the Quality of Groundwater in SW Sardinia (Italy) ». *Journal of Geochemical Exploration, Abandoned and active mining sites: From contamination to remediation*, 100 (2): 125-32. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2008.02.003>.

- Cochet, Amandine, Clémence Fillol, Marie-Laure Bidondo, Julie Chesneau, Agnès Guillet, Ang Lim, Alain Le Tertre, et Damien Mouly. 2018. « Étude d'imprégnation autour d'anciens sites miniers dans le Gard et échanges avec les parties prenantes : analyse et propositions d'un comité d'appui scientifique », 58.
- Coetsiers, Marleen, Petra Blaser, Kristine Martens, et Kristine Walraevens. 2009. « Natural Background Levels and Threshold Values for Groundwater in Fluvial Pleistocene and Tertiary Marine Aquifers in Flanders, Belgium ». *Environmental Geology* 57 (5): 1155-68. <https://doi.org/10.1007/s00254-008-1412-z>.
- Collectif. 2017. « Bonnes pratiques d'un projet minier, Tome12.Collection « La mine en France ». »
- Commissariat Général au Développement Durable. 2012. « L'occupation des sols en 2012 ».
- Commission européenne. 2009. « Gestion des résidus et stériles des activités minières ».
- Consani, Sirio, Cristina Carbone, Enrico Dinelli, Tonci Balić-Žunić, Laura Cutroneo, Marco Capello, Gabriella Salviulo, et Gabriella Lucchetti. 2017. « Metal transport and remobilisation in a basin affected by acid mine drainage: the role of ochreous amorphous precipitates ». *Environmental Science and Pollution Research* 24 (18): 15735-47. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9209-9>.
- Cooper, Ross G., et Adrian P. Harrison. 2009. « The exposure to and health effects of antimony ». *Indian Journal of Occupational and Environmental Medicine* 13 (1): 3-10. <https://doi.org/10.4103/0019-5278.50716>.
- Corine Land Cover. 2018. « Corine Land Cover ». 2018.
- Coste, B. 2003. « Base de Données Environnementales de Languedoc-Roussillon (Programme Géodéris 2002) - Interprétation des résultats », 41.
- Coste et Y. Itard. 2006. « Pollution des sols en contexte minier : démarche et choix des techniques d'évaluation du risque, BRGM ».
- Cottard et S. Béranger. 2007. « Approche régionale du risque potentiel en matière de pollution : Application aux districts miniers avec une pollution métallique.
- Crutzen, Paul J., et Eugene F. Stoermer. 2013. « "The 'Anthropocene'" (2000) ». In "The 'Anthropocene'" (2000), 479-90. Yale University Press. <https://doi.org/10.12987/9780300188479-041>.
- Cyrielle Chazal. 2014. « Exploitation minière : pollution des eaux au Canada après une brèche dans un bassin de décantation ».

Dalla Libera, Nico, Paolo Fabbri, Leonardo Mason, Leonardo Piccinini, et Marco Pola. 2017. « Geostatistics as a tool to improve the natural background level definition: An application in groundwater ». *Science of The Total Environment* 598 (novembre): 330-40. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.018>.

Daniau, Côme, Frédéric Dor, Sébastien Denys, Adeline Floch-Barneaud, et William Dab. 2009. « Problèmes posés par la définition de l'état de référence des sols en santé environnementale ». *Annales des Mines - Responsabilité et environnement* N° 54 (2): 70. <https://doi.org/10.3917/re.054.0070>.

Darmendrail, P. Wavrer, I. Salpéteur, C. Mouvet, P. Freyssinet, J. Barbier, et D. Baize. 2000. « Fonds géochimique naturel : État des connaissances à l'échelle nationale - BRGM/RP-50158-FR. 93 p., 24 fig., 14 tabl. »

Das, Dipankar, Amit Chatterjee, Badal K. Mandal, Gautam Samanta, Dipankar Chakraborti, et Bhabatosh Chanda. 1995. « Arsenic in Ground Water in Six Districts of West Bengal, India: The Biggest Arsenic Calamity in the World. Part 2. Arsenic Concentration in Drinking Water, Hair, Nails, Urine, Skin-Scale and Liver Tissue (Biopsy) of the Affected People ». *Analyst* 120 (3): 917-24. <https://doi.org/10.1039/AN9952000917>.

data.gouv.fr. 2021. « Plateforme ouverte des données publiques françaises ». 2021.

Davis, Andy, Kirk Heatwole, B. Greer, R. Ditmars, et R. Clarke. 2010. « Discriminating between Background and Mine-Impacted Groundwater at the Phoenix Mine, Nevada USA ». *Applied Geochemistry* 25 (3): 400-417. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2009.12.007>.

Dee, Norbert, Janet Baker, Neil Drobny, Ken Duke, Ira Whitman, et Dave Fahringer. 1973. « An Environmental Evaluation System for Water Resource Planning ». *Water Resources Research* 9 (3): 523-35. <https://doi.org/10.1029/WR009i003p00523>.

Delplace, Gauthier, Jérôme Viers, Eva Schreck, Priscia Oliva, et Philippe Behra. 2022. « Pedo-Geochemical Background and Sediment Contamination of Metal(Loid)s in the Old Mining-District of Salsigne (Orbiel Valley, France) ». *Chemosphere* 287 (janvier): 132111. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132111>.

Directive 2006/118/EC. 2006. « Directive 2006/118/EC of the European Parliament and of the Council of 12 December 2006 on the protection of groundwater against pollution and deterioration ». *Official Journal of the European Union*, L 372: 19-31.

Diz, Harry Richard. 1997. « Chemical and biological treatment of acid mine drainage for the removal of heavy metals and acidity ». PhD Thesis, Virginia Polytechnic Institute and State University.

- Domenico, P. A. 1972. « Concepts and Models in Groundwater Hydrology ». McGraw-Hill.
- Dragoni, W., et B. S. Sukhija. 2008. « Climate Change and Groundwater: A Short Review ». Geological Society, London, Special Publications 288 (1): 1-12. <https://doi.org/10.1144/SP288.1>.
- Drechsel, Pay, International Development Research Centre (Canada), et International Water Management Institute, éd. 2011. L'irrigation avec des eaux usées et la santé: évaluer et atténuer les risques dans les pays à faible revenu. Québec : Presses de l'Université du Québec.
- Ducci, Daniela, M. Teresa Condesso de Melo, Elisabetta Preziosi, Mariangela Sellerino, Daniele Parrone, et Luis Ribeiro. 2016. « Combining natural background levels (NBLs) assessment with indicator kriging analysis to improve groundwater quality data interpretation and management ». Science of The Total Environment 569-570 (novembre): 569-84. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.184>.
- Dudney, A.W.L., B.K.C. Chan, S. Bouzalakos, et J.L. Huisman. 2013. « Management of waste and wastewater from mineral industry processes, especially leaching of sulphide resources: state of the art ». International Journal of Mining, Reclamation and Environment 27 (1): 2-37. <https://doi.org/10.1080/17480930.2012.696790>.
- Dung, Tran Thi Thu, Valérie Cappuyns, Rudy Swennen, et Nguyen Ky Phung. 2013. « From Geochemical Background Determination to Pollution Assessment of Heavy Metals in Sediments and Soils ». Reviews in Environmental Science and Bio/Technology 12 (4): 335-53. <https://doi.org/10.1007/s11157-013-9315-1>.
- Durucan, Sevket, Anna Korre, et Gabriela Munoz-Melendez. 2006. « Mining Life Cycle Modelling: A Cradle-to-Gate Approach to Environmental Management in the Minerals Industry ». Journal of Cleaner Production, Improving Environmental, Economic and Ethical Performance in the Mining Industry. Part 2. Life cycle and process analysis and technical issues, 14 (12): 1057-70. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.12.021>.
- Dytlow, Sylwia, et Beata Górka-Kostrubiec. 2021. « Concentration of Heavy Metals in Street Dust: An Implication of Using Different Geochemical Background Data in Estimating the Level of Heavy Metal Pollution ». Environmental Geochemistry and Health 43 (1): 521-35. <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00726-9>.
- Edmunds, W. M., P. Shand, P. Hart, et R. S. Ward. 2003. « The Natural (Baseline) Quality of Groundwater: A UK Pilot Study ». Science of The Total Environment, Detecting Environmental Change: Science and Society, 310 (1): 25-35. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00620-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00620-4).

Edmunds, W. Mike, et Paul Shand. 2009. *Natural Groundwater Quality*. John Wiley & Sons.

Elango, L., et R. Kannan. 2007. « Chapter 11 Rock–Water Interaction and Its Control on Chemical Composition of Groundwater ». In *Developments in Environmental Science*, édité par Dibyendu Sarkar, Rupali Datta, et Robyn Hannigan, 5:229-43. *Concepts and Applications in Environmental Geochemistry*. Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S1474-8177\(07\)05011-5](https://doi.org/10.1016/S1474-8177(07)05011-5).

ELAW. 2010. « Guide pour l'évaluation des projets EIE du domaine minier. ELAW, Eugene OR 97403 par Environmental Law Alliance Worldwide. »

Eléonore Resongles, Laurent Dezileau, Jérôme Viers, Françoise Elbaz-Poulichet, Rémi Freydier, et Corinne Casiot. 2014. « Étude de la contamination par les métaux et les métalloïdes d'origine minière sur le bassin des Gardons : approches élémentaire (As, Cd, Hg, Pb, Sb, Tl, Zn) et isotopique (Sb, Zn) ». Montpellier - France : Université de Montpellier 2. <http://www.biu-montpellier.fr/florabium/jsp/nnt.jsp?nnt=2014MON20173>.

Elmi, P. Brouder, G. Berger, H.Gras, R. Busnardo, P. Berard, Et C. Vautrelle. 1989. « Notice explicative de la carte géologique de la France, Feuille de Bessèges au 50 000 e ». BRGM Éditions Service géologique national.

Endsley. 1995. « Toward a theory of situation awareness in dynamic systems. human factors, 37 (1), 32-64 ».

Endsley, Mica R. 1995. « Measurement of Situation Awareness in Dynamic Systems ». *Human Factors* 37 (1): 65-84. <https://doi.org/10.1518/001872095779049499>.

———. 2015. « Final Reflections: Situation Awareness Models and Measures ». *Journal of Cognitive Engineering and Decision Making* 9 (1): 101-11. <https://doi.org/10.1177/1555343415573911>.

Endsley, Mica R., et Daniel J. Garland. 2000. *Situation Awareness Analysis and Measurement*. CRC Press.

Endsley, M.R. 1988. « Situation awareness global assessment technique (SAGAT) ». In *Proceedings of the IEEE 1988 National Aerospace and Electronics Conference*, 789-95 vol.3. <https://doi.org/10.1109/NAECON.1988.195097>.

Eptb Gardons. 2018. « Bassin Versant Des Gardons Plan De Gestion De La Ressource En Eau ».

European Commission. 2009. « Grath: Guidance on Groundwater Status and Trend Assessment ».

- Fabbri, Paolo, Carlo Gaetan, et Pietro Zangheri. 2011. « Transfer Function-Noise Modelling of an Aquifer System in NE Italy ». *Hydrological Processes* 25 (2): 194-206. <https://doi.org/10.1002/hyp.7832>.
- Farr, Tom G., Paul A. Rosen, Edward Caro, Robert Crippen, Riley Duren, Scott Hensley, Michael Kobrick, et al. 2007. « The Shuttle Radar Topography Mission ». *Reviews of Geophysics* 45 (2): RG2004. <https://doi.org/10.1029/2005RG000183>.
- Faure, Michel, Xavier Charonnat, et Alain Chauvet. 1999. « Schéma structural et évolution tectonique du domaine para-autochtone cévenol de la chaîne hercynienne (Massif central français) ». *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series IIA - Earth and Planetary Science* 328 (6): 401-7. [https://doi.org/10.1016/S1251-8050\(99\)80106-2](https://doi.org/10.1016/S1251-8050(99)80106-2).
- Febriarta, Erik, Muh Aris Marfai, Dyah Rahmawati Hizbaron, et Ajeng Larasati. 2020. « Kajian Spasial Multi Kriteria DRASTIC Kerentanan Air tanah Pesisir Akuifer Batugamping di Tanjungsumber Madura ». *Jurnal Ilmu Lingkungan* 18 (3): 476-87. <https://doi.org/10.14710/jil.18.3.476-487>.
- Fendorf, Scott, Holly A. Michael, et Alexander van Geen. 2010. « Spatial and Temporal Variations of Groundwater Arsenic in South and Southeast Asia ». *Science* 328 (5982): 1123-27. <https://doi.org/10.1126/science.1172974>.
- Ferguson, K. D., et P. M. Erickson. 1988. « Pre-Mine Prediction of Acid Mine Drainage ». In *Environmental Management of Solid Waste: Dredged Material and Mine Tailings*, édité par Wim Salomons et Ulrich Förstner, 24-43. Berlin, Heidelberg: Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-642-61362-3_2.
- Filella, Montserrat, Nelson Belzile, et Yu-Wei Chen. 2002a. « Antimony in the Environment: A Review Focused on Natural Waters: I. Occurrence ». *Earth-Science Reviews* 57 (1): 125-76. [https://doi.org/10.1016/S0012-8252\(01\)00070-8](https://doi.org/10.1016/S0012-8252(01)00070-8).
- . 2002b. « Antimony in the Environment: A Review Focused on Natural Waters: II. Relevant Solution Chemistry ». *Earth-Science Reviews* 59 (1): 265-85. [https://doi.org/10.1016/S0012-8252\(02\)00089-2](https://doi.org/10.1016/S0012-8252(02)00089-2).
- Filella, Montserrat, Nelson Belzile, et Marie-Claire Lett. 2007. « Antimony in the Environment : A Review Focused on Natural Waters. III. Microbiota Relevant Interactions ». *Earth-Science Reviews* 80 (3): 195-217. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2006.09.003>.

Flanagan, Sara V., Richard B. Johnston, et Yan Zheng. 2012. « Arsenic in Tube Well Water in Bangladesh: Health and Economic Impacts and Implications for Arsenic Mitigation ». *Bulletin of the World Health Organization* 90 (novembre): 839-46. <https://doi.org/10.2471/BLT.11.101253>.

Franceinfo. 2016. « 45 plaintes déposées dans l'affaire de la contamination des anciennes mines du Gard ». France 3 Occitanie, 2016.

Freeze et J.Cherry. 1979. *Groundwater* (1979)

Frengstad, Bjørn, Aase Kjersti Midtgård Skrede, David Banks, Jan Reidar Krog, et Ulrich Siewers. 2000. « The Chemistry of Norwegian Groundwaters: III. The Distribution of Trace Elements in 476 Crystalline Bedrock Groundwaters, as Analysed by ICP-MS Techniques ». *Science of The Total Environment* 246 (1): 21-40. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00413-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00413-1).

G. Berger. 1972. « Notice explicative de la carte géologique de la France, Feuille d'Anduze au 50 000 e ». BRGM Éditions Service géologique national.

Gairoard et al. 2009. « Contribution A L'étude De L'impact Des Anciens Travaux Miniers De Charbon Sur Les Eaux Souterraines : Application A La Region D'ales (Gard) ».

Galitskaya, I. V., K. Rama Mohan, A. Keshav Krishna, G. I. Batrak, O. N. Eremina, V. S. Putilina, et T. I. Yuganova. 2017. « Assessment of Soil and Groundwater Contamination by Heavy Metals and Metalloids in Russian and Indian Megacities ». *Procedia Earth and Planetary Science, 15th Water-Rock Interaction International Symposium, WRI-15*, 17 (janvier): 674-77. <https://doi.org/10.1016/j.proeps.2016.12.180>.

Galuszka. 2007. « Different Approaches in Using and Understanding the Term “Geochemical Background” – Practical Implications for Environmental Studies ». *Polish Journal of Environmental Studies* 16 (3): 389-39.

Galuszka, A. 2006a. « Geochemical background of selected trace elements in mosses *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. and *Hylocomium splendens* (Hedw.). BSG from Wigierski National Park ». *Pol J Environ Study* 15 (2): 72-77.

———. 2006b. « Methods of determining geochemical background in environmental studies. Problems of landscape ecology ». *Polish association of landscape ecology-Warsaw* 16 (1).

Galuszka, A. 2007. « Different Approaches in Using and Understanding the Term “Geochemical Background” – Practical Implications for Environmental Studies », 7.

Gałuszka, Agnieszka. 2007. « A Review of Geochemical Background Concepts and an Example Using Data from Poland ». *Environmental Geology* 52 (5): 861-70. <https://doi.org/10.1007/s00254-006-0528-2>.

Garnier, R., E. Nouyrigat, P. Benoit, J.-P. Goullé, C. Granon, J. Manel, N. Manouchehri, et al. 2020. « Dépistage, prise en charge et suivi des personnes potentiellement surexposées à l'arsenic inorganique du fait de leur lieu de résidence ». *Archives des Maladies Professionnelles et de l'Environnement* 81 (6): 770-96. <https://doi.org/10.1016/j.admp.2020.06.004>.

Gaus, I., D.G. Kinniburgh, J.C. Talbot, et R. Webster. 2003. « Geostatistical analysis of arsenic concentration in groundwater in Bangladesh using disjunctive kriging ». *Environmental Geology* 44 (8): 939-48. <https://doi.org/10.1007/s00254-003-0837-7>.

Gemitzi, Alexandra. 2012. « Evaluating the Anthropogenic Impacts on Groundwaters; a Methodology Based on the Determination of Natural Background Levels and Threshold Values ». *Environmental Earth Sciences* 67 (8): 2223-37. <https://doi.org/10.1007/s12665-012-1664-5>.

Ghasemizadeh, Reza, Ferdinand Hellweger, Christoph Butscher, Ingrid Padilla, Dorothy Vesper, Malcolm Field, et Akram Alshawabkeh. 2012. « Review: Groundwater Flow and Transport Modeling of Karst Aquifers, with Particular Reference to the North Coast Limestone Aquifer System of Puerto Rico ». *Hydrogeology Journal* 20 (8): 1441-61. <https://doi.org/10.1007/s10040-012-0897-4>.

Gillet, Maxime. 2021. « Rôle des eaux souterraines sur les étiages des rivières cévenoles : Compréhension et modélisation des contributions pour la gestion des étiages ». Phdthesis, Université de Nîmes.

Girard, Sabine. 2014. « Les ressorts territoriaux de la gestion de l'eau : le cas de la Drôme (1980-2013) ». *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement*, n° Hors-série 20 (décembre). <https://doi.org/10.4000/vertigo.15262>.

Girgis, N. I., M. T. Khayyal, E. McConnell, et J. Norton. 1970. « Penicillamine as an Adjuvant to Antimonial Therapy, Effect on Electrocardiographic Changes in Dogs. » *East African Medical Journal* 47 (11): 576-81.

Goix, Sylvaine. 2012. « Origine et impact des pollutions liées aux activités minières sur l'environnement et la santé, cas de Oruro (Bolivie) ».

Gough, Larry P., Sigrid Asher-Bolinder, Laurie S. Balistrieri, George N. Breit, Thomas J. Casadevall, James G. Crock, Kimberley I. Cunningham, et al. 1993. « Understanding our fragile environment; Lessons from geochemical studies ». *USGS Numbered Series* 1105.

Understanding our fragile environment; Lessons from geochemical studies. Vol. 1105. Circular. U.S. Geological Survey. <https://doi.org/10.3133/cir1105>.

Goutx, David, Sophie Sauvagnargues, et Laurent Mermet. 2021. « Playing (in) a Crisis Simulation: What Is the Playful Engagement in a Serious Simulation Made Of? » In *Simulation Gaming Through Times and Disciplines*, édité par Marcin Wardaszko, Sebastiaan Meijer, Heide Lukosch, Hidehiko Kanegae, Willy Christian Kriz, et Mariola Grzybowska-Brzezińska, 11988:50-60. *Lecture Notes in Computer Science*. Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-72132-9_5.

Graf, Thomas, et René Therrien. 2007. « Variable-Density Groundwater Flow and Solute Transport in Irregular 2D Fracture Networks ». *Advances in Water Resources* 30 (3): 455-68. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2006.05.003>.

Green, Timothy R., Makoto Taniguchi, Henk Kooi, Jason J. Gurdak, Diana M. Allen, Kevin M. Hiscock, Holger Treidel, et Alice Aureli. 2011. « Beneath the Surface of Global Change: Impacts of Climate Change on Groundwater ». *Journal of Hydrology* 405 (3): 532-60. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.05.002>.

Griffioen, Jasper, Hilde F. Passier, et Janneke Klein. 2008. « Comparison of Selection Methods To Deduce Natural Background Levels for Groundwater Units ». *Environmental Science & Technology* 42 (13): 4863-69. <https://doi.org/10.1021/es7032586>.

Grodzińska, K., M. Frontasyeva, G. Szarek-Lukaszewska, M. Klich, A. Kucharska-Fabiś, S. F. Gundorina, et T. M. Ostrovnyaya. 2003. « Trace element contamination in industrial regions of Poland studied by moss monitoring ». *Environmental Monitoring and Assessment* 87 (3): 255-70.

Groh. 2014. « STRATEGIC MANAGEMENT IN TIMES OF CRISIS ». *American Journal of Economics and Business Administration* 6 (2): 49-57. <https://doi.org/10.3844/ajebasp.2014.49.57>.

Groth, David H., Lloyd E. Stettler, JeAnne R. Burg, William M. Busey, George C. Grant, et Lawrence Wong. 1986. « Carcinogenic effects of antimony trioxide and antimony ore concentrate in rats ». *Journal of Toxicology and Environmental Health* 18 (4): 607-26. <https://doi.org/10.1080/15287398609530898>.

Guerange-Lozes Et J.Pellet. 1990. « Notice explicative de la carte géologique de la France, Feuille de Génolhac au 50 000 e ». BRGM Éditions Service géologique national.

Gurdak, Jason J., Randall T. Hanson, Peter B. McMahon, Breton W. Bruce, John E. McCray, Geoffrey D. Thyne, et Robert C. Reedy. 2007. « Climate Variability Controls on Unsaturated

Water and Chemical Movement, High Plains Aquifer, USA All rights reserved. No part of this periodical may be reproduced or transmitted in any form or by any means, electronic or mechanical, including photocopying, recording, or any information storage and retrieval system, without permission in writing from the publisher. » *Vadose Zone Journal* 6 (3): 533-47. <https://doi.org/10.2136/vzj2006.0087>.

Habibnia, Amir, Gholamreza Rahimipour, et Hojjatollah Ranjbar. 2019. « Comparison of Exploratory Data Analysis (EDA) and Median Absolute Deviation (MAD) in order to identify geochemical anomaly and mineralization potential areas (Case Study: Hanza district, southern of Urrmia–Dokhtar metallogenic belt) ». *Journal of Analytical and Numerical Methods in Mining Engineering* 9 (18): 89-101.

Härtel, C. E. J., K. A. Smith, et C. Prince. 1989. « Defining aircrew coordination: Searching mishaps for meaning ».

Harvey, Charles F., Christopher H. Swartz, Abu Bohran M. Badruzzaman, Nicole Keon-Blute, Winston Yu, M. Ashraf Ali, Jenny Jay, et al. 2005. « Groundwater Arsenic Contamination on the Ganges Delta: Biogeochemistry, Hydrology, Human Perturbations, and Human Suffering on a Large Scale ». *Comptes Rendus Geoscience* 337 (1): 285-96. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2004.10.015>.

Hasan, Asma Binta, Sohail Kabir, A. H. M. Selim Reza, Mohammad Nazim Zaman, Aminul Ahsan, et Mamunur Rashid. 2013. « Enrichment Factor and Geo-Accumulation Index of Trace Metals in Sediments of the Ship Breaking Area of Sitakund Upazilla (Bhatiary–Kumira), Chittagong, Bangladesh ». *Journal of Geochemical Exploration* 125 (février): 130-37. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.12.002>.

HE Hawkes et JS Webb. 1962. « Geochemistry in mineral exploration - Google Scholar ». 1962.

He, Y. Thomas, Arthur G. Fitzmaurice, Azra Bilgin, Sunkyoung Choi, Peggy O'Day, John Horst, James Harrington, H. James Reisinger, David R. Burris, et Janet G. Hering. 2010. « Geochemical Processes Controlling Arsenic Mobility in Groundwater: A Case Study of Arsenic Mobilization and Natural Attenuation ». *Applied Geochemistry* 25 (1): 69-80. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2009.10.002>.

Herms, I., J. Jódar, A. Soler, L. J. Lambán, E. Custodio, J. A. Núñez, G. Arnó, M. I. Ortego, D. Parcerisa, et J. Jorge. 2021. « Evaluation of Natural Background Levels of High Mountain Karst Aquifers in Complex Hydrogeological Settings. A Gaussian Mixture Model Approach in the Port Del Comte (SE, Pyrenees) Case Study ». *Science of The Total Environment* 756 (février): 143864. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143864>.

- Hinsby, Klaus, M. Teresa Condesso de Melo, et Mette Dahl. 2008. « European Case Studies Supporting the Derivation of Natural Background Levels and Groundwater Threshold Values for the Protection of Dependent Ecosystems and Human Health ». *Science of The Total Environment* 401 (1): 1-20. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.03.018>.
- Hong, Sungmin, Jean-Pierre Candelone, Clair C. Patterson, et Claude F. Boutron. 1994. « Greenland Ice Evidence of Hemispheric Lead Pollution Two Millennia Ago by Greek and Roman Civilizations ». *Science* 265 (5180): 1841-43. <https://doi.org/10.1126/science.265.5180.1841>.
- . 1996. « History of ancient copper smelting pollution during Roman and medieval times recorded in Greenland ice ». *Science* 272 (5259): 246-49.
- Horn et Adams. 1966. « Abondances moyennes en éléments toxiques, indésirables et majeurs dans les principaux types de roches ».
- Huet, Philippe, et Xavier Martin. 2002. « Rapport Consolidé Après Phase Contradictoire. »
- IGAS. 2016. « Contamination par les métaux lourds d'habitants proches d'anciens sites miniers du Gard -Études environnementales sur l'état des sols et nécessité d'assurer un suivi médical ».
- INERIS. 2018. « Synthèse des valeurs réglementaires pour les substances chimiques, en vigueur dans l'eau, les denrées alimentaires et dans l'air en France au 31 décembre 2017 ».
- Institut national de l'information géographique et forestière (IGN). 2019. « Géoportail ». 2019.
- Ishikawa. 1962. « Diagramme de causes et effets ».
- Jacques B.Boislève. 2010. « Les Metaux toxiques ».
- Jahanshahi, Reza, et Mohammad Zare. 2015. « Assessment of Heavy Metals Pollution in Groundwater of Golgohar Iron Ore Mine Area, Iran ». *Environmental Earth Sciences* 74 (1): 505-20. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4057-8>.
- Jain, Manish Kumar, et Arpita Das. 2017. « Impact of Mine Waste Leachates on Aquatic Environment: A Review ». *Current Pollution Reports* 3 (1): 31-37. <https://doi.org/10.1007/s40726-017-0050-z>.
- Janssen, C. R., K. De Schamphelaere, D. Heijerick, B. Muysen, K. Lock, B. Bossuyt, M. Vangheluwe, et P. Van Sprang. 2000. « Uncertainties in the Environmental Risk Assessment of Metals ». *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 6 (6): 1003-18. <https://doi.org/10.1080/10807030091124257>.

Janssen, Nicole AH, Dimphe FM Van Mansom, Katinka Van Der Jagt, Hendrik Harssema, et Gerard Hoek. 1997. « Mass concentration and elemental composition of airborne particulate matter at street and background locations ». *Atmospheric Environment* 31 (8): 1185-93.

Jean-Claude ROUX et BRGM. 2006. « Aquifères et eaux souterraines en France. »

Jones, R. D. 1994. « Survey of Antimony Workers: Mortality 1961-1992. » *Occupational and Environmental Medicine* 51 (11): 772-76. <https://doi.org/10.1136/oem.51.11.772>.

Jourda, J. P. 2005. « Méthodologie d'application des techniques de télédétection et des systèmes d'information géographique à l'étude des aquifères fissurés d'Afrique de l'ouest. Concept de l'Hydrotechnique spatiale : cas des zones tests de la Côte d'Ivoire ». *Concept de l'hydrotechnique spatiale : cas des zones tests de la Côte d'Ivoire*.

Journal, A. G. 1987a. « Geostatistics for the environmental sciences. EPA project no ». cr 811893. Technical Report, US EPA, EMS Lab, Las Vegas, NV.

———. 1987b. « Geostatistics for the environmental sciences. EPA project no CR 811893 ». Technical Report. US EPA, EMS Lab, Las Vegas, NV (135 pp).

Juste, C., et J. Tauzin. 1986. « Evolution du contenu en métaux lourds d'un sol de limon maintenu en jachère nue après 56 années d'application continue de divers engrais et amendements ». *Evolution du contenu en métaux lourds d'un sol de limon maintenu en jachère nue après 56 années d'application continue de divers engrais et amendements* 72 (9): 739-46.

JW Tukey. 1977. *Exploratory data analysis*.

Kapaj, Simon, Hans Peterson, Karsten Liber, Et Prosun Bhattacharya. 2006. « Human Health Effects From Chronic Arsenic Poisoning—A Review ». *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 41 (10): 2399-2428. <https://doi.org/10.1080/10934520600873571>.

Khan, Rubia, et D. C. Jhariya. 2019. « Assessment of Groundwater Pollution Vulnerability Using GIS Based Modified DRASTIC Model in Raipur City, Chhattisgarh ». *Journal of the Geological Society of India* 93 (3): 293-304. <https://doi.org/10.1007/s12594-019-1177-x>.

Khosravi, Khabat, Majid Sartaj, Frank T. -C. Tsai, Vijay P. Singh, Nerantzis Kazakis, Assefa M. Melesse, Indra Prakash, Dieu Tien Bui, et Binh Thai Pham. 2018. « A Comparison Study of DRASTIC Methods with Various Objective Methods for Groundwater Vulnerability Assessment ». *Science of The Total Environment* 642 (novembre): 1032-49. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.130>.

Klaus Hinsby, M. Teresa, et M.Dahla. 2008. « Hinsby: European case studies supporting the derivation.

Kløve, Bjørn, Pertti Ala-aho, Guillaume Bertrand, Zuzana Boukalova, Ali Ertürk, Nico Goldscheider, Jari Ilmonen, et al. 2011. « Groundwater Dependent Ecosystems. Part I: Hydroecological Status and Trends ». *Environmental Science & Policy, Adapting to Climate Change: Reducing Water-related Risks in Europe*, 14 (7): 770-81. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2011.04.002>.

Kontopoulos, A. 1998. « Acid Mine Drainage Control », décembre. <https://www.osti.gov/etdeweb/biblio/679748>.

KUNDZEWICZ, ZBIGNIEW W. 1997. « Water resources for sustainable development ». *Hydrological Sciences Journal* 42 (4): 467-80. <https://doi.org/10.1080/02626669709492047>.

Kuroda, Koichi, Ginji Endo, Akiyoshi Okamoto, Young S. Yoo, et Syn'ichi Horiguchi. 1991. « Genotoxicity of Beryllium, Gallium and Antimony in Short-Term Assays ». *Mutation Research Letters* 264 (4): 163-70. [https://doi.org/10.1016/0165-7992\(91\)90072-C](https://doi.org/10.1016/0165-7992(91)90072-C).

Labonne, Beatrice. 2016. « Mining Dam Failure: Business as Usual? » *The Extractive Industries and Society* 3 (3): 651-52. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2016.03.010>.

Lagadec, Patrick. 2007. « Crisis Management in the Twenty-First Century: “Unthinkable” Events in “Inconceivable” Contexts ». In *Handbook of Disaster Research*, édité par Havidán Rodríguez, Enrico L. Quarantelli, et Russell R. Dynes, 489-507. *Handbooks of Sociology and Social Research*. New York, NY: Springer. https://doi.org/10.1007/978-0-387-32353-4_30.

Lahermo, T Tarvainen, T Hatakka, et B Backman. 2002. « One thousand wells—the physical-chemical ».

Lakshminarayanan, Balaji, Saravanan Ramasamy, Sreemanthrarupini Nariangadu Anuthaman, et Saravanan Karuppanan. 2022. « New DRASTIC Framework for Groundwater Vulnerability Assessment: Bivariate and Multi-Criteria Decision-Making Approach Coupled with Metaheuristic Algorithm ». *Environmental Science and Pollution Research* 29 (3): 4474-96. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15966-0>.

Landes, Antoine Armandine Les. 2014. « Impact des variations climatiques sur les ressources hydrogéologiques ». *Phdthesis, Université Rennes 1*. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01135374>.

Landrigan, Philip J., Richard Fuller, Nereus J. R. Acosta, Olusoji Adeyi, Robert Arnold, Niladri (Nil) Basu, Abdoulaye Bibi Baldé, et al. 2018. « The Lancet Commission on Pollution and Health ». *The Lancet* 391 (10119): 462-512. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(17\)32345-0](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(17)32345-0).

Laperche, et Mossmann. 2004. « Fond géochimique naturel ou bruit de fond : réflexions sur les applications à la gestion des sites et sols pollués en France, Rapport final BRGM/RP-53344-FR 38p ».

Laperche V., Bodéan F., Dictor M.C., et Baranger Ph. 2003. « Guide méthodologique de l'arsenic, appliqué à la gestion des sites et sols pollués. BRGM ».

Laprin et L.Chery. 2003. « Contribution à la caractérisation des états de référence géochimique des eaux souterraines: application de la méthodologie à la nappe du Rhin ». <http://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-52163-FR.pdf>.

Lascoumes, Pierre, et Jean-Pierre Le Bourhis. 1998. « Le bien commun comme construit territorial. Identités d'action et procédures ». *Politix*. *Revue des sciences sociales du politique* 11 (42): 37-66. <https://doi.org/10.3406/polix.1998.1724>.

Le Monde.fr. 2019. « Brésil : après la rupture d'un barrage minier, les chances « minimales » de retrouver des survivants ». *Le Monde.fr*, 25 janvier 2019.

Lecoustre, R, et P de REFFYE. 1986. « La théorie des variables régionalisées », 41: 8.

Légifrance. 2017. « Arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique ».

Legifrance. 2021. « Code minier (nouveau) ».

Lei, Liang-qi, Ci-an Song, Xiang-li Xie, Yan-hong Li, et Fei Wang. 2010. « Acid Mine Drainage and Heavy Metal Contamination in Groundwater of Metal Sulfide Mine at Arid Territory (BS Mine, Western Australia) ». *Transactions of Nonferrous Metals Society of China* 20 (8): 1488-93. [https://doi.org/10.1016/S1003-6326\(09\)60326-5](https://doi.org/10.1016/S1003-6326(09)60326-5).

LeParisien. 2016. « Pollution au cadmium dans le Gard ». *leparisien.fr*. 2016.

Lepeltier, Claude. 1969. « A Simplified Statistical Treatment of Geochemical Data by Graphical Representation ». *Economic Geology* 64 (5): 538-50. <https://doi.org/10.2113/gsecongeo.64.5.538>.

Li, Changjiang, Tuhua Ma, et Junfa Shi. 2003. « Application of a Fractal Method Relating Concentrations and Distances for Separation of Geochemical Anomalies from Background ». *Journal of Geochemical Exploration* 77 (2): 167-75. [https://doi.org/10.1016/S0375-6742\(02\)00276-5](https://doi.org/10.1016/S0375-6742(02)00276-5).

Li, Jia, Zheming Shi, Mingzhu Liu, Guangcai Wang, Fei Liu, et Yiling Wang. 2021. « Identifying Anthropogenic Sources of Groundwater Contamination by Natural Background Levels and

Stable Isotope Application in Pinggu Basin, China ». *Journal of Hydrology* 596 (mai): 126092. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126092>.

Li, Yanyan, Huaidong Zhou, Bo Gao, et Dongyu Xu. 2021. « Improved Enrichment Factor Model for Correcting and Predicting the Evaluation of Heavy Metals in Sediments ». *Science of The Total Environment* 755 (février): 142437. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142437>.

Linhua, Sun. 2018. « Calculating Environmental Background Value: A Comparative Study of Statistical Versus Spatial Analyses ». *Polish Journal of Environmental Studies* 28 (1): 197-203. <https://doi.org/10.15244/pjoes/84837>.

Lions J., Pinsons S. et Aunay B. 2008. « Identification des zones à risque de fond géochimique élevé dans les cours d'eau et les eaux souterraines de La Réunion, Rapport BRGM ».

Lipfert, Gail, Andrew S. Reeve, William C. Sidle, et Robert Marvinney. 2006. « Geochemical Patterns of Arsenic-Enriched Ground Water in Fractured, Crystalline Bedrock, Northport, Maine, USA ». *Applied Geochemistry* 21 (3): 528-45. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2005.12.001>.

Lottermoser, Bernd G. 2010. « Sulfidic Mine Wastes ». In *Mine Wastes: Characterization, Treatment and Environmental Impacts*, édité par Bernd Lottermoser, 43-117. Berlin, Heidelberg: Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-642-12419-8_2.

Luo, Chen, Joyanto Routh, Mårten Dario, Soumyajit Sarkar, Lezhang Wei, Dinggui Luo, et Yu Liu. 2020. « Distribution and Mobilization of Heavy Metals at an Acid Mine Drainage Affected Region in South China, a Post-Remediation Study ». *Science of The Total Environment* 724 (juillet): 138122. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138122>.

M. Faure, P. Brouder, J. Thierry, B. Alabouvette, A. Cocherie, Et V. Bouchot. 2008. « Notice explicative de la carte géologique de la France, Feuille de Saint-André-de-Valborgne au 50 000 e ». BRGM Éditions Service géologique national.

Machiwal, Deepesh, Madan Kumar Jha, Vijay P. Singh, et Chinchu Mohan. 2018. « Assessment and Mapping of Groundwater Vulnerability to Pollution: Current Status and Challenges ». *Earth-Science Reviews* 185 (octobre): 901-27. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2018.08.009>.

Maman Illatou, Oumar Farouk. 2021. « Impacts de l'orpaillage et de l'agriculture sur la qualité des eaux du Liptako Gourma ». In *Africa 2000 - L'eau pour nourrir, protéger, soigner l'Afrique*.

Manlius, N., F. Battaglia-Brunet, et C. Michel. 2009. « Pollution des eaux par l'arsenic et acceptabilité des procédés de biotraitement ».

- Marandi, Andres, et Enn Karro. 2008. « Natural Background Levels and Threshold Values of Monitored Parameters in the Cambrian-Vendian Groundwater Body, Estonia ». *Environmental Geology* 54 (6): 1217-25. <https://doi.org/10.1007/s00254-007-0904-6>.
- Marchal. 2000. « Région Languedoc-Roussillon, Cartographie des travaux miniers.BRGM ».
- Marsily, Ghislain de, et Mustapha Besbes. 2017. « Les eaux souterraines ». *Annales des Mines - Responsabilite et environnement* N° 86 (2): 25-30.
- Martin, Jean-Marie, et Michel Meybeck. 1979. « Elemental Mass-Balance of Material Carried by Major World Rivers ». *Marine Chemistry* 7 (3): 173-206. [https://doi.org/10.1016/0304-4203\(79\)90039-2](https://doi.org/10.1016/0304-4203(79)90039-2).
- Martí nez Cortizas, A., E. Garcí a-Rodeja, X. Pontevedra Pombal, J. C. Nóvoa Muñoz, D. Weiss, et A. Cheburkin. 2002. « Atmospheric Pb Deposition in Spain during the Last 4600 Years Recorded by Two Ombrotrophic Peat Bogs and Implications for the Use of Peat as Archive ». *Science of The Total Environment, Peat Bog Archives of Atmospheric Metal Deposition*, 292 (1): 33-44. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00031-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00031-1).
- Mashala, Pierre, Portance Kasongo, Albert Komba, Faidance Mashauri, Guers Maloba, et Robert Wazi. 2022. « Evaluation of the Vulnerability to Groundwater Pollution of the Makiso Municipality in Kisangani (DR Congo) Using the DRASTIC Parametric Method and GIS ». *Journal of Water Resource and Protection* 14 (2): 126-41. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2022.142008>.
- Matschullat, J., R. Ottenstein, et C. Reimann. 2000. « Geochemical Background – Can We Calculate It? » *Environmental Geology* 39 (9): 990-1000. <https://doi.org/10.1007/s002549900084>.
- Maurel, Alain. 2006. « Dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres et autres procédés non convensionnement en eau douce ».
- McArthur, J. M., D. M Banerjee, K. A Hudson-Edwards, R Mishra, R Purohit, P Ravenscroft, A Cronin, et al. 2004. « Natural Organic Matter in Sedimentary Basins and Its Relation to Arsenic in Anoxic Ground Water: The Example of West Bengal and Its Worldwide Implications ». *Applied Geochemistry* 19 (8): 1255-93. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2004.02.001>.
- McArthur, J. M., U. Ghosal, P. K. Sikdar, et J. D. Ball. 2016. « Arsenic in Groundwater: The Deep Late Pleistocene Aquifers of the Western Bengal Basin ». *Environmental Science & Technology* 50 (7): 3469-76. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02477>.

McArthur, J. M., P. Ravenscroft, S. Safiulla, et M. F. Thirlwall. 2001. « Arsenic in Groundwater: Testing Pollution Mechanisms for Sedimentary Aquifers in Bangladesh ». *Water Resources Research* 37 (1): 109-17. <https://doi.org/10.1029/2000WR900270>.

MEDD & Agences de l'eau. 2003. « Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau ».

Mejia, J. A., R. Rodriguez, A. Armienta, E. Mata, et A. Fiorucci. 2007. « Aquifer Vulnerability Zoning, an Indicator of Atmospheric Pollutants Input? Vanadium in the Salamanca Aquifer, Mexico ». *Water, Air, and Soil Pollution* 185 (1): 95-100. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9433-x>.

Merket, D. C., M. Bergondy, et H. Cuevas-Mesa. 1997. « Making sense out of teamwork errors in complex environments ». In 18th Annual Industrial/Organizational Behavior Conference, Roanoke, VA.

Mésini, Béatrice. 2018. « Le laboratoire cévenol de l'après-mine. Une coextensivité des causes et des responsabilités minières, environnementales et sanitaires ». *Géocarrefour* 92 (92/2). <https://doi.org/10.4000/geocarrefour.11887>.

Meybeck. 1984. « Caractérisation du fond géochimique par étude des petits bassins monolithologiques ».

M.GHORBEL et al. 2012. « Contamination métallique issue des déchets de l'ancien site minier de Jebel Ressas : modélisation des mécanismes de transfert et conception de cartes d'aléa post-mine dans un contexte carbonaté et sous un climat semi-aride. Évaluation du risque pour la santé humaine ».

Mohammed Abdul, Khaja Shameem, Sudheera Sammanthi Jayasinghe, Ediriweera P. S. Chandana, Channa Jayasumana, et P. Mangala C. S. De Silva. 2015. « Arsenic and Human Health Effects: A Review ». *Environmental Toxicology and Pharmacology* 40 (3): 828-46. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2015.09.016>.

Molinari, A., L. Guadagnini, M. Marcaccio, et A. Guadagnini. 2015. « Arsenic Fractioning in Natural Solid Matrices Sampled in a Deep Groundwater Body ». *Geoderma* 247-248 (juin): 88-96. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.02.011>.

———. 2019. « Geostatistical multimodel approach for the assessment of the spatial distribution of natural background concentrations in large-scale groundwater bodies ». *Water Research* 149 (février): 522-32. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.09.049>.

- Molinari, A., L. Guadagnini, M. Marcaccio, S. Straface, X. Sanchez-Vila, et A. Guadagnini. 2013. « Arsenic Release from Deep Natural Solid Matrices under Experimentally Controlled Redox Conditions ». *Science of The Total Environment* 444 (février): 231-40. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.093>.
- Molinari, Antonio, Laura Guadagnini, Marco Marcaccio, et Alberto Guadagnini. 2012. « Natural Background Levels and Threshold Values of Chemical Species in Three Large-Scale Groundwater Bodies in Northern Italy ». *Science of The Total Environment* 425 (mai): 9-19. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.03.015>.
- Müller, A. Blum, A. Hart, J. Hookey, R. Kunkel, A. Scheidleder, C. Tomlin, et F. Wendland. 2006. « Final proposal for a methodology to set up groundwater threshold values in Europe. BRIDGE Background cRiteria for the IDentification of Groundwater thrEsholds ». *Environmental Pollution* 122 (1): 29-40. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00281-6](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00281-6).
- Naicker, K, E Cukrowska, et T. S McCarthy. 2003. « Acid Mine Drainage Arising from Gold Mining Activity in Johannesburg, South Africa and Environs ». *Environmental Pollution* 122 (1): 29-40. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00281-6](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00281-6).
- Nair, Indu S., K. Brindha, et L. Elango. 2021. « Assessing the origin and processes controlling groundwater salinization in coastal aquifers through integrated hydrochemical, isotopic and hydrogeochemical modelling techniques ». *Hydrological Sciences Journal* 66 (1): 152-64. <https://doi.org/10.1080/02626667.2020.1826490>.
- Natasha, Muhammad Shahid, Sana Khalid, Camille Dumat, Antoine Pierart, et Nabeel Khan Niazi. 2019. « Biogeochemistry of Antimony in Soil-Plant System: Ecotoxicology and Human Health ». *Applied Geochemistry* 106 (juillet): 45-59. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2019.04.006>.
- Nations unies. 2019. « Objectifs de développement durable ». *Développement durable (blog)*. 2019.
- Neshat, Aminreza, Biswajeet Pradhan, et Mohsen Dadras. 2014. « Groundwater Vulnerability Assessment Using an Improved DRASTIC Method in GIS ». *Resources, Conservation and Recycling* 86 (mai): 74-86. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.02.008>.
- Nicault, Antoine, Guillaume Simonet, et Bertrand Schatz. 2020. *Adaptations du parc National des Cévennes au changement climatique et à ses impacts*.
- Nickson, McArthur, P. Ravenscroft, W. G. Burgess, et K. M. Ahmed. 2000. « Mechanism of Arsenic Release to Groundwater, Bangladesh and West Bengal ». *Applied Geochemistry* 15 (4): 403-13. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(99\)00086-4](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(99)00086-4).
- Niedzielski, P, J Siepak, et M Siepak. 2001. « Total Content of Arsenic, Antimony And », 4.

- Ning, Liang, Yang Liyuan, Dai Jirui, et Pang Xugui. 2011. « Heavy Metal Pollution in Surface Water of Linglong Gold Mining Area, China ». *Procedia Environmental Sciences*, 2011 3rd International Conference on Environmental Science and Information Application Technology ESIAT 2011, 10 (janvier): 914-17. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.09.146>.
- Nordstrom, D. K. 2011. « Mine Waters: Acidic to Circumneutral ». *Elements* 7 (6): 393-98. <https://doi.org/10.2113/gselements.7.6.393>.
- Nordstrom, D. Kirk. 2009. « Acid Rock Drainage and Climate Change ». *Journal of Geochemical Exploration*, Abandoned and active mining sites: From contamination to remediation, 100 (2): 97-104. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2008.08.002>.
- . 2011. « Hydrogeochemical Processes Governing the Origin, Transport and Fate of Major and Trace Elements from Mine Wastes and Mineralized Rock to Surface Waters ». *Applied Geochemistry* 26 (11): 1777-91. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2011.06.002>.
- Norgate, T., et N. Haque. 2010. « Energy and Greenhouse Gas Impacts of Mining and Mineral Processing Operations ». *Journal of Cleaner Production* 18 (3): 266-74. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.09.020>.
- Nullmeyer, Robert T., David Stella, Gregg A. Montijo, et Stephen W. Harden. 2005. « Human factors in Air Force flight mishaps: Implications for change ». In *Proceedings of the 27th Annual Interservice/Industry Training, Simulation, and Education Conference*. National Training Systems Association Arlington, VA.
- Nuss, Philip, et Gian Andrea Blengini. 2018. « Towards Better Monitoring of Technology Critical Elements in Europe: Coupling of Natural and Anthropogenic Cycles ». *Science of The Total Environment* 613-614 (février): 569-78. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.117>.
- O'Driscoll, M. A., D. R. DeWalle, K. J. McGuire, et W. J. Gburek. 2005. « Seasonal 18O Variations and Groundwater Recharge for Three Landscape Types in Central Pennsylvania, USA ». *Journal of Hydrology* 303 (1): 108-24. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.08.020>.
- Onianwa, P. C., et J. O. Adoghe. 1997. « Heavy-metal content of roadside gutter sediments in Ibadan, Nigeria ». *Environment international* 23 (6): 873-77.
- Onishi, H. 1969. « Antimony in geochemistry ». *Handbook of Geochemistry* 51.
- ONU-ODD. 2012. « 17 objectifs de développement durable ».
- Pallemaerts, Marc. 1996. « The Proposed IPPC Directive: Re-Regulation or De-Regulation? » *European Energy and Environmental Law Review* 5 (6).

- Palmer, Michael J., Heather E. Jamieson, Anežka Borčinová Radková, Kirsten Maitland, Jon Oliver, Hendrik Falck, et Murray Richardson. 2021. « Mineralogical, Geospatial, and Statistical Methods Combined to Estimate Geochemical Background of Arsenic in Soils for an Area Impacted by Legacy Mining Pollution ». *Science of The Total Environment* 776 (juillet): 145926. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145926>.
- Panno, Kelly, A.t. Martinsek, et K.c. Hackley. 2006. « Estimating Background and Threshold Nitrate Concentrations Using Probability Graphs ». *Groundwater* 44 (5): 697-709. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2006.00240.x>.
- Paquot, Thierry. 2011. « Qu'est-ce qu'un « territoire » ? »
- Parrone, Daniele, Eleonora Frollini, Elisabetta Preziosi, et Stefano Ghergo. 2021. « ENaBLE, an On-Line Tool to Evaluate Natural Background Levels in Groundwater Bodies ». *Water* 13 (1): 74. <https://doi.org/10.3390/w13010074>.
- Parrone, Daniele, Stefano Ghergo, et Elisabetta Preziosi. 2019. « A Multi-Method Approach for the Assessment of Natural Background Levels in Groundwater ». *Science of The Total Environment* 659 (avril): 884-94. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.350>.
- Patrick Perrono. 1999. « Les micro-polluants métalliques et les sols amendés par des boues résiduelles urbaines ». 1999.
- Pauwels, H., D. Muller, J. Griffionen, K. Hinsby, T. Melo, et R. Brower. 2007. « Bridge Project ». Publishable final activity report Water resources contamination control.
- Peters, Stephen C, et Joel D Blum. 2003. « The Source and Transport of Arsenic in a Bedrock Aquifer, New Hampshire, USA ». *Applied Geochemistry* 18 (11): 1773-87. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(03\)00109-4](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(03)00109-4).
- Ph. Rolet et J.-J Séguin. 1986. « Traitement des données multivariées, approches théoriques, tome 1, version 1, BRGM ».
- Pimparkar, B D, et Aruna Bhave. 2010. « Arsenicosis: Review of Recent Advances ». *The Journal of the Association of Physicians of India* 58 (octobre): 617-24, 629.
- Plateforme ouverte des données publiques françaises. 2021. « Contours des unités administratives française issus d'OpenStreetMap
- Plumlee, G. S., M. J. Logsdon, et L. F. Filipek. 1997. « The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits: Part A: Processes, Techniques, and Health Issues Part B: Case Studies and Research Topics », janvier. <https://doi.org/10.5382/Rev.06>.

Poon, R., I. Chu, P. Lecavalier, V. E. Valli, W. Foster, S. Gupta, et B. Thomas. 1998. « Effects of Antimony on Rats Following 90-Day Exposure via Drinking Water ». *Food and Chemical Toxicology* 36 (1): 21-35. [https://doi.org/10.1016/S0278-6915\(97\)80120-2](https://doi.org/10.1016/S0278-6915(97)80120-2).

Porteous, Andrew. 2013. *Dictionary of Environmental Science and Technology*. John Wiley & Sons.

Portier, Kenneth M. 2001. « Statistical Issues in Assessing Anthropogenic Background for Arsenic ». *Environmental Forensics* 2 (2): 155-60. <https://doi.org/10.1006/enfo.2001.0051>.

Poulard F., Daupley X., Didier C., Pokryska Z., D'Hugues P., Charles N., Dupuy J.-J., et Save M. 2017. « Exploitation minière et traitement des minerais. Collection « La mine en France », Tome 6 ».

Poulard F., Gombert P., Didier C., Chevrel S., Bellenfant G., et F. Cottard. 2017. « Fermeture, reconversion et gestion de l'après-mine, tome 7 Collection « La mine en France ». »

Prasad, B., et J. Bose. 2001. « Evaluation of the Heavy Metal Pollution Index for Surface and Spring Water near a Limestone Mining Area of the Lower Himalayas ». *Environmental Geology* 41 (1-2): 183-88. <https://doi.org/10.1007/s002540100380>.

Preziosi, Elisabetta, Giuseppe Giuliano, et Raffaella Vivona. 2010. « Natural Background Levels and Threshold Values Derivation for Naturally As, V and F Rich Groundwater Bodies: A Methodological Case Study in Central Italy ». *Environmental Earth Sciences* 61 (5): 885-97. <https://doi.org/10.1007/s12665-009-0404-y>.

Preziosi, Elisabetta, Daniele Parrone, Andrea Del Bon, et Stefano Ghergo. 2014. « Natural Background Level Assessment in Groundwaters: Probability Plot versus Pre-Selection Method ». *Journal of Geochemical Exploration* 143 (août): 43-53. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.03.015>.

Proust, N, et A Picot. 2000. « Toxicologie de l'arsenic et de ses composés : importance de la spéciation », 21.

Rahman, Abdur, N. C. Mondal, et Fauzia Fauzia. 2021. « Arsenic Enrichment and Its Natural Background in Groundwater at the Proximity of Active Floodplains of Ganga River, Northern India ». *Chemosphere* 265 (février): 129096. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129096>.

Rahman, Mohammad Mahmudur, Zhaomin Dong, et Ravi Naidu. 2015. « Concentrations of Arsenic and Other Elements in Groundwater of Bangladesh and West Bengal, India: Potential Cancer Risk ». *Chemosphere* 139 (novembre): 54-64. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.05.051>.

- Ramm et Alexander G. 2005. *Inverse Problems: Mathematical and Analytical Techniques with Applications to Engineering*. Mathematical and Analytical Techniques with Applications to Engineering. Springer US. <https://doi.org/10.1007/b100958>.
- Randall, Gyles W., et David J. Mulla. 2001. « Nitrate Nitrogen in Surface Waters as Influenced by Climatic Conditions and Agricultural Practices ». *Journal of Environmental Quality* 30 (2): 337-44. <https://doi.org/10.2134/jeq2001.302337x>.
- Rango, Tewodros, Avner Vengosh, Gary Dwyer, et Gianluca Bianchini. 2013. « Mobilization of Arsenic and Other Naturally Occurring Contaminants in Groundwater of the Main Ethiopian Rift Aquifers ». *Water Research* 47 (15): 5801-18. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.07.002>.
- Rawle, Alan. 2003. « Basic of principles of particle-size analysis ». *Surface coatings international*. Part A, *Coatings journal* 86 (2): 58-65.
- Reghezza-Zitt, Magali. 2019. « Gestion de crise et incertitude(s) ou comment planifier le hors-cadre et l'inimaginable. Application aux crises résultant de crues majeures en Île-de-France ». *Annales de géographie* N° 726 (2): 5-30.
- Reimann, Clemens, Kjell Bjorvatn, Bjørn Frengstad, Zenebe Melaku, Redda Tekle-Haimanot, et Ulrich Siewers. 2003. « Drinking Water Quality in the Ethiopian Section of the East African Rift Valley I—Data and Health Aspects ». *Science of The Total Environment* 311 (1): 65-80. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00137-2](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00137-2).
- Reimann, Clemens, et Patrice de Caritat. 2005. « Distinguishing between Natural and Anthropogenic Sources for Elements in the Environment: Regional Geochemical Surveys versus Enrichment Factors ». *Science of The Total Environment* 337 (1): 91-107. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.06.011>.
- Reimann, Clemens, et Patrice de Caritat. 2012. *Chemical Elements in the Environment: Factsheets for the Geochemist and Environmental Scientist*. Springer Science & Business Media.
- Reimann, Clemens, Peter Filzmoser, Robert Garrett, et Rudolf Dutter. 2011. *Statistical data analysis explained: applied environmental statistics with R*. John Wiley & Sons.
- Reimann, Clemens, Peter Filzmoser, et Robert G. Garrett. 2005. « Background and Threshold: Critical Comparison of Methods of Determination ». *Science of The Total Environment* 346 (1): 1-16. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.11.023>.

Reimann, Clemens, et Robert G. Garrett. 2005. « Geochemical Background—Concept and Reality ». *Science of The Total Environment* 350 (1-3): 12-27. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.01.047>.

Rémy, S, P Prudent, C Hissler, J. L Probst, et G Krempp. 2003. « Total Mercury Concentrations in an Industrialized Catchment, the Thur River Basin (North-Eastern France): Geochemical Background Level and Contamination Factors ». *Chemosphere, Biogeochemical Processes and Cycling of Elements in the Environment*, 52 (3): 635-44. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00245-5](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00245-5).

Renberg, I., M. -L. Brännvall, R. Bindler, et O. Emteryd. 2002. « Stable Lead Isotopes and Lake Sediments—a Useful Combination for the Study of Atmospheric Lead Pollution History ». *Science of The Total Environment, Peat Bog Archives of Atmospheric Metal Deposition*, 292 (1): 45-54. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00032-3](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00032-3).

Resongles, Eléonore. 2014. « Étude de la contamination par les métaux et métalloïdes d'origine minière sur le bassin des Gardons : approche élémentaire (As, Cd, Hg, Pb, Sb, Tl, Zn) et isotopique (Sb, Zn) », novembre. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01810941>.

———. 2015. « Variation of Dissolved and Particulate Metal(Loid) (As, Cd, Pb, Sb, Tl, Zn) Concentrations under Varying Discharge during a Mediterranean Flood in a Former Mining Watershed, the Gardon River (France) ». *Journal of Geochemical Exploration*, 11.

Resongles, Eléonore, Corinne Casiot, Rémi Freydier, Laurent Dezileau, Jérôme Viers, et Françoise Elbaz-Poulichet. 2014. « Persisting Impact of Historical Mining Activity to Metal (Pb, Zn, Cd, Tl, Hg) and Metalloid (As, Sb) Enrichment in Sediments of the Gardon River, Southern France ». *Science of The Total Environment* 481 (mai): 509-21. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.078>.

Rezaei, Ali, Hossein Hassani, Sara Hassani, Nima Jabbari, Seyedeh Belgheys Fard Mousavi, et Samira Rezaei. 2019. « Evaluation of Groundwater Quality and Heavy Metal Pollution Indices in Bazman Basin, Southeastern Iran ». *Groundwater for Sustainable Development* 9 (octobre): 100245. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2019.100245>.

R.G. Garrett. 1991. « The management, analysis and display of exploration geochemical data. Exploration geochemistry workshop, Geological Survey of Canada, Ottawa ». 1991.

Rolley, Jean-Pierre. 2007. « Géologie du département du GARD ».

Rosenthal, Uriel, et Paul t'Hart. 2012. *Flood Response and Crisis Management in Western Europe: A Comparative Analysis*. Springer Science & Business Media.

Rotiroti, M., M. Fumagalli, M. Frigerio, G. Stefania, F. Simonetto, P. Capodaglio, et T. Bonomi. 2015. « Natural Background Levels and Threshold Values of Selected Species in the Alluvial Aquifers in the Aosta Valley Region (N Italy) » 35: 256-59. <https://doi.org/10.3301/ROL.2015.114>.

Rotiroti, Marco, Elisa Sacchi, Letizia Fumagalli, et Tullia Bonomi. 2014. « Origin of Arsenic in Groundwater from the Multilayer Aquifer in Cremona (Northern Italy) ». *Environmental Science & Technology* 48 (10): 5395-5403. <https://doi.org/10.1021/es405805v>.

Rowland, H. a. L., R. L. Pederick, D. A. Polya, R. D. Pancost, B. E. Van Dongen, A. G. Gault, D. J. Vaughan, C. Bryant, B. Anderson, et J. R. Lloyd. 2007. « The Control of Organic Matter on Microbially Mediated Iron Reduction and Arsenic Release in Shallow Alluvial Aquifers, Cambodia ». *Geobiology* 5 (3): 281-92. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4669.2007.00100.x>.

Saleh, Hosam El-Din M., et Refaat Aglan. 2018. *Heavy Metals. BoD – Books on Demand*.

Sally Johnson et ICMM. 2006. « Guide de bonnes pratiques -exploitation minière et biodiversité ».

Salminen, R., et T. Tarvainen. 1997. « The Problem of Defining Geochemical Baselines. A Case Study of Selected Elements and Geological Materials in Finland ». *Journal of Geochemical Exploration, Environmental Geochemical Baseline Mapping in Europe*, 60 (1): 91-98. [https://doi.org/10.1016/S0375-6742\(97\)00028-9](https://doi.org/10.1016/S0375-6742(97)00028-9).

Salminen, Reijo, et Virgiliija Gregorauskienė. 2000. « Considerations Regarding the Definition of a Geochemical Baseline of Elements in the Surficial Materials in Areas Differing in Basic Geology ». *Applied Geochemistry* 15 (5): 647-53. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(99\)00077-3](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(99)00077-3).

Sancho. 2016. « Protocole d'analyse statistique pour la construction d'un fond pédogéochimique anthropisé des sols urbains ».

Santé publique France. 2018. « Étude d'imprégnation autour d'anciens sites miniers dans le Gard et échanges avec les parties prenantes : analyse et propositions ».

Sbarato, et Sánchez. 2001. « Analysis of Arsenic Pollution in Groundwater Aquifers by X-Ray Fluorescence ». *Applied Radiation and Isotopes* 54 (5): 737-40. [https://doi.org/10.1016/S0969-8043\(00\)00349-3](https://doi.org/10.1016/S0969-8043(00)00349-3).

Schnorr, Teresa M., Kyle Steenland, Michael J. Thun, et Robert A. Rinsky. 1995. « Mortality in a Cohort of Antimony Smelter Workers ». *American Journal of Industrial Medicine* 27 (5): 759-70. <https://doi.org/10.1002/ajim.4700270510>.

Schulz, Christian M., Mica R. Endsley, Eberhard F. Kochs, Adrian W. Gelb, et Klaus J. Wagner. 2013. « Situation Awareness in Anesthesia: Concept and Research ». *Anesthesiology* 118 (3): 729-42. <https://doi.org/10.1097/ALN.0b013e318280a40f>.

Schwarzenbach, René P., Thomas Egli, Thomas B. Hofstetter, Urs von Gunten, et Bernhard Wehrli. 2010. « Global Water Pollution and Human Health ». *Annual Review of Environment and Resources* 35 (1): 109-36. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-100809-125342>.

Selinus, O. S., et K. Esbensen. 1995. « Separating Anthropogenic from Natural Anomalies in Environmental Geochemistry ». *Journal of Geochemical Exploration, Geochemical Exploration* 1993, 55 (1): 55-66. [https://doi.org/10.1016/0375-6742\(95\)00034-8](https://doi.org/10.1016/0375-6742(95)00034-8).

Senat. 2020. « Pollutions industrielles et minières des sols : assumer ses responsabilités, réparer les erreurs du passé et penser durablement l'avenir Tome I : Rapport ».

Shiklomanov's, Igor. 1993. « Water in crisis: A Guide to the World's Fresh Water Resources: World fresh water resources ».

Shotyk, William, Andrij K. Cheburkin, Peter G. Appleby, Andreas Fankhauser, et Jan D. Kramers. 1996. « Two Thousand Years of Atmospheric Arsenic, Antimony, and Lead Deposition Recorded in an Ombrotrophic Peat Bog Profile, Jura Mountains, Switzerland ». *Earth and Planetary Science Letters* 145 (1): E1-7. [https://doi.org/10.1016/S0012-821X\(96\)00197-5](https://doi.org/10.1016/S0012-821X(96)00197-5).

Shrivastava, Paul, Ian I. Mitroff, Danny Miller, et Anil Miclani. 1988. « Understanding Industrial Crises ». *Journal of Management Studies* 25 (4): 285-303. <https://doi.org/10.1111/j.1467-6486.1988.tb00038.x>.

Singh, Chander Kumar, Kumari Rina, Ravi Prakash Singh, et Saumitra Mukherjee. 2014. « Geochemical Characterization and Heavy Metal Contamination of Groundwater in Satluj River Basin ». *Environmental Earth Sciences* 71 (1): 201-16. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2424-x>.

Smage des Gardons. 2011a. « Analyse de l'existant du bassin versant des Gardons ».

———. 2011b. « Étude de la qualité des eaux du bassin des Gardons : phase 1, état des lieux - Diagnostic. »

———. 2011c. « Étude de la qualité des eaux du bassin des Gardons : phase 2, état des lieux - Diagnostic. »

SMAGE, GINGER. 2008. « Étude de l'espace de mobilité ».

SMAGE, SIEE. 1997. « Étude de la dynamique fluviale ».

Smedley, P. L., et D. G Kinniburgh. 2002. « A Review of the Source, Behaviour and Distribution of Arsenic in Natural Waters ». *Applied Geochemistry* 17 (5): 517-68. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00018-5](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00018-5).

Smedley, P. L., J. Knudsen, et D. Maiga. 2007. « Arsenic in Groundwater from Mineralised Proterozoic Basement Rocks of Burkina Faso ». *Applied Geochemistry* 22 (5): 1074-92. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2007.01.001>.

Smedley, Pauline L. 2008. « Sources and distribution of arsenic in groundwater and aquifers ».

Smith, Denis. 1990. « Au-Delà de La Planification d'urgence: Vers Un Modèle de Gestion de Crise ». *Industrial Crisis Quarterly* 4 (4): 263-75. <https://doi.org/10.1177/108602669000400402>.

Sprague, Dale D., et Jesse C. Vermaire. 2018. « Legacy Arsenic Pollution of Lakes Near Cobalt, Ontario, Canada: Arsenic in Lake Water and Sediment Remains Elevated Nearly a Century After Mining Activity Has Ceased ». *Water, Air, & Soil Pollution* 229 (3): 87. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3741-1>.

Stamatis, Georgios, Kostas Voudouris, et Fanis Karefilakis. 2001. « Groundwater Pollution by Heavy Metals in Historical Mining Area of Lavrio, Attica, Greece ». *Water, Air, and Soil Pollution* 128 (1): 61-83. <https://doi.org/10.1023/A:1010337718104>.

Steinnes, Eiliv, et Oddvar Njåstad. 1995. « Enrichment of Metals in the Organic Surface Layer of Natural Soil: Identification of Contributions from Different Sources ». *Analyst* 120 (5): 1479-83. <https://doi.org/10.1039/AN9952001479>.

Sui, Qian, Xuqi Cao, Shuguang Lu, Wentao Zhao, Zhaofu Qiu, et Gang Yu. 2015. « Occurrence, Sources and Fate of Pharmaceuticals and Personal Care Products in the Groundwater: A Review ». *Emerging Contaminants* 1 (1): 14-24. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2015.07.001>.

Sun, Ge, Mark Riedel, Randy Rhett Jackson, Devendra Amatya Kolka, et Jim Shepard. 2004. « Water quantity and quality ». *Past, Present, and Future*.

Sun, Jing, Yoshio Takahashi, William H. J. Strosnider, Toshihiro Kogure, Bing Wang, Pan Wu, Lijun Zhu, et Zhifen Dong. 2021. « Identification and Quantification of Contributions to Karst Groundwater Using a Triple Stable Isotope Labeling and Mass Balance Model ». *Chemosphere* 263 (janvier): 127946. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127946>.

Tanabe, Kimiko, Hiroshi Yokota, Hiromi Hironaka, Sachie Tsushima, et Yoshihiro Kubota. 2001. « Arsenic Pollution of Groundwater in Bangladesh ». *Applied Organometallic Chemistry* 15 (4): 241-51. <https://doi.org/10.1002/aoc.134>.

Tanaka, Takeshi. 1988. « Distribution of arsenic in the natural environment with emphasis on rocks and soils ». *Applied Organometallic Chemistry* 2 (4): 283-95.

Tarantola, Albert. 2005. *Inverse Problem Theory and Methods for Model Parameter Estimation*. Society for Industrial and Applied Mathematics. <https://doi.org/10.1137/1.9780898717921>.

Tardy, Thierry. 2009. *Gestion de crise, maintien et consolidation de la paix: Acteurs, activités, défis*. De Boeck Supérieur.

Taylor, R. M. 2011. « Situational Awareness Rating Technique (Sart): The Development of a Tool for Aircrew Systems Design ». In *Situational Awareness*. Routledge.

Taylor, Richard G., Bridget Scanlon, Petra Döll, Matt Rodell, Rens van Beek, Yoshihide Wada, Laurent Longuevergne, et al. 2013. « Ground Water and Climate Change ». *Nature Climate Change* 3 (4): 322-29. <https://doi.org/10.1038/nclimate1744>.

TEEB. 2013. « The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) ». <http://teebweb.org/>.

Teng, Yanguo, Shijun Ni, Jinsheng Wang, Rui Zuo, et Jie Yang. 2010. « A Geochemical Survey of Trace Elements in Agricultural and Non-Agricultural Topsoil in Dexing Area, China ». *Journal of Geochemical Exploration* 104 (3): 118-27. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2010.01.006>.

The Institute of quarrying. 2021. « What Is Quarrying? » <https://www.quarrying.org/about-quarrying/quarrying-explained>.

Tian, Kang, Biao Huang, Zhe Xing, et Wenyou Hu. 2017. « Geochemical Baseline Establishment and Ecological Risk Evaluation of Heavy Metals in Greenhouse Soils from Dongtai, China ». *Ecological Indicators* 72 (janvier): 510-20. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.037>.

Tiwary, Dhar, et Barwa Road. 2006. « Environmental Pollution from Coal Mining Activities in Damodar River Basin, India ». *Mine Water and the Environment*, 9.

Tobías, F. J., J. Bech, et P. Sánchez Algarra. 1997. « Establishment of the Background Levels of Some Trace Elements in Soils of NE Spain with Probability Plots ». *Science of The Total Environment* 206 (2): 255-65. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(97\)80014-9](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(97)80014-9).

Trevisani, Sebastiano, et Paolo Fabbri. 2010. « Geostatistical Modeling of a Heterogeneous Site Bordering the Venice Lagoon, Italy ». *Groundwater* 48 (4): 614-23. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2009.00632.x>.

Tribunal administratif Nîmes. 2015. « Révision du Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux des Gardons ».

UNESCO. 2012. « Les ressources en eau souterraine souffrent d'une gouvernance insuffisante, selon les experts | Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture ».

———. 2015. « Eaux souterraines ». <https://fr.unesco.org/themes/eaux-souterraines>.

Ungaro, F., F. Ragazzi, R. Cappellin, et P. Giandon. 2008. « Arsenic Concentration in the Soils of the Brenta Plain (Northern Italy): Mapping the Probability of Exceeding Contamination Thresholds ». *Journal of Geochemical Exploration, Trace elements in soils: Baseline levels and imbalance*, 96 (2): 117-31. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2007.03.006>.

Urresti-Estala, Begoña, Francisco Carrasco-Cantos, Iñaki Vadillo-Pérez, et Pablo Jiménez-Gavilán. 2013. « Determination of Background Levels on Water Quality of Groundwater Bodies: A Methodological Proposal Applied to a Mediterranean River Basin (Guadalhorce River, Málaga, Southern Spain) ». *Journal of Environmental Management* 117 (mars): 121-30. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.11.042>.

Vanderzalm, J. L., P. J. Dillon, K. E. Barry, K. Miotlinski, J. K. Kirby, et C. Le Gal La Salle. 2011. « Arsenic Mobility and Impact on Recovered Water Quality during Aquifer Storage and Recovery Using Reclaimed Water in a Carbonate Aquifer ». *Applied Geochemistry* 26 (12): 1946-55. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2011.06.025>.

Verma, Rashmi, et Pratima Dwivedi. 2013. « Heavy metal water pollution- A case study ». *Recent Research in Science and Technology*, juillet.

Vernoux, Barbier, et Chery. 1998. « Les anomalies en sélénium dans les captages d'Ile-de-France (Essonne, Seine-et-Marne), rapport BRGM R40114, ».

Vernoux J.F, Lions J., Petelet-Giraud E., Seguin J.J., Stollsteiner P., et Lalot E. 2010. « Contribution à la caractérisation des relations entre eau souterraine, eau de surface et écosystèmes terrestres associés en lien avec la DCE ».

Vernoux et R. Buchet. 2010. « Améliorer la protection des captages d'eau souterraine destinée à la consommation humaine ».

Vic .G. 2017. « Mines européennes. Quelques exemples de mines de métaux. Collection « La mine en France ». Tome 10, 43 p., 28 fig. »

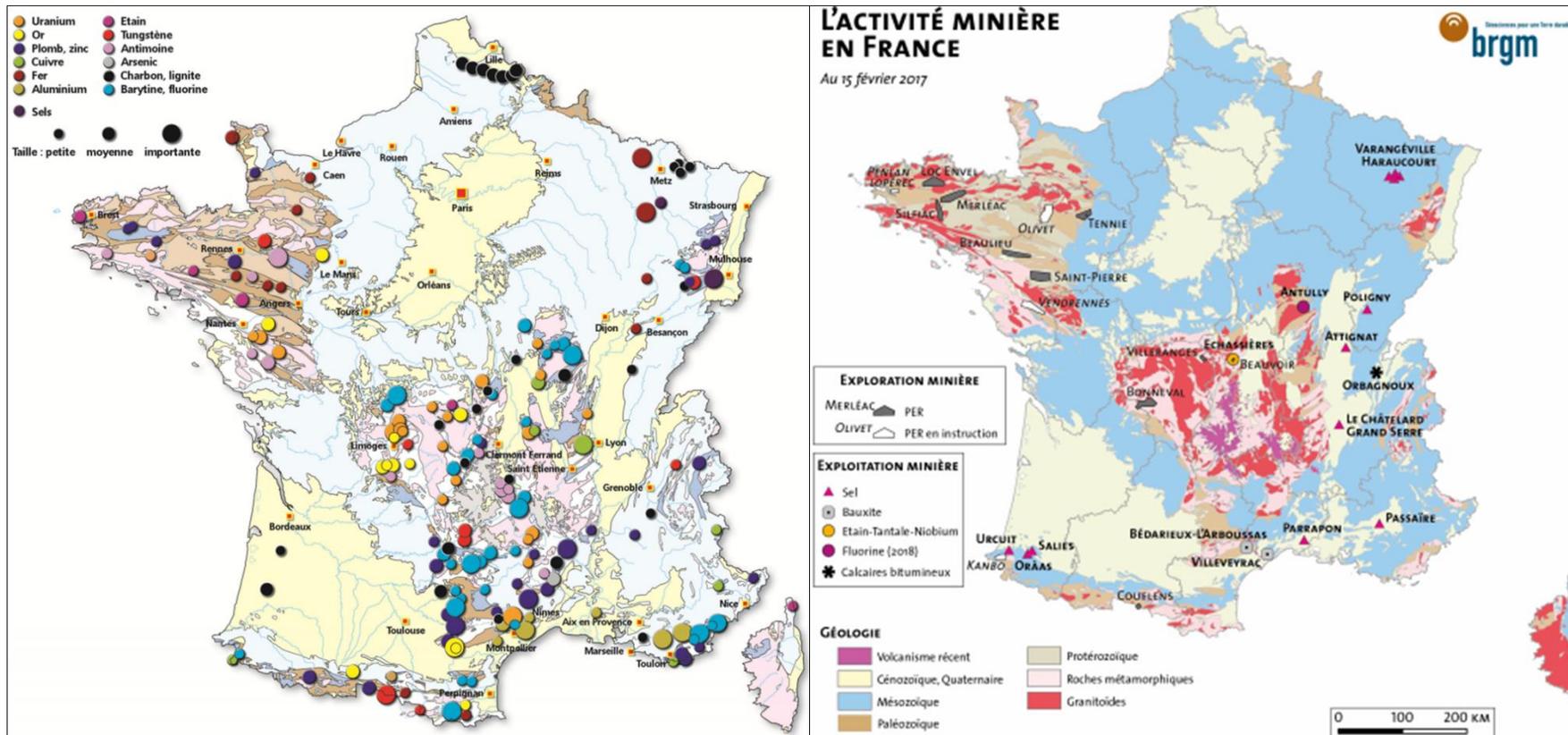
Vörösmarty, Charles J., Pamela Green, Joseph Salisbury, et Richard B. Lammers. 2000. « Global Water Resources: Vulnerability from Climate Change and Population Growth ». *Science* 289 (5477): 284-88. <https://doi.org/10.1126/science.289.5477.284>.

- Wallis, Ilka, Henning Prommer, Thomas Pichler, Vincent Post, Stuart B. Norton, Michael D. Annable, et Craig T. Simmons. 2011. « Process-Based Reactive Transport Model To Quantify Arsenic Mobility during Aquifer Storage and Recovery of Potable Water ». *Environmental Science & Technology* 45 (16): 6924-31. <https://doi.org/10.1021/es201286c>.
- Walter, Thomas, Antje Beer, D Brose, Dörte Budziak, Patrick Clos, Thomas Dreher, Hans-Gerhard Fritsche, et al. 2012. « Determining Natural Background Values with Probability Plots ». In *Groundwater Quality Sustainability*, édité par Grzegorz Malina, 20126065:331-41. IAH - Selected Papers on Hydrogeology. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b12715-32>.
- Wang, Ya, Jiu Jimmy Jiao, Ke Zhang, et Yongzhang Zhou. 2016. « Enrichment and Mechanisms of Heavy Metal Mobility in a Coastal Quaternary Groundwater System of the Pearl River Delta, China ». *Science of The Total Environment* 545-546 (mars): 493-502. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.019>.
- Warner, Wiebke, Tobias Licha, et Karsten Nödler. 2019. « Qualitative and quantitative use of micropollutants as source and process indicators. A review ». *Science of The Total Environment* 686 (octobre): 75-89. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.385>.
- Washington State Department of Ecology et Toxics Cleanup Program. 2013. « Model Toxics Control Act Regulation and Statute ».
- Welch, Alan H, Westjohn, D B, Wanty, Richard B, et Helsel, Dennis R. 2000. « Arsenic in Ground Water of the United States: Occurrence and Geochemistry ».
- Wendland, F., G. Berthold, Ariane Blum, Philippe Elsass, J.-G. Fritsche, R. Kunkel, et R. Wolter. 2008. « Derivation of natural background levels and threshold values for groundwater bodies in the Upper Rhine Valley (France, Switzerland and Germany) ». *Desalination* 226 (1-3): 160-68.
- Williams, David John. 2001. « Prediction of erosion from steep mine waste slopes ». *Environmental Management and Health* 12 (1): 35-50. <https://doi.org/10.1108/09566160110381913>.
- WL Roper. 1992. « Roper: Toxicological Profile for Antimony and Compounds.
- Wolkersdorfer, Christian, Rob Bowell, et Aisling D O'Sullivan. 2005. « Contemporary Reviews of Mine Water Studies in Europe, Part 3 », 19.
- Wolkersdorfer, Christian, Darrell Kirk Nordstrom, Roger Daniel Beckie, Daniel S. Cicerone, Trevor Elliot, Mansour Edraki, Teresa Valente, et al. 2020. « Guidance for the Integrated Use of Hydrological, Geochemical, and Isotopic Tools in Mining Operations ». *Mine Water and the Environment* 39 (2): 204-28. <https://doi.org/10.1007/s10230-020-00666-x>.

- Wu, Fengchang, Zhiyou Fu, Bijun Liu, Changli Mo, Bin Chen, Warren Corns, et Haiqing Liao. 2011. « Health Risk Associated with Dietary Co-Exposure to High Levels of Antimony and Arsenic in the World's Largest Antimony Mine Area ». *Science of The Total Environment* 409 (18): 3344-51. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.05.033>.
- Wu, Xiao-Dan, Jin-Ming Song, Xue-Gang Li, Hua-Mao Yuan, et Ning Li. 2011. « Behaviors of Dissolved Antimony in the Yangtze River Estuary and Its Adjacent Waters ». *Journal of Environmental Monitoring* 13 (8): 2292-2303. <https://doi.org/10.1039/C1EM10239G>.
- Yang, Xiuzhen, Zhou Shi, et Lishan Liu. 2015. « Adsorption of Sb(III) from Aqueous Solution by QFGO Particles in Batch and Fixed-Bed Systems ». *Chemical Engineering Journal* 260 (janvier): 444-53. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.09.036>.
- Yao et al. 2018. « Développement d'une méthodologie pour une meilleure évaluation des impacts environnementaux de l'industrie extractive ».
- Zabala, M. E., S. Martínez, M. Manzano, et L. Vives. 2016. « Groundwater Chemical Baseline Values to Assess the Recovery Plan in the Matanza-Riachuelo River Basin, Argentina ». *Science of The Total Environment* 541 (janvier): 1516-30. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.006>.
- Zaporozec, A. 1981. « Ground-water pollution and its sources ». *GeoJournal* 5 (5): 457-71.
- Zhang, H. B., Y. M. Luo, M. H. Wong, Q. G. Zhao, et G. L. Zhang. 2007. « Defining the Geochemical Baseline: A Case of Hong Kong Soils ». *Environmental Geology* 52 (5): 843-51. <https://doi.org/10.1007/s00254-006-0526-4>.
- Zhang, Liankai, Xiaoqun Qin, Jiansheng Tang, Wen Liu, et Hui Yang. 2017. « Review of Arsenic Geochemical Characteristics and Its Significance on Arsenic Pollution Studies in Karst Groundwater, Southwest China ». *Applied Geochemistry, Environmental and Health Roles of Geogenic Arsenic*, 77 (février): 80-88. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2016.05.014>.
- Zhu, Ge, Xiong Wu, Jianping Ge, Fei Liu, Weiguang Zhao, et Chu Wu. 2020. « Influence of Mining Activities on Groundwater Hydrochemistry and Heavy Metal Migration Using a Self-Organizing Map (SOM) ». *Journal of Cleaner Production* 257 (juin): 120664. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120664>.
- Zhu, Xing-hua, Yi-fei Cui, Jian-bing Peng, Cheng Jiang, et Wei-long Guo. 2019. « Erosion and Transport Mechanisms of Mine Waste along Gullies ». *Journal of Mountain Science* 16 (2): 402-13. <https://doi.org/10.1007/s11629-018-4981-7>.

ANNEXES

Annexe 1 : Inventaire minier



Carte des exploitations minières passées de la France (Source :BRGM,2017)
: BRGM,2017)

Carte des mines en activités en France (Source

Inventaire minier dans les départements du Gard et la Lozère. (BRGM 1994; CHARLES et al. 2017; G. BERGER 1972; J.ARENE et al. 1978; J.GUERANGE-LOZES et J.PELLET 1990; M. FAURE et al. 2008; P.Béziat et M.Bornuat et al. 1995)

Longitude X	Latitude Y	MINERALISATION		PRODUCTION POTENTIELLE			Lithologie	Type de géologie
		SECTEUR		(en t)	L(en t)			
773760,59	6348951,08	Antimoine	Collet-de-Dèze				gneiss	Socle métamorphique
773591,81	6348793,46	Antimoine	Collet-de-Dèze				gneiss	Socle métamorphique
772471,77	6349686,61	Antimoine	Collet-de-Dèze				gneiss	Socle métamorphique
772564,38	6349559,903	Antimoine	Le Collet de Dèze (La Felgerette)	2570	2570	Vers les 1970	gneiss	Socle métamorphique
762703,129	6354731,486	Antimoine	Le Rouve	30	30	Vers les 1970	schiste noir	Socle métamorphique
761315,225	6356350,665	Antimoine	Vieljouve	30	30	Vers les 1970	schiste noir	Socle métamorphique
770508,692	6348648,187	Antimoine	La Felgerette	2500	2500	Vers les 1970	schiste noir	Socle métamorphique
771338,491	6346368,514	Antimoine	Terraillon	100	100	Vers les 1970	schiste	Socle métamorphique
759584,187	6352256,336	Antimoine	Cassagnas	800	800	Vers les 1970	schiste	Socle métamorphique
768512,369	6342492,335	Antimoine	La Coupette				schiste	Socle métamorphique
786054,574	6348463,264	Antimoine	Le Mergoirol, Pradel				schiste	Socle métamorphique
783608,025	6355873,708	Antimoine	Peyremale				quartz filonien	Socle cristallin
775219,885	6357345,511	Antimoine	Alteyrac				micaschiste	Socle métamorphique

775432,177	6358236,864	Antimoine	Legal					micaschiste	Socle métamorphique
771972,715	6337764,777	Antimoine	L'Auriol					micaschiste	Socle métamorphique
770351,892	6347479,718	Antimoine	Paillassier					orthogneiss	Socle métamorphique
778096,429	6340215,188	Antimoine	Le Martinet					orthogneiss	Socle métamorphique
782379,176	6338692,359	Arsenic	Le Tèron					granite	Massif cristallin
771158,044	6335466,984	Arsenic	Ravel					micaschiste	Socle métamorphique
770970,744	6337175,887	Arsenic	Falguière					gneiss	Socle métamorphique
751145,295	6334528,809	Arsenic	Espèries					quartzite	Socle métamorphique
779197,868	6354405,702	Arsenic	Le Peulin					quartzite	Socle métamorphique
777153,198	6361024,469	Arsenic	L'Hermet					orthogneiss	Socle métamorphique
			Chamborigaud, Les						
777211,379	6356225,697	Arsenic	Bories					orthogneiss	Socle métamorphique
781357,194	6362099,645	Arsenic	Le Brouzet					orthogneiss	Socle métamorphique
782472,077	6337281,987	Barytine	Auzas (Brt)	10	10	Vers les 1970		alluvions	Formations superficielles
784579,353	6351676,653	Barytine	Gour Nègre	1000	1000	Vers les 1970		schiste noir	Socle métamorphique
						Vers les 1970		marne	
786038,806	6346262,639	Barytine	Mas Dieu 1	3000	3000			(33%<CO ₃ <66%)	Couverture sédimentaire
						Vers les 1970		marne	
785138,775	6346262,319	Barytine	Notre Dame De Laval	300	300			(33%<CO ₃ <66%)	Couverture sédimentaire
778962,456	6362913,173	Barytine	Hiverne					argile	Couverture sédimentaire
781716,215	6357093,581	Barytine	Tarabias					granodiorite	Socle cristallin

747411,931	6343354,545	Barytine	Le Marquairès	micaschiste	Socle métamorphique
767933,003	6358396,366	Barytine	Le Villaret (22)	orthogneiss	Socle métamorphique
793391,4	6336603,23	Bitumes	Servas	terrassements	Dépôts anthropiques
793655,36	6336740,15	Bitumes	Servas	calcaire	Couverture sédimentaire
768774,451	6324984,824	Cuivre	Col du Rêdarès	granite	Massif cristallin
767935,476	6332897,941	Cuivre	La Beaume (30)	granite	Massif cristallin
762991,192	6326735,161	Cuivre	Les Fosses (30)	granite	Massif cristallin
762844,981	6334233,857	Cuivre	Pont de Rieumal	quartzite	Socle métamorphique
752424,035	6331816,642	Cuivre	La Pieyre	quartzite	Socle métamorphique
767515,143	6329504,912	Cuivre	La Baraque	gneiss oillé	Socle métamorphique
758727,103	6331872,147	Cuivre	L'Abri	gneiss oillé	Socle métamorphique
763960,575	6336323,265	Fer	La Valmy	quartzite	Socle métamorphique
761075,664	6338349,69	Fer	Trèglautière	quartzite	Socle métamorphique
748447,661	6337551,583	Or	Aire de Cote	cornéenne	Socle métamorphique
776742,781	6362925,041	Or	Gênolhac	quartzite	Socle métamorphique
766568,034	6335738,639	Or	Saint Jean-du-Gard	orthogneiss	Socle métamorphique
780329,19	6335961,47	Plomb	La Croix de Pallières	remblais	Formations superficielles
779760,67	6336033,93	Plomb	La Croix de Pallières	calcaire	Couverture sédimentaire
779559,09	6335622,86	Plomb	La Croix de Pallières	schiste noir	Socle métamorphique

779369,37	6335393,61	Plomb	La Croix de Pallières			schiste noir	Socle métamorphique
779408,89	6334982,55	Plomb	La Croix de Pallières			schiste	Socle métamorphique
779559,09	6335153,82	Plomb	La Croix de Pallières			granite	Socle cristallin
779581,49	6335101,12	Plomb	La Croix de Pallières			quartz	Socle cristallin
779734,32	6335237,49	Plomb	La Croix de Pallières			terrassements	Dépôts anthropiques
780125,63	6336017,14	Plomb	La Croix de Pallières			dolomie	Couverture sédimentaire
777517,68	6332113,72	Plomb	La Croix de Pallières			grès	Couverture sédimentaire
742963,14	6334049,24	Plomb	La Valette			grès	Couverture sédimentaire
745875,9	6333154,81	Plomb	La Valette			argile	Couverture sédimentaire
745873,21	6333085,61	Plomb	La Valette			argile	Couverture sédimentaire
749769,41	6328776,88	Plomb	La Valette			argile	Couverture sédimentaire
750286,25	6328630,74	Plomb	La Valette			argile	Couverture sédimentaire
749593,92	6328768,6	Plomb	La Valette			argile	Couverture sédimentaire
771594,93	6358979,75	Plomb	Villefort et Genolhac			argile	Couverture sédimentaire
771100,17	6359015,09	Plomb	Villefort et Genolhac			argile	Couverture sédimentaire
			Saint Sébastien d'Aigrefeuille (Carnoulès)	30000	75000		
779152,38	6334806,695	Plomb				argile	Couverture sédimentaire
							Vers les 1970

771635,199	6358970,342	Plomb	Vialas	17000	17000	Vers les 1970	argile	Couverture sédimentaire
769927,217	6331686,294	Plomb	La Maline				granite	Massif cristallin
776629,626	6331831,183	Plomb	Corbès				cornéenne	Socle métamorphique
743045,796	6334089,806	Plomb	La Serreyrède				cornéenne	Socle métamorphique
764365,98	6323227,04	Plomb	Les Combes				cornéenne	Socle métamorphique
744494,871	6340877,682	Plomb	Cabrillac				cornéenne	Socle métamorphique
772478,45	6338259,892	Plomb	Casalins				cornéenne	Socle métamorphique
773654,68	6348550,593	Plomb	Richaldon				quartzite	Socle métamorphique
763694,336	6353929,834	Plomb	Bluech				quartzite	Socle métamorphique
786451,679	6348057,369	Plomb	Le Moulin				quartzite	Socle métamorphique
754477,362	6338001,019	Plomb	Robigès				quartzite	Socle métamorphique
751128,095	6344527,814	Plomb	Le Pompidou				orthogneiss	Socle métamorphique
784711,37	6338465,6	Pyrite	Saint Felix				terrassements	Dépôts anthropiques
789415,52	6347153,05	Pyrite	Saint florent				terrassements	Dépôts anthropiques
789482,03	6347217,15	Pyrite	Saint florent				terrassements	Dépôts anthropiques
789461,05	6347266,28	Pyrite	Saint florent				terrassements	Dépôts anthropiques
789288,61	6347371,24	Pyrite	Saint florent				marne (33%<CO ₃ <66%)	Couverture sédimentaire
788861,37	6349076,32	Pyrite	Saint florent				marne (33%<CO ₃ <66%)	Couverture sédimentaire
788759,52	6349019,92	Pyrite	Saint florent				calcaire	Couverture sédimentaire

785283,02	6339132,74	Pyrite	Saint Felix				dolomie	Couverture sédimentaire
785306,39	6339212,43	Pyrite	Saint Felix				dolomie	Couverture sédimentaire
785220,71	6339346,04	Pyrite	Saint Felix				dolomie	Couverture sédimentaire
785690,865	6339758,103	Pyrite	Le Soulier	400000 0	4000000	Vers les 1970	dolomie	Couverture sédimentaire
786372,038	6337155,979	Pyrite	Saint Julien de Valgalgues	100000	100000	Vers les 1970	dolomie	Couverture sédimentaire
787419,802	6343948,184	Pyrite	La Minette				marne (33%<CO ₃ <66%)	Couverture sédimentaire
789141,163	6347139,37	Pyrite	La Panissière				marne (33%<CO ₃ <66%)	Couverture sédimentaire
792764,348	6349113,6	Pyrite	Les Pastrous				marne (33%<CO ₃ <66%)	Couverture sédimentaire
787556,996	6349049,931	Pyrite	Les Ribots, Saint Florent				marne (33%<CO ₃ <66%)	Couverture sédimentaire
786535,5	6345458,216	Pyrite	Mas Dieu 2				grès	Couverture sédimentaire
784376,318	6337774,364	Pyrite	Valat Pellet				calcaire bioclastique	Couverture sédimentaire
764545,73	6360327,186	Uranium	Les Bastides				schiste noir	Socle métamorphique
775332,69	6326444,99	Zinc	La Croix de Pallières				gneiss	Socle métamorphique
775365,5	6326449,34	Zinc	La Croix de Pallières				schiste	Socle métamorphique
775377,26	6326403,99	Zinc	La Croix de Pallières				terrassements	Dépôts anthropiques

775536,44	6326444,72	Zinc	La Croix de Pallières	calcaire	Couverture sédimentaire
775251,16	6327798,29	Zinc	La Croix de Pallières	marne (33%<CO ₃ <66%)	Couverture sédimentaire
775042,27	6327858,45	Zinc	La Croix de Pallières	calcaire	Couverture sédimentaire
775122,9	6327731,44	Zinc	La Croix de Pallières	calcaire	Couverture sédimentaire
775092,4	6327554,29	Zinc	La Croix de Pallières	calcaire	Couverture sédimentaire
775168,03	6327501,84	Zinc	La Croix de Pallières	calcaire	Couverture sédimentaire
775055,63	6327211,7	Zinc	La Croix de Pallières	calcaire	Couverture sédimentaire
775072,55	6327251,18	Zinc	La Croix de Pallières	calcaire	Couverture sédimentaire
775122,48	6327216,72	Zinc	La Croix de Pallières	calcaire	Couverture sédimentaire
786348,31	6345445,73	Zinc	Mas-Dieu et Rousson	calcaire	Couverture sédimentaire
786527,75	6345427,19	Zinc	Mas-Dieu et Rousson	calcaire	Couverture sédimentaire
787621,64	6343924,26	Zinc	Mas-Dieu et Rousson	calcaire	Couverture sédimentaire
788242,84	6344364,73	Zinc	Mas-Dieu et Rousson	calcaire	Couverture sédimentaire
790598,88	6345799,29	Zinc	Mas-Dieu et Rousson	calcaire	Couverture sédimentaire
790301,98	6346405,87	Zinc	Mas-Dieu et Rousson	calcaire	Couverture sédimentaire

789732,07	6345949,95	Zinc	Mas-Dieu et Rousson				calcaire argileux (80%<CO ₃ <90%)	Couverture sédimentaire
786208,93	6340534,3	Zinc	Saint Felix				dolomie	Couverture sédimentaire
775199,3	6327735,494	Zinc	La Croix de Pallières	80000	80000	Vers les 1970	dolomie	Couverture sédimentaire
784983,181	6338771,189	Zinc	Cendras	300	300	Vers les 1970	dolomie	Couverture sédimentaire
789536,549	6345934,196	Zinc	Landas	4300	4300	Vers les 1970	dolomie	Couverture sédimentaire
786294,47	6340255,553	Zinc	Saint Fèlix	2800	2800	Vers les 1970	grès	Couverture sédimentaire
783966,616	6336579,984	Zinc	Saint Jean Du Pin	1000	1000	Vers les 1970	grès	Couverture sédimentaire
750102,34	6328631,591	Zinc	La Valette				marne (33%<CO ₃ <66%)	Couverture sédimentaire
789058,132	6348537,626	Zinc	Les Peyrouses (30)				marne (33%<CO ₃ <66%)	Couverture sédimentaire
776601,054	6328230,113	Zinc	Driolle				marne (33%<CO ₃ <66%)	Couverture sédimentaire
777671,228	6324021,203	Zinc	Valensole				grès	Couverture sédimentaire
777036,944	6332624,939	Zinc	Pradinas				grès	Couverture sédimentaire
777944,403	6333724,097	Zinc	Mas Icard				granite	Massif cristallin
753854,477	6335106,19	Zinc	Recoule				micaschiste	Socle métamorphique
771165,775	6349677,623	Zinc	Toumet				cornéenne	Socle métamorphique
756188,732	6327282,351	Zinc	Mas Redonnel				quartzite	Socle métamorphique
772677,254	6351560,865	Zinc	La Borie (48)				calcaire bioclastique	Couverture sédimentaire

Annexe 2 : Niveau piézométrique (Le conseil départemental du Gard et le Bureau de Recherches géologique et minières sont les principaux producteurs de ces données. Elles ont été retenues sur les été 2020 (Juin et juillet 2020))

LONGITUDE X	LATITUDE Y	ALTITUDE (EN M)	PROFONDEUR INVESTIGATION MAXIMALE	NATURE DU POINT D'EAU	MODE DE GISEMENT	TYPE AQUIFERE	DENOMINATION	ADRESSE
4,2845088	44,2377076	113,35	10	Puits	Libre	Poreux	PUITS ANCIEN DE ROCHEGUDE (SECOURS)	PUITS DU SISÉ - COTÉ OUEST DE ROCHEGUDE
4,04267	44,202195	178,81	50	Forage	Libre	Karstique	GRAND COMBE (LA)	CENTRALE DU FESC
4,23984177	44,1766079	152	50	Forage	Libre	Karstique	AVEN DE CAL	AVEN DE CAL PARCELLE 1022
4,66625939	44,2385017	40	18	Forage	Libre	Poreux	PONT-SAINT-ESPRIT	PIEZOMETRE CNR459
4,70138718	44,1271181	32	18	Forage	Libre	Poreux	CODOLET	PIEZOMETRE CNRN88
3,56286869	44,0919762	1003,13		Source	Libre	Fracturé	SOURCES DES TROIS FONTAINES	TROIS FONTAINES
3,80003013	44,0198676	510	139	Forage	Libre	Fracturé	CROS (LE)	AIGUES VIVES
3,59876213	43,9825719	239		Source	Libre	Karstique	SOURCE D'ISIS	GROTTE D'ISIS
3,93081734	43,9424033	130	43	Cavité naturelle	Libre	Karstique	SOEUR (AVEN DE LA)	AVEN DE LA SOEUR
4,023027	44,0174204	125	11	Forage	Libre	Poreux	ATTUECH	
4,0847507	44,0290956	105,07	8	Forage	Libre	Poreux	CARDET	CAMPING CHERCHEUR D'OR
4,28336453	44,0185317	168	230	Forage	Captif		FORAGE DU MAS COMBET	MAS COMBET - PARCELLE 28 SECTION ZB
4,2492667	44,0100166	130	180	Forage	Libre		Galizzi (Euzet - 30)	GALIZZI
4,20311924	43,9435509	130	75	Forage	Libre		St Génies (Saint Génies de Malgoires - 30)	CREUX DES FONTAINES
4,19886303	43,9959438	78,83	57	Forage	Libre		Cruviers (Boucoiran - 30)	CRUVIERS-LASCOURS

4,26166951	43,9358543	65,21	5,84	Puits	Libre	Poreux	CALMETTE (LA)	LES SIXAINS M. VIGNOT
4,23278276	43,9858258	108	400	Forage	Captif		Moussac (Moussac - 30)	PÉRIMÈTRE DE LA GARDONNENQUE.
4,27257644	43,9328497	62,56	115	Forage	Libre	Karstique	Dions (La Calmette - 30)	DIONS - L'OULE
4,25014803	43,9792539	75	502	Forage	Libre	Karstique	Maisonnette (Moussac- 30)	MAISONNETTE
4,43118852	44,0157	75		Source	Libre		SOURCE DE LA FONTAINE D'EURE	FONTAINE D'EURE
4,43149078	44,0348724	84	36	Forage	Artésien	Karstique	SAINT-QUENTIN-LA-POTERIE	BASSIN DE LAGUNAGE (PSTEP POUR OBSERVATION)
4,61478673	44,0921397	62		Source	Libre		SAINT PAUL LES FONTS	MOULIN DES FONTAINES
4,59836484	44,0972382	73	105	Forage	Libre		CONNAUX	FE1, LE GRAND PLAN
4,33227151	43,9865906	84	146	Forage	Artésien	Karstique	BOURDIC	CAVE COOPERATIVE
4,38327775	43,9395873	45,6	30	Forage	Indéfini	Karstique	PONT SAINT-NICOLAS	PONT ST NICOLAS
4,32555084	43,9750573	100	486	Forage	Libre		Bourdic	
4,60733254	43,9985534	173	120	Forage	Libre	Karstique	VALLIGUIERES	
4,70960438	43,9888174	75	45	Forage	Libre	Karstique	ROCHEFORT-DU-GARD	LES FONTAINES
4,08865984	43,7765893	25,54	103	Forage	Libre	Poreux	SOMMIERES	STATION D'EPURATION
4,27489003	43,7526771	15		Forage	Captif		UCHAUD (LIMNI)	PRADE D'UCHAUD - DIREN 1402
4,23089743	43,7441455	62	153	Forage	Captif		VERGEZE PERRIER	F90-1 OU DIREN 1183
4,34889801	43,840438	51,11		Source	Libre	Karstique	RESURGENCE DE LA FONTAINE DE NIMES	SOURCE DE NEMAUSUS. RÉSURGENCE DE LA FONTAINE
4,4090283	43,8525043	53	34	Forage	Captif		Nîmes Courbessac - 61389	BASE AERIENNE 726 NIMES-COURBESSAC
4,51409461	43,8777348	65,82	9,9	Forage	Indéfini		BEZOUCE CH52 (LIMNI)	
4,58874626	43,8701592	13,5	5,2	Puits	Indéfini		MONTFRIN / BIAT Mas de syndic	LABEGUDE BLANCHE

4,60708011	43,8482742	12	18	Forage	Libre	Poreux	COMPS	PIEZOMETRE CNR P20
4,59587459	43,8882118	19		Forage	Inconnu		MONTFRIN	MAS DU SYNDIC
4,39461379	43,8242235	31	3,65	Puits	Indéfini		MAS BOULBON (LIMNI)	ECOLE MENAGERE AGRICOLE DE BOULBON
4,40499548	43,7721722	92,38	8,6	Forage	Indéfini		GARONS - 61397	GARONS CH22
4,32842122	43,7748908	20,57	20,5	Forage	Libre		Clos de l'hôpital - 61399	CLOS HOPITAL - DIREN 1454
4,39292746	43,8005736	30	12	Forage	Indéfini		CAISSARGUES (LIMNI)	LES CAMPANILES - DIREN 1867
4,46072799	43,7565572	52,3	6,67	Puits	Libre	Poreux	MAS BALLANDRAN	MAS LE BALANDRAN
4,44257112	43,8299185	46,02		Forage	Libre		Lycée Rodilhan - 61241	LYCEE AGRICOLE - DIREN 1779
4,17700507	43,6879496	10,26	7,7	Puits	Captif		Mas de l'Aire - AIMARGUES (LIMNI)	MAS DE L'AIRE - DIREN 111
4,24432302	43,7212317	13,24	14	Forage	Libre		Mas Faget - 61405	MAS FAGET
4,2437601	43,7230419	13,57	14	Forage				PIEZOMETRE F29 E
4,24142636	43,6849057	5	15	Forage				LA TROUZELLE - FORAGE D'ESSAI
4,27972866	43,7219818	21,29	11,03	Forage	Inconnu		LE MAIL (LIMNI)	LE MAIL
4,23127287	43,7011922	10	25	Forage	Indéfini		Perrier (LIMNI)	LE SORBIER - F40 - DIREN 1187
4,25677515	43,6976933	10,81	6,95	Forage	Libre		Mas Tempié - 61403	MAS TEMPIE - DIREN 1513
4,232148	43,662282	3,83	12,65	Forage			Le Cailar - 61396	MAS TEMPIER V191
4,33980716	43,7365144	69		Forage	Libre		GENRAC (LIMNI)	MAS DE PERIA - DIREN 1186
4,38854734	43,6660432	5	10	Forage	Libre	Poreux	SAINT GILLES	MAS CAMBON
4,59281636	43,8879246	13		Forage				

Annexe 3 : Synthèse de données géochimiques sur l'arsenic (L'acquisition des données géochimiques a été faite sur les états 2019 et 2020 ; toutes les concentrations géochimiques sont en µg/L, les distances en mètres)

code	x	y	GEOCHIMIE	Lithologie	aquifère	perméabilité	Structure	distance km	a	Elevation fond de vestige	Elevation du point de mesure	Différence d'élévation entre la source et le vestige	Plus proche vestige d'autres Mines	Rayon d'influence minier	b	t moy=95%	t moy=90%	t moy=80%	t med=95%	t med=90%	t med=80%	c	phi	Décision	As mesurées	FGN	Bruit anthropique	facteur d'anthropisation	
E11	3,87958	44,228074	silico-alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture	Contact lithologique	140	1	614,14471	613,2713	-0,87341	Paillassier	0,53713458	0,1	0,33305	0,33305	0,33305	0,33305	0,33305	0,33305	0,01	111	naturelle	0,33305	0,33305	négligéable	tend vers 0	
E16	4,015499	44,165784	silico-alumineux	micaschiste	Nappe captive	Fracture	Contact lithologique et faille	250	1	336,68704	304,99243	-31,69461	Le Tiron Saint Jean-du-Gard	2,73526768	0,1	0,38001	0,38001	0,38001	0,38001	0,38001	0,38001	0,38001	0,01	111	naturelle	0,38001	0,38001	négligéable	tend vers 0
27	3,84642	44,142121	silico-alumineux calco-	schiste noir	Nappe captive	Fracture	Contact lithologique	275	1	280,92816	428,01245	147,08429	La Borie	2,8692942	0,1	0,38306	0,38306	0,38306	0,38306	0,38306	0,38306	0,38306	0,01	111	naturelle	0,38306	0,38306	négligéable	tend vers 0
E10	3,904545	44,253749	alcalin	gneiss	Nappe captive	Fracture	Contact lithologique	80	1	393,07327	448,97812	55,90485	(48)	0,7985902	0,1	0,40584	0,40584	0,40584	0,40584	0,40584	0,40584	0,40584	0,01	111	naturelle	0,40584	0,40584	négligéable	tend vers 0
A74	4,04677169	44,374288	alcalin silico-	orthogneiss	Nappe captive	Fracture			1	577,72174	738,9187	161,19696	Le Brouzet	3,35327754	0,1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,01	111	naturelle	0,5	0,5	négligéable	tend vers 0	
26	3,760106	44,180728	alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture			1	464,59134	509,9584	45,36706	Tr?glauti?re Chamborigaud, Les	3,93692096	0,1	1,05269	1,05269	1,05269	1,05269	1,05269	1,05269	0,01	111	naturelle	1,05269	1,05269	négligéable	tend vers 0	
A82	3,95168205	44,2750223	interm?diaire	gneiss	Nappe captive	Fracture			1	425,38351	438,74161	13,3581	Bories	3,03943272	0,1	2,014	2,014	2,014	2,014	2,014	2,014	0,01	111	naturelle	2,014	2,014	négligéable	tend vers 0	
A4	4,02715503	44,3686375	alcalin	orthogneiss	Nappe captive	Fracture			1	577,72174	808,88678	231,16504	Le Brouzet	1,67352258	0,1	2,026	2,026	2,026	2,026	2,026	2,026	0,01	111	naturelle	2,026	2,026	négligéable	tend vers 0	
A60	3,82754039	44,30587	silico-alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture	Contact lithologique, faille	280	1	853,27759	885,28021	32,00262	Le Villaret (22)	2,87462126	0,1	2,147	2,147	2,147	2,147	2,147	2,147	0,01	111	naturelle	2,147	2,147	négligéable	tend vers 0	
A58	3,82306302	44,305289	silico-alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture	contact lithologique	50	1	853,27759	1025,569	172,29141	Le Villaret (22)	3,28917349	0,1	2,153	2,153	2,153	2,153	2,153	2,153	0,01	111	naturelle	2,153	2,153	négligéable	tend vers 0	
A73	4,04087534	44,300469	alcalin silico-	orthogneiss	Nappe captive	Fracture	contact lithologique		1	260,47845	246,81982	-13,65863	Peyremale Le	0,78837549	0,1	2,223	2,223	2,223	2,223	2,223	2,223	0,01	111	naturelle	2,223	2,223	négligéable	tend vers 0	
A34	3,63285711	44,2680963	alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture	contact lithologique	120	1	983,7597	912,12958	-71,63012	Pompidou Chamborigaud, Les	7,05307092	0	2,231	2,231	2,231	2,231	2,231	2,231	0,01	101	naturelle	2,231	2,231	négligéable	tend vers 0	
A18	3,95168205	44,2750223	interm?diaire	gneiss	Nappe captive	Fracture	contact lithologique, faille	45	1	425,38351	438,74161	13,3581	Bories	3,03943272	0,1	2,546	2,546	2,546	2,546	2,546	2,546	0,01	111	naturelle	2,546	2,546	négligéable	tend vers 0	
A50	3,74904275	44,273377	silico-alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture	contact lithologique	80	1	741,74481	914,46326	172,71845	Cassagnas	0,70994238	0,1	2,64	2,64	2,64	2,64	2,64	2,64	0,01	111	naturelle	2,64	2,64	négligéable	tend vers 0	
A57	3,821953	44,3050153	silico-alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture	contact lithologique	60	1	745,21167	1070,8212	325,60953	Bluech	3,3510179	0,1	2,67	2,67	2,67	2,67	2,67	2,67	0,01	111	naturelle	2,67	2,67	négligéable	tend vers 0	
A53	3,76198581	44,2749722	silico-alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture			1	741,74481	939,66376	197,91895	Cassagnas	1,76096013	0,1	2,74	2,74	2,74	2,74	2,74	2,74	0,01	111	naturelle	2,74	2,74	négligéable	tend vers 0	
A44	3,70945692	44,2681868	silico-alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture	Contact lithologique	150	1	741,74481	974,04791	232,3031	Cassagnas	3,6961446	0,1	2,91	2,91	2,91	2,91	2,91	2,91	0,01	111	naturelle	2,91	2,91	négligéable	tend vers 0	
A12	3,72794662	44,1754247	silico-alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture	Contact lithologique granite	40	1	464,59134	473,04446	8,45312	Tr?glauti?re	4,90651842	0	3,04	3,04	3,04	3,04	3,04	3,04	0,01	101	naturelle	3,04	3,04	négligéable	tend vers 0	
A39	3,66567726	44,1205332	silico-alumineux	quartzite	Nappe captive	Fracture			1	743,10217	777,76642	34,66425	Recoule	1,04377986	0,1	4	4	4	4	4	4	0,01	111	naturelle	4	4	négligéable	tend vers 0	
A31	3,61820063	44,2597918	silico-alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture	Contact lithologique, faille	20	1	983,7597	872,70367	-111,05603	Le Pompidou	6,55178577	0	5,005	5,005	5,005	5,005	5,005	5,005	0,01	101	naturelle	5,005	5,005	négligéable	tend vers 0	
A7	3,74072895	44,2926079	silico-alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture			1	741,74481	1087,1863	345,44149	Cassagnas	2,64306982	0,1	5,133	5,133	5,133	5,133	5,133	5,133	0,01	111	naturelle	5,133	5,133	négligéable	tend vers 0	
A52	3,76009821	44,1808806	silico-alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture			1	464,59134	504,45746	39,86612	Tr?glauti?re Collet-de-	3,9521948	0,1	5,24	5,24	5,24	5,24	5,24	5,24	0,01	111	naturelle	5,24	5,24	négligéable	tend vers 0	
A24	3,95093322	44,2567579	silico-alumineux	schiste noir	Nappe captive	Fracture	faille	300	1	357,50903	429,71274	72,20371	D?ze	3,46068343	0,1	5,241	5,241	5,241	5,241	5,241	5,241	0,01	111	naturelle	5,241	5,241	négligéable	tend vers 0	
A54	3,76630613	44,2361986	alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture			1	741,74481	959,47589	217,73108	Cassagnas	3,65030131	0,1	5,287	5,287	5,287	5,287	5,287	5,287	0,01	111	naturelle	5,287	5,287	négligéable	tend vers 0	

A26	3,86019088	44,2266299	silico-alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture			1	614,14471	733,53369	119,38898	Paillassier	2,07633927	0,1	5,297	5,297	5,297	5,297	5,297	5,297	0,01	111	naturelle	5,297	5,297	négligeable	tend vers 0	
A45	3,71253981	44,2849381	silico-alumineux	schiste noir	Nappe captive	Fracture	Contact lithologique		120	1	741,74481	1003,4647	261,71989	Cassagnas	3,84094768	0,1	5,34	5,34	5,34	5,34	5,34	5,34	0,01	111	naturelle	5,34	5,34	négligeable	tend vers 0
A55	3,799269	44,245708	silico-alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture	Contact lithologique, faille			1	745,21167	708,95355	-36,25812	Bluech	3,58035163	0,1	5,397	5,397	5,397	5,397	5,397	5,397	0,01	111	naturelle	5,397	5,397	négligeable	tend vers 0
A68	3,93417843	44,1511256	silico-alumineux	quartzite	Nappe captive	Fracture	Contact lithologique, faille		30	1	300	372,36005	72,36005	Casalins Le	3,05451506	0,1	5,649	5,649	5,649	5,649	5,649	5,649	0,01	111	naturelle	5,649	5,649	négligeable	tend vers 0
A35	3,63378061	44,2756127	silico-alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture	contact lithologique			1	983,7597	943,42261	-40,33709	Pompidou Saint Jean-du-Gard Le	7,79397027	0	5,663	5,663	5,663	5,663	5,663	5,663	0,01	101	naturelle	5,663	5,663	négligeable	tend vers 0
A62	3,831231	44,150235	silico-alumineux	schiste noir	Nappe captive	Fracture	contact lithologique		35	1	280,92816	278,5676	-2,36056	Marquair?s	3,27412336	0,1	5,842	5,842	5,842	5,842	5,842	5,842	0,01	111	naturelle	5,842	5,842	négligeable	tend vers 0
A32	3,61907423	44,1700353	silico-alumineux	corn?enne	Nappe captive	Fracture	contact lithologique		130	1	577,72174	866,95477	289,23303	Le	3,13686639	0,1	6	6	6	6	6	6	0,01	111	naturelle	6	6	négligeable	tend vers 0
E18	3,976947	44,15708	silico-alumineux	micaschiste	Nappe captive	Fracture	contact lithologique		130	1	227,22531	218,08513	-9,14018	Le Martinet La Felgerette	0,07268179	0,1	6,2269	6,2269	6,2269	6,2269	6,2269	6,2269	0,01	111	naturelle	6,2269	6,2269	négligeable	tend vers 0
A81	3,86199662	44,2546456	silico-alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture	faille		80	1	528,44379	548,52264	20,07885	Cassagnas Le	2,97525813	0,1	6,998	6,998	6,998	6,998	6,998	6,998	0,01	111	naturelle	6,998	6,998	négligeable	tend vers 0
25	3,681439	44,259672	silico-alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture	contact lithologique		10	1	741,74481	904,58368	162,83887	Cassagnas Le	6,53419683	0	7,32575	7,32575	7,32575	7,32575	7,32575	7,32575	0,01	101	naturelle	7,32575	7,32575	négligeable	tend vers 0
A38	3,64120468	44,2493154	silico-alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture	contact lithologique		20	1	983,7597	925,66235	-58,09735	Pompidou	5,14408221	0	17,65	17,65	17,65	17,65	17,65	17,65	0	100	naturelle	17,65	17,65	négligeable	tend vers 0
E3	4,036915	44,144309	silico-alumineux	micaschiste	Nappe captive	Fracture	contact lithologique		40	1	336,68704	212,12202	-124,56502	Le T?ron	0,74683141	0,1	20,15946	20,15946	20,15946	20,15946	20,15946	20,15946	0	110	anthropique et naturelle	20,15946	6,47518862	13,68427138	0,67880148
A37	3,6411248	44,175731	silico-alumineux	micaschiste	Nappe captive	Fracture	contact lithologique		180	1	983,7597	691,60376	-292,15594	Pompidou Mas	2,22126883	0,1	25,499	25,499	25,499	25,499	25,499	25,499	0	110	anthropique et naturelle	25,499	6,47518862	19,02381138	0,74606108
A25	3,72676716	44,0344667	silico-alumineux	corn?enne	Nappe captive	Fracture	contact lithologique		200	1	417,77249	603,50177	185,72928	Redonnel Mas	2,68515366	0,1	26,55	26,55	26,55	26,55	26,55	26,55	0	110	anthropique et naturelle	26,55	6,47518862	20,07481138	0,75611342
A47	3,72734416	44,0249984	silico-alumineux	quartzite	Nappe captive	Fracture	contact lithologique		200	1	417,77249	472,41827	54,64578	Redonnel Mas	3,14471612	0,1	27,48	27,48	27,48	27,48	27,48	27,48	0	110	anthropique et naturelle	27,48	6,47518862	21,00481138	0,76436723
A48	3,73287344	44,0341222	silico-alumineux	corn?enne	Nappe captive	Fracture	contact lithologique		200	1	417,77249	526,40637	108,63388	Redonnel	3,28249373	0,1	58,36	58,36	58,36	58,36	58,36	58,36	0	110	et naturelle	58,36	6,47518862	51,88481138	0,88904749
E15	4,019337	44,165106	acide calco-alcalin	microgranite	Nappe captive	Fracture	contact lithologique		5	1	247,40532	336,68704	-89,28172	Le T?ron	2,4953826	0,1	0,10338	0,10338	0,10338	0,10338	0,10338	0,10338	0,01	111	naturelle	0,10338	0,10338	négligeable	tend vers 0
E19	3,85912	44,065451	calco-alcalin	granite	Nappe captive	Fracture	contact lithologique		250	1	556,13947	373,09583	183,04364	La Baraque	1,69433398	0,1	1,20361	1,20361	1,20361	1,20361	1,20361	1,20361	0,01	111	naturelle	1,20361	1,20361	négligeable	tend vers 0
E8	3,873059	44,0922573	calco-alcalin	granite	Nappe captive	Fracture				1	346,68781	393,51965	-46,83184	La Maline	1,15573588	0,1	1,6197	1,6197	1,6197	1,6197	1,6197	1,6197	0,01	111	naturelle	1,6197	1,6197	négligeable	tend vers 0
A42	3,70382668	44,3428136	acide calco-alcalin	granite	Nappe captive	Fracture	contact lithologique et faille		250	1	1064,3538	1063,9047	0,4491	Vieljeuve	7,57512001	0	2,014	2,014	2,014	2,014	2,014	2,014	0,01	101	naturelle	2,014	2,014	négligeable	tend vers 0
A61	3,83071035	44,0095674	calco-alcalin	granite	Nappe captive	Fracture	contact lithologique		80	1	509,59909	407,58084	102,01825	Les Combes	2,84708641	0,1	2,55	2,55	2,55	2,55	2,55	2,55	0,01	111	naturelle	2,55	2,55	négligeable	tend vers 0
A11	3,80859098	44,0229983	calco-alcalin	granite	Nappe captive	Fracture				1	660,85345	407,58084	253,27261	Les Combes	1,88759568	0,1	2,6	2,6	2,6	2,6	2,6	2,6	0,01	111	naturelle	2,6	2,6	négligeable	tend vers 0
E9	3,873327	44,090343	calco-alcalin	granite	Nappe captive	Fracture				1	367,3494	393,51965	-26,17025	La Maline	0,9645739	0,1	2,63315	2,63315	2,63315	2,63315	2,63315	2,63315	0,01	111	naturelle	2,63315	2,63315	négligeable	tend vers 0
A43	3,70533575	44,3512937	acide calco-alcalin	granite	Nappe captive	Fracture	contact lithologique		200	1	1019,9553	1063,9047	-43,9494	Vieljeuve	7,92709984	0	2,65	2,65	2,65	2,65	2,65	2,65	0,01	101	naturelle	2,65	2,65	négligeable	tend vers 0
E6	3,877374	44,102603	calco-alcalin	granite	Nappe captive	Fracture	contact lithologique et faille		210	1	249,58131	245,92072	3,66059	Ravel	1,67039983	0,1	3,28376	3,28376	3,28376	3,28376	3,28376	3,28376	0,01	111	naturelle	3,28376	3,28376	négligeable	tend vers 0
E7	3,872163	44,093763	calco-alcalin	granite	Nappe captive	Fracture				1	332,79752	393,51965	-60,72213	La Maline	1,30963437	0,1	6,98596	6,98596	6,98596	6,98596	6,98596	6,98596	0,01	111	naturelle	6,98596	6,98596	négligeable	tend vers 0
A36	3,63904397	44,1596377	calco-alcalin	lamprophyre	Nappe captive	Fracture	contact lithologique et faille		10	1	771,62231	983,7597	-212,13739	Pompidou	3,82647074	0,1	14,1	14,1	14,1	14,1	14,1	14,1	0,01	111	naturelle	14,1	14,1	négligeable	tend vers 0
28bis	3,892467	44,116154	calco-alcalin	granite	Nappe captive	Fracture	contact lithologique		60	1	275,66351	245,92072	29,74279	Ravel	0,38030934	0,1	18,93969	18,93969	18,93969	18,93969	18,93969	18,93969	0,01	111	naturelle	18,93969	18,93969	négligeable	tend vers 0
E2	3,959621	44,059152	calco-alcalin	granite	Nappe captive	Fracture	contact lithologique et faille		50	1	244,32315	315,26501	-70,94186	Driolle	1,09080931	0,1	23,1478	23,1478	23,1478	23,1478	23,1478	23,1478	0,01	111	naturelle	23,1478	23,1478	négligeable	tend vers 0

28biss	3,894729	44,11326	calco- alcalin	granite	Nappe captive	Fracture	contact lithologique	65	1	257,56525	245,92072	11,64453	Ravel	0,58889545	0,1	25,20231	25,20231	25,20231	25,20231	25,20231	25,20231	25,20231	25,20231	0	110	anthropique et naturelle	25,20231	14,9915021	10,21080787	0,40515365
E4	4,014178	44,138632	calco- alcalin	granodiorite	Nappe captive	Fracture	contact lithologique et faille	15	1	423,45724	336,68704	86,7702	Le T?ron	1,5967674	0,1	156,8156	156,8156	156,8156	156,8156	156,8156	156,8156	156,8156	156,8156	0	110	anthropique et naturelle	156,8156	14,9915021	141,8240979	0,90440044
E17	4,021571	44,168128	sans objet	Conglom?rats	Nappe libre	Fracture	contact lithologique	50	1	220,50003	336,68704	-116,18701	Le T?ron	2,69769999	0,1	0,10922	0,10922	0,10922	0,10922	0,10922	0,10922	0,10922	0,10922	0,01	111	naturelle	0,10922	0,10922	négligeable	tend vers 0
28	3,917735	44,098307	carbonat?	Dolomies	Nappe libre	Fracture	contact lithologique	7	1	227,74213	245,92072	-18,17859	Ravel	3,30380838	0,1	0,27972	0,27972	0,27972	0,27972	0,27972	0,27972	0,27972	0,27972	0,01	111	naturelle	0,27972	0,27972	négligeable	tend vers 0
A13	4,07867507	44,2091539	carbonat?	Dolomies	Nappe libre	Fracture	contact lithologique	50	1	366,96524	340,77643	26,18881	Mas Dieu 1	0,21684023	0,1	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	0,01	111	naturelle	1,2	1,2	négligeable	tend vers 0
A21	4,11538064	44,2310962	carbonat?	Dolomies	Nappe libre	Fracture	contact lithologique et faille	30	1	261,95578	308,59744	-46,64166	Les Peyrouses (30)	0,10203838	0,1	1,34	1,34	1,34	1,34	1,34	1,34	1,34	1,34	0,01	111	naturelle	1,34	1,34	négligeable	tend vers 0
A67	3,93131557	44,0074855	carbonat?	Ensemble gr?so- carbonat?	Nappe libre	Fracture	contact lithologique	2	1	256,47165	339,59042	-83,11877	La Croix de Pallii?res	2,66894381	0,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	0,01	111	naturelle	2,1	2,1	négligeable	tend vers 0
A72	4,02375322	44,3505931	sans objet	"Argiles versicolores	Nappe libre	Fracture	contact lithologique	25	1	593,92993	577,72174	16,20819	Le Brouzet	0,40098339	0,1	2,149	2,149	2,149	2,149	2,149	2,149	2,149	2,149	0,01	111	naturelle	2,149	2,149	négligeable	tend vers 0
A56	3,81546956	43,998603	sans objet	Marnes bariol?ees	Nappe libre	Fracture	contact lithologique	25	1	403,69678	407,58084	-3,88406	Les Combes	1,44241252	0,1	2,22	2,22	2,22	2,22	2,22	2,22	2,22	2,22	0,01	111	naturelle	2,22	2,22	négligeable	tend vers 0
A27	3,76447616	43,9939412	sans objet	Marnes bariol?ees	Nappe libre	Fracture	contact lithologique	40	1	552,30286	407,58084	144,72202	Les Combes	3,97159625	0,1	2,314	2,314	2,314	2,314	2,314	2,314	2,314	2,314	0,01	111	naturelle	2,314	2,314	négligeable	tend vers 0
A20	3,95316285	44,0265338	carbonat?	Dolomies massives	Nappe libre	Fracture	contact lithologique	500	1	219,43326	249,73337	-30,30011	La Croix de Pallii?res	1,25760869	0,1	2,354	2,354	2,354	2,354	2,354	2,354	2,354	2,354	0,01	111	naturelle	2,354	2,354	négligeable	tend vers 0
A64	3,87044081	43,9782517	carbonat?	Calcaires et marnes	Nappe libre	Fracture	contact lithologique	30	0	330,16495	397,3754	-67,21045	R?dar?s Col du	4,41028626	0	2,45612	2,45612	2,45612	2,45612	2,45612	2,45612	2,45612	2,45612	0,01	1	naturelle	2,45612	2,45612	négligeable	tend vers 0
A69	3,94477078	44,0207111	carbonat?	Dolomies massives	Nappe libre	Fracture	contact lithologique	500	1	259,89951	180,28607	79,61344	Pallii?res	1,24745732	0,1	2,497	2,497	2,497	2,497	2,497	2,497	2,497	2,497	0,01	111	naturelle	2,497	2,497	négligeable	tend vers 0
A66	3,91768872	44,0110061	carbonat?	Dolomies massives	Nappe libre	Fracture	contact lithologique	15	1	255,81125	349,86749	-94,05624	La Croix de Pallii?res	3,11699094	0,1	2,547	2,547	2,547	2,547	2,547	2,547	2,547	2,547	0,01	111	naturelle	2,547	2,547	négligeable	tend vers 0
E5	4,0125	44,12168	sans objet	Ensemble gr?seux inf?rieur	Nappe libre	Fracture	faille	1	1	275,75952	349,86749	-74,10797	La Croix de Pallii?res	0,95705153	0,1	2,64512	2,64512	2,64512	2,64512	2,64512	2,64512	2,64512	2,64512	0,01	111	naturelle	2,64512	2,64512	négligeable	tend vers 0
A3	3,63230425	44,1945511	calciq ue	calcaire jaun?tre,	Nappe libre	Fracture	contact lithologique	50	1	986,89746	983,7597	3,13776	Pompidou	0,81046573	0,1	2,87	2,87	2,87	2,87	2,87	2,87	2,87	2,87	0,01	111	naturelle	2,87	2,87	négligeable	tend vers 0
A65	3,8790433	43,9974911	sans objet	Marnes (Dom?rien et Toarcien)	Nappe libre	Fracture	contact lithologique et faille	5	1	276,74475	397,3754	-120,63065	Col du R?dar?s	3,13208171	0,1	3,21	3,21	3,21	3,21	3,21	3,21	3,21	3,21	0,01	111	naturelle	3,21	3,21	négligeable	tend vers 0
A30	3,60873579	44,281564	calco- alcalin	calcaire jaun?treCau sses	Nappe libre	Fracture	contact lithologique	15	1	826,54327	983,7597	-157,21643	Le Pompidou	8,92080933	0	5,14	5,14	5,14	5,14	5,14	5,14	5,14	5,14	0,01	101	naturelle	5,14	5,14	négligeable	tend vers 0
A29	3,60864674	44,281502	calco- alcalin	calcaire jaun?tre	Nappe libre	Fracture	contact lithologique	15	1	827,73749	983,7597	-156,02221	Le Pompidou	8,91808714	0	5,87	5,87	5,87	5,87	5,87	5,87	5,87	5,87	0,01	101	naturelle	5,87	5,87	négligeable	tend vers 0
E12	3,9833836	44,1005828	sans objet	Ensemble gr?seux inf?rieur	Nappe libre	Fracture	contact lithologique, faille des cevennes	12	1	274,36072	263,98044	10,38028	Saint S?bastien d'Algrefeuil le (Carnouli?s)	0,90010685	0,1	10,83165	10,83165	10,83165	10,83165	10,83165	10,83165	10,83165	10,83165	0	110	anthropique et naturelle	10,83165	4,7238744	6,107775601	0,56388229
A10	3,95217791	44,0729111	carbonat?	Calcaires argileux	Nappe libre	Fracture	contact lithologique, faille des cevennes	10	1	165,1537	224,15868	-59,00498	Corb?s	0,95803763	0,1	11,45	11,45	11,45	11,45	11,45	11,45	11,45	11,45	0	110	anthropique et naturelle	11,45	4,7238744	6,726125601	0,58743455
A76	4,13642023	44,2395001	sans objet	Ensemble gr?seux inf?rieur	Nappe libre	Fracture	contact lithologique	7	1	329,16553	308,59744	20,56809	Les Peyrouses (30)	2,34425342	0,1	16,67	16,67	16,67	16,67	16,67	16,67	16,67	16,67	0	110	anthropique et naturelle	16,67	4,7238744	11,9461256	0,71662421
A33	3,63279443	44,2484207	silico- alumineux	horizons de sables blancs	Nappe libre	Fracture	contact lithologique	15	0	986,0686	983,7597	2,3089	Le Pompidou	5,0991508	0	17,48	17,48	17,48	17,48	17,48	17,48	17,48	17,48	0	0	anthropique et naturelle	17,48	4,7238744	12,7561256	0,72975547
A22	4,13640168	44,2388702	sans objet	Gr?s, psammites,	Nappe libre	Fracture	contact lithologique	12	1	302,54785	308,59744	-6,04959	Les Peyrouses (30)	2,3182482	0,1	18,47	18,47	18,47	18,47	18,47	18,47	18,47	18,47	0	110	anthropique et naturelle	18,47	4,7238744	13,7461256	0,74424069

A1	3,97735795	44,0622892	sans objet	alluvions	Nappe libre	porosité	contact lithologique	200	0	133,68892	249,73337	-116,04445	La Croix de Palli?res	2,34421327	0,1	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,01	11	naturelle	0,4	0,4	négligeable	tend vers 0
A2	3,99117669	44,3655608	sans objet	alluvions	Nappe libre	porosité	contact lithologique	48	0	354,52588	420,50555	-65,97967	Hiverne	0,47834445	0,1	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,01	11	naturelle	0,9	0,9	négligeable	tend vers 0
E14	4,088302	44,139067	sans objet	alluvions	Nappe libre	porosité	contact lithologique	0	0	139,99527	144,63765	-4,64238	Saint Julien de Valgalgues	1,41699648	0,1	1,64712	1,64712	1,64712	1,64712	1,64712	1,64712	0,01	11	naturelle	1,64712	1,64712	négligeable	tend vers 0
A5	4,16021639	44,0176062	sans objet	alluvions	Nappe libre	porosité	contact lithologique	0	0	88,895416	163,87096	-74,975544	Servas	10,4832219	0	2,157	2,157	2,157	2,157	2,157	2,157	0,01	1	naturelle	2,157	2,157	négligeable	tend vers 0
A77	4,16489894	44,0251618	sans objet	alluvions	Nappe libre	porosité	contact lithologique	0	0	88,203918	191,25423	-103,050312	Servas Saint Julien de Valgalgues	9,70824951	0	2,159	2,159	2,159	2,159	2,159	2,159	0,01	1	naturelle	2,159	2,159	négligeable	tend vers 0
E13	4,088315	44,13911	sans objet	alluvions	Nappe libre	porosité	contact lithologique	0	0	139,85175	144,63765	-4,7859	Valgalgues	1,42114952	0,1	2,58336	2,58336	2,58336	2,58336	2,58336	2,58336	0,01	11	naturelle	2,58336	2,58336	négligeable	tend vers 0
A17	4,16596772	44,0244916	sans objet	alluvions	Nappe libre	porosité	contact lithologique	0	0	88,238914	191,25423	-103,015316	Servas	9,77360682	0	2,64	2,64	2,64	2,64	2,64	2,64	0,01	1	naturelle	2,64	2,64	négligeable	tend vers 0
A71	3,99899868	44,2287935	sans objet	alluvions	Nappe libre	porosité	contact lithologique	0	0	214,14973	425,35153	-211,2018	Le Peulin	5,57908627	0	2,648	2,648	2,648	2,648	2,648	2,648	0,01	1	naturelle	2,648	2,648	négligeable	tend vers 0
A78	4,1654763	44,0249003	sans objet	alluvions	Nappe libre	porosité	contact lithologique	0	0	87,588486	163,87096	-76,282474	Servas	9,73335576	0	2,648	2,648	2,648	2,648	2,648	2,648	0,01	1	naturelle	2,648	2,648	négligeable	tend vers 0
A59	3,8261924	44,0234001	sans objet	alluvions	Nappe libre	porosité	contact lithologique	0	0	575,35895	407,58084	167,77811	Les Combes	2,98636359	0,1	3,26	3,26	3,26	3,26	3,26	3,26	0,01	11	naturelle	3,26	3,26	négligeable	tend vers 0
A9	3,82607496	44,0259591	sans objet	alluvions	Nappe libre	porosité	contact lithologique	0	0	560,66003	407,58084	153,07919	Les Combes	3,14087312	0,1	5,015	5,015	5,015	5,015	5,015	5,015	0,01	11	naturelle	5,015	5,015	négligeable	tend vers 0
A6	4,07977349	44,0210691	sans objet	alluvions	Nappe libre	porosité	contact lithologique	0	0	107,24288	266,38345	-159,14057	Saint Jean Du Pin	10,6617603	0	5,187	5,187	5,187	5,187	5,187	5,187	0,01	1	naturelle	5,187	5,187	négligeable	tend vers 0
A75	4,0934402	44,0197457	sans objet	alluvions	Nappe libre	porosité	contact lithologique	0	0	103,74367	144,63765	-40,89398	Valgalgues	10,9264637	0	5,285	5,285	5,285	5,285	5,285	5,285	0,01	1	naturelle	5,285	5,285	négligeable	tend vers 0
A70	3,94694831	44,0964816	sans objet	alluvions	Nappe libre	porosité	contact lithologique	0	0	156,82913	191,20729	-34,37816	Pradinas	1,70839404	0,1	5,55	5,55	5,55	5,55	5,55	5,55	0,01	11	naturelle	5,55	5,55	négligeable	tend vers 0
A15	3,76596896	44,1649639	alumineux silico-	alluvions	Nappe libre	porosité	contact lithologique	0	0	306,4993	464,59134	-158,09204	Tr?glauti?re La	2,36091736	0,1	5,966	5,966	5,966	5,966	5,966	5,966	0,01	11	naturelle	5,966	5,966	négligeable	tend vers 0
A63	3,85401739	44,2599907	alumineux silico-	alluvions	Nappe libre	porosité	contact lithologique	0	0	436,53958	528,44379	-91,90421	Felgerette	3,91970721	0,1	9,64	9,64	9,64	9,64	9,64	9,64	0,01	11	naturelle	9,64	9,64	négligeable	tend vers 0
A14	4,14372125	44,0109813	sans objet	alluvions	Nappe libre	porosité	contact lithologique	0	0	92,456551	163,87096	-71,414409	Servas	11,3638084	0	10,48	10,48	10,48	10,48	10,48	10,48	0,01	1	naturelle	10,48	10,48	négligeable	tend vers 0
A23	3,87942415	44,1050884	sans objet	alluvions	Nappe libre	porosité	contact lithologique	0	0	189,27138	245,92072	-56,64934	Ravel	1,34948127	0,1	12,497	12,497	12,497	12,497	12,497	12,497	0	10	et naturelle anthropique	12,497	7,29862085	5,19837915	0,41597016
A8	4,05326451	44,1529113	sans objet	alluvions	Nappe libre	porosité	contact lithologique	0	0	147,30223	144,61441	2,68782	Saint Felix Mas	1,30354824	0,1	12,574	12,574	12,574	12,574	12,574	12,574	0	10	et naturelle anthropique	12,574	7,29862085	5,27537915	0,41954662
A49	3,73706431	44,0372216	sans objet	alluvions	Nappe libre	porosité	contact lithologique	0	0	432,40121	417,77249	14,62872	Redonnel	3,63376546	0,1	43,987	43,987	43,987	43,987	43,987	43,987	0	10	et naturelle	43,987	7,29862085	36,68837915	0,83407323

Annexe 4 : Synthèse de données géochimiques sur l'antimoine (L'acquisition des données géochimiques a été faite sur les étés 2019 et 2020 ; toutes les concentrations géochimiques sont en µg/L, les distances en mètres)

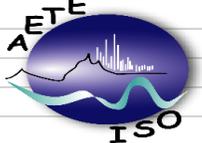
code	x	y	GEOCHIMIE	Lithologie	aquifère	perméabilité	Structure	distance km	a	Elevation du point de mesure	Elevation fond de vestige	Influence liée à la variation d'altitude par différence d'élevation entre la source et le vestige	Plus proche vestige d'autres Mines	Rayon d'influence minière	b	t moy=95%	t moy=90%	t moy=80%	t med=95%	t med=90%	t med=80%	c	phi	Décision	Sb mesurées	FGN	Bruit anthropique	facteur d'anthropisation	
E11	3,87958	44,22807	silico-alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture	Contact lithologique	140	1	613,2713	614,14471	-0,87341	Paillassier	0,5	0,1	0,0310258	0,0310258	0,0310258	0,0310258	0,0310258	0,0310258	0,0310258	0,01	111	naturelle	0,0310258	0,0310258	négligeable	tend vers 0
E16	4,015499	44,16578	silico-alumineux	micaschiste	Nappe captive	Fracture	Contact lithologique et faille	250	1	304,99243	336,68701	-31,69458	Le Téron	2,7	0,1	0,0310678	0,0310678	0,0310678	0,0310678	0,0310678	0,0310678	0,0310678	0,01	111	naturelle	0,0310678	0,0310678	négligeable	tend vers 0
26	3,760106	44,18073	silico-alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture			1	509,95837	464,5914	45,36697	Tréglautière	4	0	0,0349	0,0349	0,0349	0,0349	0,0349	0,0349	0,0349	0,01	101	naturelle	0,0349	0,0349	négligeable	tend vers 0
27	3,84642	44,14212	silico-alumineux	schiste noir	Nappe captive	Fracture	Contact lithologique	275	1	428,01248	280,92819	147,08429	Saint Jean-du-Gard	2,8	0,1	0,037	0,037	0,037	0,037	0,037	0,037	0,037	0,01	111	naturelle	0,037	0,037	négligeable	tend vers 0
25	3,681439	44,25967	silico-alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture	contact lithologique	10	1	904,58368	741,74481	162,83887	Cassagnas, Le Pempidou	7	0	0,03796	0,03796	0,03796	0,03796	0,03796	0,03796	0,03796	0,01	101	naturelle	0,03796	0,03796	négligeable	tend vers 0
E10	3,904545	44,25375	calco-alcalin	gneiss	Nappe captive	Fracture	Contact lithologique	80	1	448,97815	393,07324	55,90491	La Borie (48)	0,8	0,1	0,32344	0,32344	0,32344	0,32344	0,32344	0,32344	0,32344	0,01	111	naturelle	0,32344	0,32344	négligeable	tend vers 0
A73	4,040875	44,30047	alcalin	orthogneiss	Nappe captive	Fracture			1	246,81981	260,47842	-13,65861	Peyremale	0,7	0,1	0,51456541	0,51456541	0,51456541	0,51456541	0,51456541	0,51456541	0,51456541	0,01	111	naturelle	0,51456541	0,51456541	négligeable	tend vers 0
A32	3,619074	44,17004	silico-alumineux	cornéenne	Nappe captive	Fracture	contact lithologique	130	1	866,95477	818,93976	48,01501	Le Marquairès	3	0,1	0,53123208	0,53123208	0,53123208	0,53123208	0,53123208	0,53123208	0,53123208	0,01	111	naturelle	0,53123208	0,53123208	négligeable	tend vers 0
A25	3,726767	44,03447	silico-alumineux	cornéenne	Nappe captive	Fracture	contact lithologique	200	1	603,50177	417,77246	185,72931	Mas Redonnel	2,7	0,1	0,53308393	0,53308393	0,53308393	0,53308393	0,53308393	0,53308393	0,53308393	0,01	111	naturelle	0,53308393	0,53308393	négligeable	tend vers 0
A37	3,641125	44,17573	silico-alumineux	micaschiste	Nappe captive	Fracture	contact lithologique	20	1	691,60376	983,75977	-292,15601	Le Pempidou	2	0,1	0,53539874	0,53539874	0,53539874	0,53539874	0,53539874	0,53539874	0,53539874	0,01	111	naturelle	0,53539874	0,53539874	négligeable	tend vers 0
A16	3,852068	44,00577	silico-alumineux	cornéenne	Nappe captive	Fracture	lithologique couverture sédimentaire et zone de forte fracturation	6	1	283,48276	271,17944	12,30332	Auriol	13,7	0	0,53678763	0,53678763	0,53678763	0,53678763	0,53678763	0,53678763	0,53678763	0,01	101	naturelle	0,53678763	0,53678763	négligeable	tend vers 0
A39	3,665677	44,12053	silico-alumineux	quartzite	Nappe captive	Fracture			1	777,76642	743,10217	34,66425	Recoule	1	0,1	0,541	0,541	0,541	0,541	0,541	0,541	0,541	0,01	111	naturelle	0,541	0,541	négligeable	tend vers 0
A40	3,671323	44,28817	silico-alumineux	schiste noir	Nappe captive	Fracture	Contact lithologique couverture sédimentaire et zone de forte fracturation	20	1	921,7876	741,74481	180,04279	Cassagnas	8	0	0,54234319	0,54234319	0,54234319	0,54234319	0,54234319	0,54234319	0,54234319	0,01	101	naturelle	0,54234319	0,54234319	négligeable	tend vers 0
A74	4,046772	44,37429	alcalin	orthogneiss	Nappe captive	Fracture			1	738,9187	577,72174	161,19696	Le Brouzet	3,35	0,1	0,54486844	0,54486844	0,54486844	0,54486844	0,54486844	0,54486844	0,54486844	0,01	111	naturelle	0,54486844	0,54486844	négligeable	tend vers 0
A4	4,027155	44,36864	alcalin	orthogneiss	Nappe captive	Fracture			1	808,88678	577,72174	231,16504	Le Brouzet	1,7	0,1	0,54789874	0,54789874	0,54789874	0,54789874	0,54789874	0,54789874	0,54789874	0,01	111	naturelle	0,54789874	0,54789874	négligeable	tend vers 0
A34	3,632857	44,2681	silico-alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture	contact lithologique	120	1	912,12958	983,75977	-71,63019	Le Pempidou	7	0	0,55	0,55	0,55	0,55	0,55	0,55	0,55	0,01	101	naturelle	0,55	0,55	négligeable	tend vers 0
A41	3,702738	44,22841	silico-alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture			1	815,65887	741,74481	73,91406	Cassagnas	6	0	0,55160245	0,55160245	0,55160245	0,55160245	0,55160245	0,55160245	0,55160245	0,01	101	naturelle	0,55160245	0,55160245	négligeable	tend vers 0
A55	3,799269	44,24571	silico-alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture			1	708,95355	745,21167	-36,25812	Bluech	3,6	0,1	0,55623208	0,55623208	0,55623208	0,55623208	0,55623208	0,55623208	0,55623208	0,01	111	naturelle	0,55623208	0,55623208	négligeable	tend vers 0
A46	3,718885	44,22391	silico-alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture			1	649,09082	741,74481	-92,65399	Cassagnas	5	0	0,56218446	0,56218446	0,56218446	0,56218446	0,56218446	0,56218446	0,56218446	0,01	101	naturelle	0,56218446	0,56218446	négligeable	tend vers 0

A50	3,749043	44,27338	silico-alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture	contact lithologique	80	1	914,46332	741,74481	172,71851	Cassagnas Le Villaret (22)	0,7	0,1	0,566	0,566	0,566	0,566	0,566	0,566	0,01	111	naturelle	0,566	0,566	négligéable	tend vers 0
A60	3,82754	44,30587	silico-alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture	Contact lithologique, faille	280	1	885,28021	853,27759	32,00262	Le Villaret (22)	2,9	0,1	0,57012097	0,57012097	0,57012097	0,57012097	0,57012097	0,57012097	0,01	111	naturelle	0,57012097	0,57012097	négligéable	tend vers 0
A48	3,732873	44,03412	silico-alumineux	cornéenne	Nappe captive	Fracture	contact lithologique	200	1	526,40637	417,77246	108,63391	Mas Redonne Le Villaret (22)	3,3	0,1	0,57210927	0,57210927	0,57210927	0,57210927	0,57210927	0,57210927	0,01	111	naturelle	0,57210927	0,57210927	négligéable	tend vers 0
A58	3,823063	44,30529	silico-alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture	contact lithologique	50	1	1025,569	853,27759	172,29141	Tréglautière	3,2	0,1	0,58123208	0,58123208	0,58123208	0,58123208	0,58123208	0,58123208	0,01	111	naturelle	0,58123208	0,58123208	négligéable	tend vers 0
A12	3,727947	44,17542	silico-alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture	Contact lithologique granite	40	1	473,04443	464,5914	8,45303	Tréglautière	5	0	0,591	0,591	0,591	0,591	0,591	0,591	0,01	101	naturelle	0,591	0,591	négligéable	tend vers 0
A57	3,821953	44,30502	silico-alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture	contact lithologique	60	1	1070,8212	745,21167	325,60953	Bluech Felgerette, Paillassier	3,4	0,1	0,59789874	0,59789874	0,59789874	0,59789874	0,59789874	0,59789874	0,01	111	naturelle	0,59789874	0,59789874	négligéable	tend vers 0
A80	3,861997	44,25465	silico-alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture	faille	20	1	548,52264	528,44373	20,07891	Le Téton	3	0,1	0,62567652	0,62567652	0,62567652	0,62567652	0,62567652	0,62567652	0,01	111	naturelle	0,62567652	0,62567652	négligéable	tend vers 0
E3	4,036915	44,14431	silico-alumineux	micaschiste	Nappe captive	Fracture	contact lithologique	40	1	212,12201	336,68701	-124,565	Le Téton	0,7	0,1	0,62754	0,62754	0,62754	0,62754	0,62754	0,62754	0,01	111	naturelle	0,62754	0,62754	négligéable	tend vers 0
A53	3,761986	44,27497	silico-alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture	contact lithologique	1	1	939,66376	741,74481	197,91895	Cassagnas	1,8	0,1	0,68123208	0,68123208	0,68123208	0,68123208	0,68123208	0,68123208	0,01	111	naturelle	0,68123208	0,68123208	négligéable	tend vers 0
A44	3,709457	44,26819	silico-alumineux	schiste	Nappe captive	Fracture	Contact lithologique couverture sédimentaire et zone de forte fracturation	140	1	974,04791	741,74481	232,3031	Cassagnas	3,7	0,1	3,11	3,11	3,11	3,11	3,11	3,11	0	110	anthropique et naturelle	3,11	0,8949449	2,215055102	0,71223637
E18	3,976947	44,15708	silico-alumineux	micaschiste	Nappe captive	Fracture	contact lithologique	130	1	218,0851	227,2253	-9,1402	Le Martinet	0,07	0,1	3,96778	3,96778	3,96778	3,96778	3,96778	3,96778	0	110	naturelle et anthropique	3,96778	0,8949449	3,072835102	0,77444695
A18	3,951682	44,27502	interm?diaire	gneiss	Nappe captive	Fracture	contact lithologique, faille	45	1	438,74161	425,38351	13,3581	Chamborigaud	3	0,1	7,28	7,28	7,28	7,28	7,28	7,28	0	110	naturelle et anthropique	7,28	0,8949449	6,385055102	0,87706801
E2	3,959621	44,05915	calco-alcalin	granite	Nappe captive	Fracture	contact lithologique	80	1	367,3494	393,51965	-26,17025	Mas Redonne Le Téton	2,7	0,1	0,03532	0,03532	0,03532	0,03532	0,03532	0,03532	0,01	111	naturelle	0,03532	0,03532	négligéable	tend vers 0
E6	3,877374	44,1026	calco-alcalin	granite	Nappe captive	Fracture	contact lithologique	1	1	257,56525	245,92072	11,64453	Tréglautière	2	0,1	0,06987	0,06987	0,06987	0,06987	0,06987	0,06987	0,01	111	naturelle	0,06987	0,06987	négligéable	tend vers 0
28bis	3,892467	44,11615	calco-alcalin	granite	Nappe captive	Fracture	contact lithologique et faille	50	1	332,79752	393,51965	-60,72213	Recoule Cassagnas, Le Pompidou	1	0,1	0,09145	0,09145	0,09145	0,09145	0,09145	0,09145	0,01	111	naturelle	0,09145	0,09145	négligéable	tend vers 0
E19	3,85912	44,06545	calco-alcalin	granite	Nappe captive	Fracture	contact lithologique	65	1	556,13947	373,09583	183,04364	Le Pompidou	5	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,01	101	naturelle	0,5	0,5	négligéable	tend vers 0
E9	3,873327	44,09034	calco-alcalin	granite	Nappe captive	Fracture	contact lithologique et faille	15	1	771,62231	983,7597	-212,13739	Le Pompidou	7	0	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,01	101	naturelle	0,52	0,52	négligéable	tend vers 0
A11	3,808591	44,023	calco-alcalin	granite	Nappe captive	Fracture	contact lithologique	60	1	247,40532	336,68704	-89,28172	Auriol Saint Jean-du-Gard	8	0	0,522	0,522	0,522	0,522	0,522	0,522	0,01	101	naturelle	0,522	0,522	négligéable	tend vers 0
A36	3,639044	44,15964	autre	lamprophyre	Nappe captive	Fracture	contact lithologique	250	1	249,58131	245,92072	3,66059	Le Téton	2,8	0,1	0,532	0,532	0,532	0,532	0,532	0,532	0,01	111	naturelle	0,532	0,532	négligéable	tend vers 0
A42	3,703827	44,34281	acide	granite	Nappe captive	Fracture	contact lithologique	1	1	423,45724	336,68704	86,7702	Le Téton	2,7	0,1	0,541	0,541	0,541	0,541	0,541	0,541	0,01	111	naturelle	0,541	0,541	négligéable	tend vers 0
28biss	3,894729	44,11326	calco-alcalin	granite	Nappe captive	Fracture	contact lithologique et faille	210	1	275,66351	245,92072	29,74279	Le Pompidou	2	0,1	0,547	0,547	0,547	0,547	0,547	0,547	0,01	111	naturelle	0,547	0,547	négligéable	tend vers 0
A61	3,83071	44,00957	calco-alcalin	granite	Nappe captive	Fracture	contact lithologique et faille	10	1	1064,3538	1063,9047	0,4491	Cassagnas	0,7	0,1	0,555	0,555	0,555	0,555	0,555	0,555	0,01	111	naturelle	0,555	0,555	négligéable	tend vers 0
E15	4,019337	44,16511	acide	microgranite	Nappe captive	Fracture	contact lithologique et faille	250	1	509,59909	407,58084	102,01825	Peyremale	0,7	0,1	0,568	0,568	0,568	0,568	0,568	0,568	0,01	111	naturelle	0,568	0,568	négligéable	tend vers 0
E8	3,873059	44,09226	calco-alcalin	granite	Nappe captive	Fracture	contact lithologique	1	1	244,32315	315,26501	-70,94186	Paillassier Mas	0,5	0,1	0,569	0,569	0,569	0,569	0,569	0,569	0,01	111	naturelle	0,569	0,569	négligéable	tend vers 0
A43	3,705336	44,35129	acide	granite	Nappe captive	Fracture	contact lithologique	1	1	346,68781	393,51965	-46,83184	Redonne	3,3	0,1	0,574	0,574	0,574	0,574	0,574	0,574	0,01	111	naturelle	0,574	0,574	négligéable	tend vers 0

E7	3,872163	44,09376	calco-alcalin	granite	Nappe captive	Fracture	contact lithologique	200	1	660,85345	407,58084	253,27261	Le Marquairès	3	0,1	0,587	0,587	0,587	0,587	0,587	0,587	0,01	111	naturelle	0,587	0,587	négligeable	tend vers 0
E4	4,014178	44,13863	calco-alcalin	granodiorite	Nappe captive	Fracture	contact lithologique	5	1	1019,9553	1063,9047	-43,9494	La Borie (48)	0,8	0,1	2,54634	2,54634	2,54634	2,54634	2,54634	2,54634	0	110	naturelle	2,54634	0,87733638	1,669003617	0,65545199
E17	4,021571	44,16813	sans objet	marnes (33%<CO3<66%)	Nappe libre	Fracture	contact lithologique	25	1	403,69678	407,58084	-3,88406	Le Brouzet Saint Jean-du-Gard	3,35	0,1	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,01	111	naturelle	0,04	0,04	négligeable	tend vers 0
28	3,917735	44,09831	sans objet	conglomérat	Nappe libre	Fracture	contact lithologique et faille	50	1	220,50003	336,68704	-116,18701	Le Brouzet Saint Jean-du-Gard	2,8	0,1	0,09635	0,09635	0,09635	0,09635	0,09635	0,09635	0,01	111	naturelle	0,09635	0,09635	négligeable	tend vers 0
E12	3,983384	44,10058	carbonat?	dolomie	Nappe libre	Fracture	contact lithologique	30	1	261,95578	308,59744	-46,64166	Cassagnas	8	0	0,38173	0,38173	0,38173	0,38173	0,38173	0,38173	0,01	101	naturelle	0,38173	0,38173	négligeable	tend vers 0
E5	4,0125	44,12168	calco-alcalin	calcaire	Nappe libre	Fracture	contact lithologique	20	0	986,89746	983,7597	3,13776	Le Brouzet Mas Redonnel	1,7	0,1	0,46427	0,46427	0,46427	0,46427	0,46427	0,46427	0,01	11	naturelle	0,46427	0,46427	négligeable	tend vers 0
A69	3,944771	44,02071	carbonat?	dolomie	Nappe libre	Fracture	contact lithologique, faille des cevennes	1	1	259,89951	180,28607	79,61344	Redonnel	2,7	0,1	0,515	0,515	0,515	0,515	0,515	0,515	0,01	111	naturelle	0,515	0,515	négligeable	tend vers 0
A13	4,078675	44,20915	sans objet	argile marnes (33%<CO3<66%)	Nappe libre	Fracture	contact lithologique et faille	12	1	274,36072	263,98044	10,38028	Tréglautière	4	0	0,5324	0,5324	0,5324	0,5324	0,5324	0,5324	0,01	101	naturelle	0,5324	0,5324	négligeable	tend vers 0
A65	3,879043	43,99749	sans objet	argile marnes (33%<CO3<66%)	Nappe libre	Fracture	contact lithologique	5	1	276,74475	397,3754	-120,63065	Peyremale	0,7	0,1	0,5329	0,5329	0,5329	0,5329	0,5329	0,5329	0,01	111	naturelle	0,5329	0,5329	négligeable	tend vers 0
A3	3,632304	44,19455	sans objet	argile marnes (33%<CO3<66%)	Nappe libre	Fracture	contact lithologique	40	1	552,30286	407,58084	144,72202	La Borie (48)	0,8	0,1	0,5347	0,5347	0,5347	0,5347	0,5347	0,5347	0,01	111	naturelle	0,5347	0,5347	négligeable	tend vers 0
A66	3,917689	44,01101	carbonat?	dolomie	Nappe libre	Fracture	contact lithologique	15	1	255,81125	349,86749	-94,05624	Le Marquairès	3	0,1	0,5347	0,5347	0,5347	0,5347	0,5347	0,5347	0,01	111	naturelle	0,5347	0,5347	négligeable	tend vers 0
A27	3,764476	43,99394	carbonat?	dolomie	Nappe libre	Fracture	contact lithologique	50	1	366,96524	340,77643	26,18881	Le Pompidou	7	0	0,5418	0,5418	0,5418	0,5418	0,5418	0,5418	0,01	101	naturelle	0,5418	0,5418	négligeable	tend vers 0
A72	4,023753	44,35059	sans objet	argile	Nappe libre	Fracture	contact lithologique	25	1	593,92993	577,72174	16,20819	Auriol	13,7	0	0,5478	0,5478	0,5478	0,5478	0,5478	0,5478	0,01	101	naturelle	0,5478	0,5478	négligeable	tend vers 0
A76	4,13642	44,2395	sans objet	argile	Nappe libre	Fracture	contact lithologique	7	1	329,16553	308,59744	20,56809	Tréglautière	5	0	0,5478	0,5478	0,5478	0,5478	0,5478	0,5478	0,01	101	naturelle	0,5478	0,5478	négligeable	tend vers 0
A10	3,952178	44,07291	carbonat?	dolomie	Nappe libre	Fracture	contact lithologique	7	1	227,74213	245,92072	-18,17859	Paillassier	0,5	0,1	0,548	0,548	0,548	0,548	0,548	0,548	0,01	111	naturelle	0,548	0,548	négligeable	tend vers 0
A20	3,953163	44,02653	sans objet	argile	Nappe libre	Fracture	faille	1	1	275,75952	349,86749	-74,10797	Le Téron Mas Redonnel	2,7	0,1	0,5614	0,5614	0,5614	0,5614	0,5614	0,5614	0,01	111	naturelle	0,5614	0,5614	négligeable	tend vers 0
A67	3,931316	44,00749	carbonat?	grès calcaire grumeleux	Nappe libre	Fracture	contact lithologique	2	1	256,47165	339,59042	-83,11877	Redonnel	3,3	0,1	0,5872	0,5872	0,5872	0,5872	0,5872	0,5872	0,01	111	naturelle	0,5872	0,5872	négligeable	tend vers 0
A64	3,870441	43,97825	carbonat?	calcaire argileux (80%<CO3<90%)	Nappe libre	Fracture	contact lithologique, faille des cevennes	30	0	330,16495	397,3754	-67,21045	Cassagnas	0,7	0,1	0,5972	0,5972	0,5972	0,5972	0,5972	0,5972	0,01	11	naturelle	0,5972	0,5972	négligeable	tend vers 0
A21	4,115381	44,2311	carbonat?	calcaire argileux (80%<CO3<90%)	Nappe libre	Fracture	contact lithologique	10	1	165,1537	224,15868	-59,00498	Recoules Cassagnas, Le Pompidou	1	0,1	0,69	0,69	0,69	0,69	0,69	0,69	0,01	111	naturelle	0,69	0,69	négligeable	tend vers 0
A56	3,81547	43,9986	calcaire	calcaire	Nappe libre	Fracture	contact lithologique	15	0	986,89746	983,7597	3,13776	Le Pompidou	6,5	0	2,22	2,22	2,22	2,22	2,22	2,22	0	110	naturelle	2,22	0,81341211	1,406587894	0,63359815
A28	3,60788	44,28079	carbonat?	dolomie	Nappe libre	Fracture	contact lithologique	1	1	219,43326	249,73337	-30,30011	Le Pompidou	2	0,1	5,34	5,34	5,34	5,34	5,34	5,34	0	110	naturelle	5,34	0,81341211	4,526587894	0,84767564
E14	4,088302	44,13907	Alluvions r?centes	alluvions	Nappe libre	porosité	Rivière et contact lithologique à proximité	10	0	921,7876	741,74481	180,04279	Le Pompidou	2	0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	1	naturelle	0,01	0,01	négligeable	tend vers 0
A14	4,143721	44,01098	Alluvions r?centes	alluvions	Nappe libre	porosité	Rivière et contact lithologique à proximité	20	0	304,99243	336,68701	-31,69458	Paillassier	0,5	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,01	11	naturelle	0,1	0,1	négligeable	tend vers 0

A63	3,854017	44,25991	alluvions fluviales	alluvions	Nappe libre	porosité	Rivière et contact lithologique à proximité	20	0	246,81981	260,47842	-13,65861	Peyremales	0,7	0,1	0,5248	0,5248	0,5248	0,5248	0,5248	0,5248	0,01	11	naturelle	0,5248	0,5248	négligeable	tend vers 0
A8	4,053265	44,15291	Alluvions r?centes	alluvions	Nappe libre	porosité	Rivière et contact lithologique à proximité	10	0	283,48276	271,17944	12,30332	Mas Redonnel	2,7	0	0,5317	0,5317	0,5317	0,5317	0,5317	0,5317	0,01	1	naturelle	0,5317	0,5317	négligeable	tend vers 0
A78	4,165476	44,0249	Alluvions r?centes	alluvions	Nappe libre	porosité	Rivière et contact lithologique à proximité	10	0	691,60376	983,75977	-292,15601	Mas Redonnel	3,3	0	0,547	0,547	0,547	0,547	0,547	0,547	0,01	1	naturelle	0,547	0,547	négligeable	tend vers 0
A59	3,826192	44,0234	Alluvions de faible étendue	alluvions	Nappe libre	porosité	Rivière et contact lithologique à proximité	20	0	448,97815	393,07324	55,90491	Tréglautière	4	0	0,567	0,567	0,567	0,567	0,567	0,567	0,01	1	naturelle	0,567	0,567	négligeable	tend vers 0
E13	4,088315	44,13911	Alluvions r?centes	alluvions	Nappe libre	porosité	Rivière et contact lithologique à proximité	10	0	777,76642	743,10217	34,66425	Recoule	1	0	0,59405	0,59405	0,59405	0,59405	0,59405	0,59405	0,01	1	naturelle	0,59405	0,59405	négligeable	tend vers 0
A5	4,160216	44,01761	Alluvions r?centes	alluvions	Nappe libre	porosité	Rivière et contact lithologique à proximité	20	0	904,58368	741,74481	162,83887	Cassagnas, Le	0,7	0,1	0,596	0,596	0,596	0,596	0,596	0,596	0,01	11	naturelle	0,596	0,596	négligeable	tend vers 0
A2	3,991177	44,36556	Alluvions r?centes	alluvions	Nappe libre	porosité	Rivière et contact lithologique à proximité	20	0	428,01248	280,92819	147,08429	Pompidou	6,5	0	2,364	2,364	2,364	2,364	2,364	2,364	0,01	1	naturelle	2,364	2,364	négligeable	tend vers 0
A1	3,977358	44,06229	Alluvions r?centes	alluvions	Nappe libre	porosité	Rivière et contact lithologique à proximité	20	0	613,2713	614,14471	-0,87341	Saint Jean- du-Gard	2,8	0	2,411	2,411	2,411	2,411	2,411	2,411	0,01	1	naturelle	2,411	2,411	négligeable	tend vers 0
A71	3,998999	44,22879	Alluvions r?centes	alluvions	Nappe libre	porosité	Rivière et contact lithologique à proximité	20	0	866,95477	818,93976	48,01501	La Borie (48)	0,8	0,1	6,78	6,78	6,78	6,78	6,78	6,78	0	10	naturelle anthropique et	6,78	1,95918041	4,820819592	0,71103534
A77	4,164899	44,02516	Alluvions r?centes	alluvions	Nappe libre	porosité	Rivière et contact lithologique à proximité	20	0	603,50177	417,77246	185,72931	Le Marquairès	3	0	7,111	7,111	7,111	7,111	7,111	7,111	0	0	naturelle anthropique et	7,111	1,95918041	5,151819592	0,72448595
A17	4,165968	44,02449	Alluvions r?centes	alluvions	Nappe libre	porosité	Rivière et contact lithologique à proximité	20	0	509,95837	464,5914	45,36697	Le Téron	2,7	0	8,211	8,211	8,211	8,211	8,211	8,211	0	0	naturelle anthropique et	8,211	1,95918041	6,251819592	0,76139564

Annexe 5 : Rapport d'analyse Eléments Traces (Les concentrations en ppb ; elles ont été converties dans l'étude en µg/L pour des raison d'interprétation)

	GPTR AETE-ISO		<p style="color: red; text-align: center;">En cas d'utilisation des données dans des articles scientifiques merci de citer la plateforme AETE-ISO sous la forme:</p> <p style="color: red; text-align: center;">"Plateforme AETE-ISO, OSU-OREME/Université de Montpellier" "AETE-ISO platform, OSU-OREME/Université de Montpellier"</p>
	OSU OREME, Université de Montpellier		
	Bât 22 - CC 22002, Place Eugène Bataillon ³⁴⁰⁹⁵ _{SEP}		
	34095 MONTPELLIER CEDEX 5		
Site Plate-Forme AETE-ISO : www.aete.univ-montp2.fr			
Rapport d'analyse Eléments Traces			
Analysé avec ICAP TQ THERMO SCIENTIFIC le :	22-nov-19		
Opérateur :	L. Causse		
Remarques :	<p style="text-align: center;">Facteur de dilution PAS pris en compte</p> <p style="text-align: center;">En rouge ce sont les concentrations en desous des LD (à rapport aux LD de chaque gamme)</p> <p style="text-align: center;">Par rapport aux concentrations certifiées (ou intercalibration) attendues de SLRS-6 (stat3σ) : Li/Ca/V/Cr/Mn/Zn/Sb/Ba/Sr/ REE plus concentrés</p>		

		7Li	11B	23Na	24Mg	27Al	29Si	31P	34S	39K	44Ca	47Ti	51V	52Cr	55Mn	56Fe	59Co	60Ni	63Cu	66Zn	71Ga	75As	85Rb	88Sr	89Y
	Limite de détection (ppb)	0,00090	0,16705	0,10681	0,03975	0,10468	5,37639	0,46508	111,10969	0,71200	0,05919	0,02331	0,00071	0,00101	0,00711	0,51467	0,00110	0,00396	0,00316	0,01642	0,00164	0,00392	0,00119	0,00248	0,00086
	Blanc Equivalent de concentration (ppb)	0,01821	0,18279	2,85127	0,17499	0,42267	109,61194	1,22833	936,36020	14,19230	3,82682	0,03252	0,00384	0,02878	0,01126	0,50550	0,00207	0,01175	0,02451	0,11347	0,00155	0,00165	0,00519	-0,00666	0,00095
	Concentration average (ppb) SLRS5-1	0,59349	7,52021	2815,87128	2142,20499	36,44437	2335,49355	6,16827	1847,96637	646,40827	9253,29899	0,56326	0,39096	0,27398	2,32397	89,65900	0,05838	0,64587	26,86537	1,96815	0,02593	0,57736	1,59059	44,49869	0,14205
	Concentration RSD (%) SLRS5-1	10,41666	2,76316	1,82426	1,81602	2,66007	0,38354	0,73188	0,88912	0,70105	0,78679	5,21172	1,31473	0,69521	1,06652	0,18145	0,92988	1,63053	0,53159	0,87103	7,26111	2,29866	1,03315	0,94362	1,55367
	Concentration average (ppb) SLRS6b	0,51538	7,75969	2810,40701	2157,18582	36,19462	2372,72743	5,56577	1888,98982	649,33310	9261,80079	0,54834	0,38563	0,26947	2,31431	88,42885	0,05645	0,65302	26,94857	1,97706	0,02629	0,57951	1,58827	44,85084	0,14371
	Concentration RSD (%) SLRS6b	1,42716	7,28048	3,12502	3,50711		0,79114	9,50159	1,11489	0,47382	0,52552	3,21381	1,85720	0,79969	0,71740	0,91246	3,49860	1,63367	1,15525	1,38466	2,34072	1,36032	1,33141	1,06724	1,56922
	Concentration average E1	8,88844	44,24213	9686,94041	10200,99006	<LD	3939,61312	31,03628	28396,41683	2649,12956	161759,68445	<LD	0,09968	0,03455	0,18162	<LD	0,06561	0,97333	0,40317	3,54767	<LD	0,34515	1,70189	508,37760	0,05238
	Concentration RSD E1	1,97675	2,35774	2,77315	2,29989		3,76563	5,32067	2,84632	2,77865	1,95493		2,44784	1,02005	1,96074		3,74000	1,97346	2,05886	1,31453		0,84549	2,81880	0,60887	2,63737
	Concentration average E2	1,64592	9,35397	7276,06721	5335,15866	1,19411	8858,29768	22,82486	1034,21954	1025,42531	41262,12472	0,02407	0,14693	0,08374	270,92780	2823,05389	0,57877	0,57566	0,10039	0,35595	0,01271	23,47194	0,92469	100,60943	0,08186
	Concentration RSD E2	4,35321	3,85640	1,06957	1,13979	3,83425	0,75793	4,79617	2,71171	0,44605	0,22160	0,37306	1,94634	3,08792	0,73080	0,72515	0,31281	1,90172	0,83604	2,89588	6,69450	0,66684	1,13382	0,00995	2,38535
	Concentration average E3	2,59357	6,67830	4694,71889	4831,01375	1,13227	6227,13549	4,02429	2935,97283	1330,49053	10992,88099	<LD	0,13590	0,02014	0,66939	2,96489	0,01303	0,63429	0,96383	1,05962	<LD	20,44165	2,23852	118,82482	0,00964
	Concentration RSD E3	4,00506	1,56385	0,84711	0,50417	2,98470	1,64893	4,51751	1,28564	1,24613	2,86890	7,89751	1,57202	1,42615	4,88988	2,25755	0,88201	2,15122		0,90864	0,63827		0,74064	4,34104	
	Concentration average E4	2,69663	5,16791	3449,76269	3119,49594	4,82657	5022,20559	44,90942	3044,80170	1287,76885	7315,70838	<LD	0,08474	0,03875	7,00306	3,56655	0,03542	1,94570	6,24920	8,52446	<LD	159,01119	6,04152	49,82889	0,03114
	Concentration RSD E4	3,99516	0,40574	3,17756	1,33371	2,25513	0,77112	1,33371	2,25513	1,46186	1,34144	<LD	0,72624	7,08302	4,79527	4,90711	1,78391	1,65796	1,26606	1,64540		0,79728	0,60164	1,01666	2,61421
	Concentration average E5	1,02109	13,12375	3777,78394	29545,57774	2,94504	3459,97888	2,75185	5559,29941	671,33688	55733,63809	<LD	0,10624	0,03817	3,76735	4,72025	0,01563	0,20649	0,55758	0,75795	0,00261	2,68234	0,96499	47,46384	0,00631
	Concentration RSD E5	1,30723	2,84788	1,93089	2,07521	1,48210	2,00902	2,27431	2,27627	1,54617	1,49684		0,46044	9,67413	1,02114	1,93624	3,10308	1,35557	0,53938	0,84672	29,73716	1,60231	4,46383	0,25280	5,98640
	Concentration average E6	2,93237	12,31516	7381,80780	5954,60211	2,74664	7891,43948	68,59744	3436,76148	1740,38581	17662,26001	<LD	0,44103	0,18805	0,15178	0,92759	0,00970	0,09101	0,15968	0,84067	0,00201	3,32983	1,09400	65,65780	0,06516
	Concentration RSD E6	3,22543	4,55203	0,68617	0,74900	1,29858	0,89167	2,11375	0,74019	0,19729	0,48331		1,55410	0,60194	4,13559	4,65852	7,45960	3,18658	0,79450	1,47778	25,65624	0,75450	2,93427	0,23794	1,44926
	Concentration average E7	4,57799	13,01706	6217,15427	3765,41316	0,33022	8097,66567	49,39143	3421,25451	1730,27416	11267,90468	<LD	0,39747	0,41085	0,07107	<LD	0,00536	0,18597	0,17499	0,46604	<LD	7,08370	0,47305	89,51164	0,02552
	Concentration RSD E7	3,41824	1,85471	0,86162	0,66028	19,88721	0,83075	1,26272	1,05618	0,56744	0,71695		0,87643	0,36035	4,20364		0,89768	4,14385	2,18508	1,65864		0,19840	3,27150	0,34411	0,86876
	Concentration average E8	5,86582	5,09307	8321,81299	1955,09204	3,90794	10107,20179	71,51451	2872,72629	1427,84516	8732,93553	0,31807	0,57910	0,56541	0,43834	4,59723	0,01240	0,31696	3,12718	7,80765	<LD	1,64240	2,19230	105,07502	0,04483
	Concentration RSD E8	2,97018	9,12644	1,35118	1,44426	1,65242	0,33665	0,52012	0,54603	0,48156	0,47468	4,94707	1,02468	2,07041	1,95954	0,07857	0,76937	1,73112	0,60742	0,83737		1,63083	2,79607	1,32544	1,26130
	Concentration average E9	4,51687	4,34979	6130,60170	2243,50211	17,22366	9165,30731	41,91179	1074,99754	1262,64885	6621,84323	0,69301	0,73992	0,33454	0,40241	1,10073	0,00961	0,10680	0,12565	1,34331	0,00548	2,66996	1,01562	49,29735	0,03153
	Concentration RSD E9	4,00025	3,25838	1,73402	1,67618	2,01008	0,40206	0,58396	2,24455	0,69449	0,41739	1,39304	0,87200	0,56727	0,49752	1,24284	8,29826	3,48838	1,05658	1,57454	12,13555	0,29299	2,37363	0,43218	0,83499
	Concentration average E10	0,29566	3,22886	3437,69171	2198,64264	9,84690	5202,48365	16,82910	1209,06148	208,78832	3830,21678	0,99016	0,08397	0,07230	0,62399	0,22758	0,20478	0,70656	0,41837	28,00270	0,00507	0,41151	0,32181	18,78038	0,05811
	Concentration RSD E10	4,36969	4,97866	1,02170	1,07133	2,26924	0,44672	3,16024	0,60978	3,91137	2,92881	1,79500	1,21359	0,75400	0,57002	1,83415	1,01885	0,95464	15,29537	3,45453	2,40274	1,02376	1,24108		
	Concentration average E11	0,14967	4,15015	4848,92284	921,95597	9,69385	4180,66231	23,77720	1283,79534	586,38243	3232,45464	1,09195	0,06310	0,07460	0,56305	11,13238	0,00928	0,04989	0,10148	0,63683	0,00456	0,33771	0,76693	11,82641	0,03634
	Concentration RSD E11	7,50974	2,75156	0,69334	1,06340	2,73505	2,36449	0,92784	2,38156	2,28358	1,01652	0,69849	0,11234	3,67825	1,94836	1,72225	1,57113	8,48831	0,56740	1,44825		0,95968	4,25907		
	Concentration average E12	1,31475	10,73143	5272,67427	19358,22394	13,38626	3414,31518	38,59532	4720,00499	1539,22043	56188,04864	1,22932	0,11353	0,04916	78,20860	94,31901	0,90276	2,48491	1,66590	17,25624	0,00937	10,98309	2,03039	77,27359	0,03758
	Concentration RSD E12	0,48987	1,81538	1,22081	1,50992	3,51147	0,58877	1,29648	2,52668	2,31896	5,92058		0,01765	5,92058	0,80650	3,17178	0,62831	0,38648	8,13363	0,36418	1,33354	0,91958	5,55196		
	Concentration average E13	0,73227	14,57897	3886,04047	44392,31855	7,62946	3642,43892	13,06077	4762,45699	606,04446	102284,14578	0,92948	0,10944	0,06492	9,41270	15,83612	0,03641	0,21522	0,76581	2,14389	0,00513	2,61950	0,44330	47,71144	0,03357
	Concentration RSD E13	2,85970	1,71960	0,70558	0,74331	0,96242	1,47998	1,73932	1,34108	1,83859	1,59431	2,44660	0,60135	1,43195	3,04081	2,98728	0,80664	0,05570	13,48024	0,86489	<LD	0,00548	2,78002	0,49859	1,63230
	Concentration average E14	1,17512	5,64713	7056,73753	4266,81308	4,84966	7941,16549	21,19012	1937,10373	1501,50608	13379,10553	0,23409	0,44457	0,06918	0,59761	4,43680	0,01420	0,09923	0,35958	0,55100	0,00608	1,67016	6,25518	62,34948	0,10840
	Concentration RSD E14	2,61926	4,71325	1,01597	1,12746	2,45539	1,03702	3,94912	0,37457	0,74486	4,79031	0,89761	2,18383	1,83002	2,26892	4,95742	2,32000	1,42622	2,37959	14,95915	1,42847	0,71948	0,75395	1,91656	
	Concentration average E15	1,93059	5,93511	5823,87007	1751,26909	6,72861	6273,86110	67,69184	1706,82720	480,83589	2566,14448	0,23547	0,05691	0,19003	0,92172	7,38254	0,01755	0,62026	0,33279	1,08305	<LD	0,10483	1,44726	12,52751	0,01417
	Concentration RSD E15	4,58116	0,41286	1,66912	1,63072	1,17395	1,50386	1,26472	1,49492	1,35942	0,83997	10,30883	2,59684	1,73701	1,17594</										

	98Mo	107Ag	111Cd	118Sn	121Sb	133Cs	137Ba	139La	140Ce	141Pr	146Nd	147Sm	151Eu	159Tb	160Gd	163Dy	165Ho	166Er	169Tm	172Yb	175Lu	205Tl	208Pb	232Th	238U
Limite de détection (ppb)	0,02198	0,00743	0,00027	0,02270	0,03103	0,00030	0,00162	0,00045	0,00005	0,00004	0,00011	0,00004	0,00010	0,00021	0,00011	0,00012	0,00038	0,00008	0,00003	0,00018	0,00001	0,00113	0,00100	0,00107	0,00015
Blanc Equivalent de concentration (ppb)	0,01813	0,00806	0,00008	0,01966	0,03036	0,00124	0,01146	0,00066	0,00133	0,00009	0,00026	0,00013	0,00004	0,00036	0,00012	0,00005	0,00044	0,00004	0,00001	0,00007	0,00002	0,00310	0,00550	0,00156	0,00058
Concentration average (ppb) SLR56-1	0,23953	0,01277	0,00902	0,06655	0,34911	0,00559	15,59795	0,27608	0,30773	0,06259	0,25679	0,04430	0,00834	0,00436	0,03436	0,02402	0,00459	0,01444	0,00232	0,01266	0,00234	0,01292	0,18446	0,02335	0,07412
Concentration RSD (%) SLR56-1	4,51926	60,77316	10,53179	39,13083	2,47189	9,60002	1,09252	0,39783	0,25840	0,24060	0,87916	5,62406	0,97971	1,81433	2,02463	3,26037	4,97649	3,63649	3,67263	3,78592	7,98283	7,42382	0,53190	7,06644	1,72814
Concentration average (ppb) SLR56b	0,23113	<LD	0,00896	0,06287	0,34252	0,00583	15,61218	0,27434	0,30693	0,06221	0,25757	0,04381	0,00807	0,00446	0,03422	0,02415	0,00459	0,01431	0,00226	0,01261	0,00230	0,01329	0,00641	0,02243	0,07517
Concentration RSD (%) SLR56b	2,62257		14,99355	38,40284	0,12897	9,99659	0,65316	0,69725	0,45683	0,86744	1,41015	3,08547	5,72065	5,49969	2,54441	2,72939	2,73708	2,53232	3,99743	3,03621	5,11231	7,67612	0,56998	17,23140	2,21603
Concentration average E1	0,15556	<LD	0,01929	<LD	0,05730	0,09771	30,97037	0,01838	0,00203	0,00388	0,01862	0,00379	0,00197	0,00063	0,00781	0,00420	0,00080	0,00308	0,00075	0,00333	0,00080	0,13386	0,01269	0,01368	0,42595
Concentration RSD E1	6,46628		6,50991		1,49975	0,61432	0,68935	4,20040	22,96991	7,20030	1,38491	6,68859	15,01682	37,06276	7,54193	1,71761	15,31053	6,20323	11,71840	5,15382	15,61235	0,31594	3,97683	18,14288	0,44946
Concentration average E2	1,26917	<LD	0,00265	<LD	0,03581	0,01635	244,17821	0,02334	0,05960	0,00858	0,04746	0,01364	0,00712	0,00160	0,01423	0,01106	0,00203	0,00713	0,00111	0,00706	0,00119	0,01317	0,01623	0,02019	0,15210
Concentration RSD E2	1,85199		22,64706		3,56535	3,68257	0,41763	0,53044	0,77151	1,33387	2,17467	3,63312	3,80328	4,44121	3,74905	5,37743	2,69476	3,10243	5,58941	3,35368	3,51657	9,27493	1,51759	37,32350	0,73882
Concentration average E3	0,10628	<LD	0,01574	<LD	0,03632	0,01717	305,45509	0,00657	0,00094	0,00150	0,00738	0,00241	0,00643	<LD	0,00193	0,00152	<LD	0,00104	0,00018	0,00096	0,00019	0,01313	0,00672	0,00641	0,02625
Concentration RSD E3	4,10922		2,07583		1,04675	5,97568	3,37845	4,68526	13,97808	5,25853	3,47416	9,14415	3,03017		5,97704	7,03350		4,96791	37,38396	4,34729	20,01942	3,41171	2,98530	36,23380	1,29679
Concentration average E4	0,31303	<LD	0,06725	<LD	2,58199	0,87471	201,70594	0,01096	0,00970	0,00329	0,01759	0,00499	0,00120	0,00048	0,00555	0,00472	0,00056	0,00272	0,00036	0,00228	0,00317	0,01105	0,02192	0,01423	0,11440
Concentration RSD E4	0,71551		1,22725		1,64754	1,72133	2,08699	1,41981	0,85861	6,88661	6,66818	12,20081	0,89730	15,03749	3,97905	7,48298	7,62611	2,44844	11,07702	0,77776	11,52025	3,63000	2,61738	15,90804	0,32783
Concentration average E5	0,06297	<LD	0,00710	<LD	0,47080	0,01329	45,25407	0,00139	<LD	0,00030	0,00136	0,00052	0,00121	<LD	0,00052	0,00058	<LD	0,00050	0,00009	0,00039	0,00007	0,01426	0,02464	0,00343	0,39337
Concentration RSD E5	9,19068		9,07952		1,42596	2,88658	1,38153	8,68290		11,91469	1,35441	17,06161	2,80002		19,54541	5,41889		9,09772	13,73644	27,88160	33,17817	3,18866	1,04693	48,74041	2,85037
Concentration average E6	0,28953	<LD	0,00574	<LD	0,07085	0,06625	20,63991	0,00680	0,00722	0,00290	0,01962	0,00654	0,00148	0,00082	0,00483	0,00772	0,00116	0,00541	0,00085	0,00073	0,00130	0,00742	0,01237	0,00471	0,82556
Concentration RSD E6	1,39245		8,92892		4,85856	0,58760	0,23341	6,89113	2,17002	4,16756	5,05980	6,27117	7,70009	5,86423	6,99002	1,98266	4,44406	3,84284	2,06905	5,97260	6,03943	3,67208	0,35699	39,50690	1,07870
Concentration average E7	0,13871	<LD	0,00291	<LD	0,05935	29,82039	0,00222	0,00166	0,00166	0,00103	0,00603	0,00211	0,00090	<LD	0,00306	0,00296	<LD	0,00223	0,00042	0,00285	0,00059	0,00540	0,00614	0,00272	0,82556
Concentration RSD E7	4,46041		24,26847		1,22950	1,23071	3,70834	9,00477	9,78363	6,02363	26,11935	12,35700			5,03607	9,10766		8,53921	21,72696	4,73695	10,40256	6,37372	4,46300	44,69468	0,83473
Concentration average E8	0,03234	<LD	0,00573	<LD	0,09028	34,30069	0,01174	0,02063	0,00329	0,01639	0,00496	0,00142	0,00050	0,00566	0,00557	0,00076	0,00390	0,00059	0,00437	0,00070	0,00704	24,38139	0,00263	0,20856	
Concentration RSD E8	8,83358		1,80509		2,14069	0,48968	1,48871	2,27140	3,71849	1,60079	6,29151	4,32094	6,90846	6,57364	1,82940	2,06534	10,66077	13,90335	1,72086	0,35288	3,56959	0,45808	35,02450	0,35347	
Concentration average E9	0,09648	<LD	0,00385	<LD	0,02616	29,33380	0,02242	0,03709	0,00650	0,03221	0,00767	0,00124	0,00055	0,00655	0,00516	0,00060	0,00325	0,00043	0,00288	0,00049	0,00724	0,06346	0,00258	1,58550	
Concentration RSD E9	4,10092		9,81563		0,67291	1,12302	1,88042	0,84224	2,60247	2,52000	4,87033	10,46316	11,24599	4,02404	1,55872	14,69981	1,98106	9,24249	9,69699	4,82536	9,39599	1,38593	29,44973	0,70379	
Concentration average E10	<LD	0,01000	0,08631	<LD	0,32796	0,01512	77,85963	0,02723	0,03419	0,00757	0,03620	0,00940	0,00351	0,00112	0,01085	0,00903	0,00140	0,00584	0,00075	0,00538	0,00081	0,00582	0,04442	0,00836	0,01497
Concentration RSD E10		4,15960	3,49371		5,42004	0,38765	0,80241	0,60625	1,56729	1,29637	2,39194	7,35693	2,71542	9,70826	5,67053	2,00599	13,98874	3,80737	3,91821	2,29246	3,74804	2,69802	1,19269	22,10745	0,12492
Concentration average E11	<LD	<LD	0,00388	<LD	0,01998	53,13281	0,02418	0,03123	0,00665	0,03094	0,00756	0,00245	0,00078	0,00776	0,00630	0,00082	0,00359	0,00051	0,00338	0,00057	0,00483	0,02498	0,00437	0,00473	
Concentration RSD E11			9,54350		0,59715	0,59559	1,29397	2,38068	3,31446	2,30252	8,38077	3,67702	1,70862	2,59714	3,40978	4,30646	6,21958	1,42302	12,06016	5,66410	3,35115	7,11953	19,06375	9,51989	
Concentration average E12	0,20773	<LD	0,06238	<LD	0,38707	0,04255	276,39244	0,01797	0,03168	0,00513	0,02444	0,00719	0,00762	0,00064	0,00759	0,00579	0,00064	0,00308	0,00041	0,00293	0,00038	0,37903	0,93306	0,14400	1,26497
Concentration RSD E12	0,74788		1,81866		1,38411	3,40118	2,05116	2,55980	3,03104	3,83851	2,63047	0,70018	3,51281	6,28503	3,52325	8,28568	5,48085	9,79734	4,99498	15,85221	0,41780	1,61938	7,66828	1,30311	
Concentration average E13	0,08863	0,01451	0,02085	<LD	0,60236	0,01058	56,06348	0,01144	0,01539	0,00296	0,01435	0,00328	0,00204	0,00021	0,00374	0,00370	<LD	0,00217	0,00030	0,00177	0,00027	0,06638	0,54985	0,00986	0,47860
Concentration RSD E13	1,76261	3,38553	5,20710		1,92434	6,42041	1,92434	0,83736	2,07806	3,55505	5,23974	13,92994	4,59804	35,42063	6,05491	5,29633		2,62199	2,57025	6,75933	14,41494	0,74713	0,47157	5,79057	0,65768
Concentration average E14	0,19566	<LD	0,00331	<LD	0,18033	21,23627	0,04974	0,03787	0,01307	0,06820	0,01610	0,00244	0,00192	0,01776	0,01447	0,00257	0,00943	0,00133	0,00942	0,00152	0,01471	0,04246	0,01066	0,95690	
Concentration RSD E14	1,05041		8,89561		0,38102	1,23627	0,64568	2,13738	2,23858	1,98712	3,05257	3,85905	1,42404	1,00051	3,22723	3,54095	5,31661	4,80426	3,57753	5,51265	7,25895	2,61383	16,41841	0,96175	
Concentration average E15	<LD	<LD	0,01061	<LD	0,14545	24,43445	0,00604	0,01105	0,00191	0,00984	0,00312	0,00125	<LD	0,00330	0,00279	<LD	0,00160	0,00021	0,00129	0,00022	0,00417	0,03887	0,00383	0,00881	
Concentration RSD E15			7,98799		1,77814	0,42061	6,90130	1,33913	3,31224	1,77604	5,45202	5,32232		9,11947	13,47025	13,55337	10,94079	7,54324	18,92699	6,56603	1,33748	40,30900	19,33730		
Concentration average E16	<LD	<LD	0,00749	<LD	0,05511	27,01144	0,00354	0,01424	0,00204	0,01322	0,00478	0,00158	0,00059	0,00780	0,00569	0,00076	0,00044	0,00308	0						

Annexe 6 : Application de la méthode DRASTIC pour la détermination de la vulnérabilité des masses d'eau souterraines du site d'étude (Les coordonnées sont en Lambert 93, les distances en mètres, la pente en %, la conductivité en mètre/jour)

code	lithologie	geochimie_	X	Y	Dprof (m)	Dc	Hecharge (mm/an)	Rc	Aquifère	Ac	Sol	Sc	Terrain pente	Tc	Vadose	lc	Condu ctivité	Cc	Id	Classe	Id%	Vulnérabilité
A47	quartzite	silico-alumineux	758311,1	6325373	503,57	1	800	9	quartzite	4	ferrallitiq.	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	99	Faible	37%	Vulnérabilité moyenne
A4	orthogneiss	alcalin	781849,1	6363822	513	1	800	9	orthogneiss	4	ferrallitiq.	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	99	Faible	37%	Vulnérabilité moyenne
A74	orthogneiss	alcalin	783403,9	6364470	515	1	800	9	orthogneiss	4	ferrallitiq.	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	99	Faible	37%	Vulnérabilité moyenne
C31	orthogneiss	alcalin	778359,8	6359115	519	1	800	9	orthogneiss	4	ferrallitiq.	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	99	Faible	37%	Vulnérabilité moyenne
A73	orthogneiss	alcalin	783042,2	6356263	520	1	800	9	orthogneiss	4	ferrallitiq.	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	99	Faible	37%	Vulnérabilité moyenne
E18	micaschiste	silico-alumineux	778139,3	6340269	164	1	800	9	micaschiste	4	ferrallitiq.	10	8	5	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	101	Faible	38%	Vulnérabilité moyenne
E16	micaschiste	silico-alumineux	781210,2	6341275	165	1	800	9	micaschiste	4	ferrallitiq.	10	8	5	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	101	Faible	38%	Vulnérabilité moyenne
E15	microgranite	acide	781518,1	6341204	165,24	1	800	9	microgranite	4	ferrallitiq.	10	8	5	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	101	Faible	38%	Vulnérabilité moyenne
C34	micaschiste	silico-alumineux	779766,4	6344786	166	1	800	9	micaschiste	4	ferrallitiq.	10	8	5	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	101	Faible	38%	Vulnérabilité moyenne
C3	quartzite	silico-alumineux	762535,9	6333621	240	1	800	9	quartzite	4	ferrallitiq.	10	8	5	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	101	Faible	38%	Vulnérabilité moyenne
C2	quartzite	silico-alumineux	758931,6	6337050	240,35	1	800	9	quartzite	4	ferrallitiq.	10	8	5	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	101	Faible	38%	Vulnérabilité moyenne
A39	quartzite	silico-alumineux	753277,9	6335950	240,5	1	800	9	quartzite	4	ferrallitiq.	10	8	5	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	101	Faible	38%	Vulnérabilité moyenne
C30	quartzite	silico-alumineux	748294,4	6333973	240,6	1	800	9	quartzite	4	ferrallitiq.	10	8	5	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	101	Faible	38%	Vulnérabilité moyenne
C8	quartzite	silico-alumineux	755239,3	6333094	240,74	1	800	9	quartzite	4	ferrallitiq.	10	8	5	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	101	Faible	38%	Vulnérabilité moyenne
C1	quartzite	silico-alumineux	755151,4	6340214	241,1	1	800	9	quartzite	4	ferrallitiq.	10	8	5	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	101	Faible	38%	Vulnérabilité moyenne
A37	micaschiste	silico-alumineux	751263,1	6342066	246	1	800	9	micaschiste	4	ferrallitiq.	10	8	5	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	101	Faible	38%	Vulnérabilité moyenne
C9	quartzite	silico-alumineux	758667,9	6330017	250,6	1	800	9	quartzite	4	ferrallitiq.	10	8	5	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	101	Faible	38%	Vulnérabilité moyenne
A68	quartzite	silico-alumineux	774726,5	6339566	110	1	800	9	quartzite	4	ferrallitiq.	10	5	9	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
E3	micaschiste	silico-alumineux	782954,1	6338912	112	1	800	9	micaschiste	4	ferrallitiq.	10	5	9	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
E6	granite	calco-alcalin	770242,7	6334124	501	1	800	9	granite	6	ferrallitiq.	10	15	3	Massif cristallin	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
E7	granite	calco-alcalin	769836,4	6333137	501,5	1	800	9	granite	6	ferrallitiq.	10	15	3	Massif cristallin	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
C4	granite	calco-alcalin	765612,8	6330193	501,9	1	800	9	granite	6	ferrallitiq.	10	15	3	Massif cristallin	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
28bis	granite	calco-alcalin	771434	6335643	502	1	800	9	granite	6	ferrallitiq.	10	15	3	Massif cristallin	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
E8	granite	calco-alcalin	769910	6332970	502,1	1	800	9	granite	6	ferrallitiq.	10	15	3	Massif cristallin	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A61	granite	calco-alcalin	766615,7	6323747	502,7	1	800	9	granite	6	ferrallitiq.	10	15	3	Massif cristallin	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
E9	granite	calco-alcalin	769393,8	6332758	502,9	1	800	9	granite	6	ferrallitiq.	10	15	3	Massif cristallin	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
28biss	granite	calco-alcalin	771618,7	6335323	503	1	800	9	granite	6	ferrallitiq.	10	15	3	Massif cristallin	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A48	corn?enne	silico-alumineux	758745	6326397	503,47	1	800	9	corn?enne	6	ferrallitiq.	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A48	corn?enne	silico-alumineux	758745	6326397	503,5	1	800	9	corn?enne	6	ferrallitiq.	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A11	granite	calco-alcalin	764826,7	6325220	504,25	1	800	9	granite	6	ferrallitiq.	10	15	3	Massif cristallin	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A25	corn?enne	silico-alumineux	758255,2	6326431	504,54	1	800	9	corn?enne	6	ferrallitiq.	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A16	corn?enne	silico-alumineux	768332,9	6323343	504,558	1	800	9	corn?enne	6	ferrallitiq.	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
E19	granite	calco-alcalin	768826,3	6329980	505	1	800	9	granite	6	ferrallitiq.	10	15	3	Massif cristallin	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
C32	granite	acide	744865,9	6340630	500	1	800	9	granite	6	ferrallitiq.	10	15	3	Socle cristallin	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A82	gneiss	interm?diaire	775960,7	6353347	500	1	800	9	gneiss	6	ferrallitiq.	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A62	schiste noir	silico-alumineux	766492,9	6339375	526	1	800	9	schiste noir	6	ferrallitiq.	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
27	schiste noir	silico-alumineux	767717,6	6338487	527	1	800	9	schiste noir	6	ferrallitiq.	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
C11	schiste noir	silico-alumineux	773348,9	6344258	528	1	800	9	schiste noir	6	ferrallitiq.	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A12	schiste	silico-alumineux	758205,3	6342092	529,5	1	800	9	schiste	6	ferrallitiq.	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
C10	schiste	silico-alumineux	769305	6340566	530	1	800	9	schiste	6	ferrallitiq.	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
C12	schiste	silico-alumineux	765788,6	6343819	530	1	800	9	schiste	6	ferrallitiq.	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
26	schiste	silico-alumineux	760771	6342706	730	1	800	9	schiste	6	ferrallitiq.	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A26	schiste	silico-alumineux	768717	6347887	730,1	1	800	9	schiste	6	ferrallitiq.	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
E11	schiste	silico-alumineux	770264	6348065	730,2	1	800	9	schiste	6	ferrallitiq.	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A52	schiste	silico-alumineux	760770,2	6342723	731	1	800	9	schiste	6	ferrallitiq.	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A24	schiste noir	silico-alumineux	775925,4	6351317	732	1	800	9	schiste noir	6	ferrallitiq.	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
E10	gneiss	calco-alcalin	772225,6	6350939	735	1	800	9	gneiss	6	ferrallitiq.	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
C7	schiste	silico-alumineux	748206,5	6347863	738	1	800	9	schiste	6	ferrallitiq.	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A31	schiste	silico-alumineux	749357	6351390	738,2	1	800	9	schiste	6	ferrallitiq.	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne

code	lithologie	geochimie	X	Y	Dprof (m)	Dc	Recharge (mm/an)	Rc	Aquifère	Ac	Sol	Sc	Terrain pente	Tc	Vadose	Ic	Conduktivité	Cc	Id	Classe	Id%	Vulnérabilité
A35	schiste	silico-alumineux	750586,8	6353158	738,3	1	800	9	schiste	6	ferralitiqu	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A34	schiste	silico-alumineux	750519,8	6352322	738,55	1	800	9	schiste	6	ferralitiqu	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A38	schiste	silico-alumineux	751203,1	6350241	739	1	800	9	schiste	6	ferralitiqu	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A41	schiste	silico-alumineux	756137,4	6347960	739	1	800	9	schiste	6	ferralitiqu	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A81	schiste	silico-alumineux	768827,2	6351001	740,3	1	800	9	schiste	6	ferralitiqu	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A54	schiste	silico-alumineux	761206,9	6348873	740,5	1	800	9	schiste	6	ferralitiqu	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A80	schiste	silico-alumineux	768827,2	6351001	740,5	1	800	9	schiste	6	ferralitiqu	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A55	schiste	silico-alumineux	763828,9	6349956	740,6	1	800	9	schiste	6	ferralitiqu	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A46	schiste	silico-alumineux	757431,8	6347472	740,8	1	800	9	schiste	6	ferralitiqu	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
C26	schiste	silico-alumineux	769392,9	6354720	743	1	800	9	schiste	6	ferralitiqu	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A58	schiste	silico-alumineux	765660	6356594	745	1	800	9	schiste	6	ferralitiqu	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A60	schiste	silico-alumineux	766016,5	6356662	745	1	800	9	schiste	6	ferralitiqu	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
25	schiste	silico-alumineux	754406	6351419	747	1	800	9	schiste	6	ferralitiqu	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A44	schiste	silico-alumineux	756634,4	6352384	748	1	800	9	schiste	6	ferralitiqu	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A53	schiste	silico-alumineux	760820,2	6353177	749	1	800	9	schiste	6	ferralitiqu	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
C25	schiste	silico-alumineux	772821,5	6358676	750	1	800	9	schiste	6	ferralitiqu	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A7	schiste	silico-alumineux	759105,2	6355120	750	1	800	9	schiste	6	ferralitiqu	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A45	schiste noir	silico-alumineux	756863,7	6354247	750	1	800	9	schiste noir	6	ferralitiqu	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A50	schiste	silico-alumineux	759788,8	6352990	751	1	800	9	schiste	6	ferralitiqu	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A40	schiste noir	silico-alumineux	753571,4	6354578	756	1	800	9	schiste noir	6	ferralitiqu	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
C29	schiste noir	silico-alumineux	758579,9	6358412	795	1	800	9	schiste noir	6	ferralitiqu	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
C27	granite	acide	763905	6361928	690	1	800	9	granite	6	ferralitiqu	10	15	3	Socle cristallin	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
C28	granite	acide	762184,3	6361752	695	1	800	9	granite	6	ferralitiqu	10	15	3	Socle cristallin	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A43	granite	acide	756222,9	6361614	600	1	800	9	granite	6	ferralitiqu	10	15	3	Socle cristallin	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A42	granite	acide	756111	6360670	600	1	800	9	granite	6	ferralitiqu	10	15	3	Socle cristallin	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
C36	granite	acide	765876,5	6365445	600,5	1	800	9	granite	6	ferralitiqu	10	15	3	Socle cristallin	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A18	gneiss	interm?diaire	775960,7	6353347		1	800	9	gneiss	6	ferralitiqu	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A44	schiste	silico-alumineux	756634,4	6352384		1	800	9	schiste	6	ferralitiqu	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A50	schiste	silico-alumineux	759788,8	6352990		1	800	9	schiste	6	ferralitiqu	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A57	schiste	silico-alumineux	765571,8	6356563		1	800	9	schiste	6	ferralitiqu	10	15	3	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	105	Faible	40%	Vulnérabilité moyenne
A36	lamprophyre	autre	751111,2	6340277	255	1	800	9	lamprophyre	6	ferralitiqu	10	8	5	Socle cristallin	4	0,04 à 4	1	107	Faible	41%	Vulnérabilité moyenne
A32	corn?enne	silico-alumineux	749505	6341419	260	1	800	9	corn?enne	6	ferralitiqu	10	8	5	Socle métamorphique	4	0,04 à 4	1	107	Faible	41%	Vulnérabilité moyenne
E4	granodiorite	calco-alcalin	781143,3	6338257	109,6	1	800	9	granodiorite	6	ferralitiqu	10	5	9	Socle cristallin	4	0,04 à 4	1	111	Faible	43%	Vulnérabilité moyenne
E2	granite	calco-alcalin	776885,8	6329373	119,2	1	800	9	granite	6	ferralitiqu	10	5	9	Massif cristallin	4	0,04 à 4	1	111	Faible	43%	Vulnérabilité moyenne
A72	argile	sans objet	781604,1	6361814	519	1	800	9	argile	5	argile	1	15	3	Couverture sédimentair	6		8	115	Moyen	45%	Vulnérabilité moyenne
A65	marne (33%<Cf	sans objet	770506,4	6322447	501,36	1	800	9	marne (33%<Cf	6	argile	1	15	3	Couverture sédimentair	6		8	118	Moyen	47%	Vulnérabilité moyenne
A56	marne (33%<Cf	sans objet	765406,1	6322516	502,63	1	800	9	marne (33%<Cf	6	argile	1	15	3	Couverture sédimentair	6		8	118	Moyen	47%	Vulnérabilité moyenne
A64	calcaire grumel	carbonat?	769640	6320302	502,78	1	800	9	calcaire grumel	6	argile	1	15	3	Couverture sédimentair	6		8	118	Moyen	47%	Vulnérabilité moyenne
A27	marne (33%<Cf	sans objet	761321,3	6321957	503,5	1	800	9	marne (33%<Cf	6	argile	1	15	3	Couverture sédimentair	6		8	118	Moyen	47%	Vulnérabilité moyenne
C5	marne (33%<Cf	sans objet	769656,7	6326324	505,2	1	800	9	marne (33%<Cf	6	argile	1	15	3	Couverture sédimentair	6		8	118	Moyen	47%	Vulnérabilité moyenne
A76	argile	sans objet	790761,8	6349596	106,3	1	800	9	argile	5	argile	1	5	9	C+2:C37ouverture s?e	6		8	121	Moyen	48%	Vulnérabilité moyenne
E12	argile	sans objet	778732,2	6333999	107,6	1	800	9	argile	5	argile	1	5	9	Couverture sédimentair	6		8	121	Moyen	48%	Vulnérabilité moyenne
E5	argile	sans objet	781033,2	6336372	111,5	1	800	9	argile	5	argile	1	5	9	Couverture sédimentair	6		8	121	Moyen	48%	Vulnérabilité moyenne
A13	dolomie	carbonat?	786196,3	6346160	106	1	800	9	dolomie	6	argile	1	5	9	Couverture sédimentair	6		8	124	Moyen	50%	Vulnérabilité moyenne
A21	dolomie	carbonat?	789094,8	6348638	106,1	1	800	9	dolomie	6	argile	1	5	9	Couverture sédimentair	6		8	124	Moyen	50%	Vulnérabilité moyenne
28	dolomie	carbonat?	773479,4	6333683	109	1	800	9	dolomie	6	argile	1	5	9	Couverture sédimentair	6		8	124	Moyen	50%	Vulnérabilité moyenne
C23	marne (33%<Cf	sans objet	783107	6333445	110	1	800	9	marne (33%<Cf	6	argile	1	5	9	Couverture sédimentair	6		8	124	Moyen	50%	Vulnérabilité moyenne

code	lithologie	geochimie_	X	Y	Dprof (m)	Dc	Recharge (mm/an)	Rc	Aquifère	Ac	Sol	Sc	Terrain pente	Tc	Vadose	lc	Condu ctivité	Cc	Id	Classe	Id%	Vulnérabilité
C20	marne sableuse	sans objet	797612,2	6326149	113	1	800	9	marne sableu	6	argile	1	5	9	Couverture sédimentair	6		8	124	Moyen	50%	Vulnérabilité moyenne
C15	marne (33%<<C)	sans objet	790755,2	6333621	115	1	800	9	marne (33%<<	6	argile	1	5	9	Couverture sédimentair	6		8	124	Moyen	50%	Vulnérabilité moyenne
C14	marne (33%<<C)	sans objet	787238,8	6330105	115,5	1	800	9	marne (33%<<	6	argile	1	5	9	Couverture sédimentair	6		8	124	Moyen	50%	Vulnérabilité moyenne
C16	marne sableuse	sans objet	794183,7	6337225	116	1	800	9	marne sableu	6	argile	1	5	9	Couverture sédimentair	6		8	124	Moyen	50%	Vulnérabilité moyenne
A69	dolomie	carbonat?	775747,1	6325088	117,69	1	800	9	dolomie	6	argile	1	5	9	Couverture sédimentair	6		8	124	Moyen	50%	Vulnérabilité moyenne
A66	dolomie	carbonat?	773588,4	6323984	117,9	1	800	9	dolomie	6	argile	1	5	9	Couverture sédimentair	6		8	124	Moyen	50%	Vulnérabilité moyenne
A10	calcaire argileu	carbonat?	776271	6330894	118,64	1	800	9	calcaire argil	6	argile	1	5	9	Couverture sédimentair	6		8	124	Moyen	50%	Vulnérabilité moyenne
A20	dolomie	carbonat?	776412,1	6325743	118,9	1	800	9	dolomie	6	argile	1	5	9	Couverture sédimentair	6		8	124	Moyen	50%	Vulnérabilité moyenne
C22	calcaire grumel	sans objet	790491,5	6340830	119	1	800	9	calcaire grum	6	argile	1	5	9	Couverture sédimentair	6		8	124	Moyen	50%	Vulnérabilité moyenne
C6	dolomie	carbonat?	773261	6323929	119,2	1	800	9	dolomie	6	argile	1	5	9	Couverture sédimentair	6		8	124	Moyen	50%	Vulnérabilité moyenne
A28	calcaire	calco-alcalin	748515,1	6353717	737,35	1	800	9	calcaire	10	argile	1	15	3	Couverture sédimentair	6		8	130	Moyen	53%	Vulnérabilité moyenne
A30	calcaire	calco-alcalin	748582,7	6353803	737,9	1	800	9	calcaire	10	argile	1	15	3	Couverture sédimentair	6		8	130	Moyen	53%	Vulnérabilité moyenne
A3	calcaire	calciq	750541,1	6344151	738,9	1	800	9	calcaire	10	argile	1	15	3	Couverture sédimentair	6		8	130	Moyen	53%	Vulnérabilité moyenne
A29	calcaire	calco-alcalin	748575,7	6353796	739	1	800	9	calcaire	10	argile	1	15	3	Couverture sédimentair	6		8	130	Moyen	53%	Vulnérabilité moyenne
C35	calcaire	calco-alcalin	744602,2	6351467	739	1	800	9	calcaire	10	argile	1	15	3	Couverture sédimentair	6		8	130	Moyen	53%	Vulnérabilité moyenne
A33	sable	silico-alumineux	750532,3	6350136	739	1	800	9	sable	4	ferralitiqu	10	15	3	Couverture sédimentair	6		8	130	Moyen	53%	Vulnérabilité moyenne
C33	calcaire	carbonat?	801480,3	6336874	110	1	800	9	calcaire	10	argile	1	5	9	Couverture sédimentair	6		8	136	Moyen	56%	Vulnérabilité moyenne
C19	calcaire	carbonat?	797788	6333533	113	1	800	9	calcaire	10	argile	1	5	9	Couverture sédimentair	6		8	136	Moyen	56%	Vulnérabilité moyenne
A22	gr?s	sans objet	790761,4	6343526		1	800	9	gr?s	6	ferralitiqu	10	15	3	Couverture sédimentair	6		8	136	Moyen	56%	Vulnérabilité moyenne
E17	conglom?rat	sans objet	781632,4	6341542	165	1	800	9	conglom?rat	6	ferralitiqu	10	8	5	Couverture sédimentair	6		8	138	Moyen	57%	Vulnérabilité moyenne
C24	conglom?rat	sans objet	780381,8	6351643	200	1	800	9	conglom?rat	6	ferralitiqu	10	8	5	Couverture sédimentair	6		8	138	Moyen	57%	Vulnérabilité moyenne
A67	gr?s	carbonat?	774685,7	6323605	118,25	1	800	9	gr?s	6	ferralitiqu	10	5	9	Couverture sédimentair	6		8	142	Moyen	59%	Vulnérabilité moyenne
A9	alluvions	sans objet	766224,9	6325564	501,78	1	800	9	alluvions	8	Sableux	6	15	3	Formations superficielle	8		10	150	Fort	63%	Vulnérabilité élevée
A59	alluvions	sans objet	766237,3	6325280	502,5	1	800	9	alluvions	8	Sableux	6	15	3	Formations superficielle	8		10	150	Fort	63%	Vulnérabilité élevée
A49	alluvions	sans objet	759077,7	6326745	503,477	1	800	9	alluvions	8	Sableux	6	15	3	Formations superficielle	8		10	150	Fort	63%	Vulnérabilité élevée
A2	alluvions	sans objet	778986,6	6363443	510	1	800	9	alluvions	8	Sableux	6	15	3	Formations superficielle	8		10	150	Fort	63%	Vulnérabilité élevée
A15	alluvions	silico-alumineux	761256,7	6340959	731	1	800	9	alluvions	8	Sableux	6	15	3	Formations superficielle	8		10	150	Fort	63%	Vulnérabilité élevée
A63	alluvions	silico-alumineux	768183,7	6351588	740,9	1	800	9	alluvions	8	Sableux	6	15	3	Formations superficielle	8		10	150	Fort	63%	Vulnérabilité élevée
A6	alluvions	sans objet	786569,8	6325266	101,65	1	800	9	alluvions	8	Sableux	6	2	10	Formations superficielle	8		10	157	Fort	66%	Vulnérabilité élevée
A75	alluvions	sans objet	787667,5	6325134	101,78	1	800	9	alluvions	8	Sableux	6	2	10	Formations superficielle	8		10	157	Fort	66%	Vulnérabilité élevée
A70	alluvions	sans objet	775820,7	6333508	106	1	800	9	alluvions	8	Sableux	6	2	10	Formations superficielle	8		10	157	Fort	66%	Vulnérabilité élevée
A17	alluvions	sans objet	793474,3	6325745	3	9	800	9	alluvions	8	Sableux	6	2	10	Formations superficielle	8		10	197	Très Fort	86%	Vulnérabilité très élevée
A5	alluvions	sans objet	793024,4	6324973	3	9	800	9	alluvions	8	Sableux	6	2	10	Formations superficielle	8		10	197	Très Fort	86%	Vulnérabilité très élevée
A71	alluvions	sans objet	779802,1	6348258	3	9	800	9	alluvions	8	Sableux	6	2	10	Formations superficielle	8		10	197	Très Fort	86%	Vulnérabilité très élevée
A77	alluvions	sans objet	793387,5	6325818	3	9	800	9	alluvions	8	Sableux	6	2	10	Formations superficielle	8		10	197	Très Fort	86%	Vulnérabilité très élevée
A78	alluvions	sans objet	793434,2	6325789	3	9	800	9	alluvions	8	Sableux	6	2	10	Formations superficielle	8		10	197	Très Fort	86%	Vulnérabilité très élevée
E13	alluvions	sans objet	787073,8	6338389	3	9	800	9	alluvions	8	Sableux	6	2	10	Formations superficielle	8		10	197	Très Fort	86%	Vulnérabilité très élevée
A5	alluvions	sans objet	793024,4	6324973	3	9	800	9	alluvions	8	Sableux	6	2	10	Formations superficielle	8		10	197	Très Fort	86%	Vulnérabilité très élevée
A14	alluvions	sans objet	791712,6	6324218	3	9	800	9	alluvions	8	Sableux	6	2	10	Formations superficielle	8		10	197	Très Fort	86%	Vulnérabilité très élevée
C17	alluvions	sans objet	790667,3	6326764	3	9	800	9	alluvions	8	Sableux	6	2	10	Formations superficielle	8		10	197	Très Fort	86%	Vulnérabilité très élevée
A8	alluvions	sans objet	784249,2	6339885	3	9	800	9	alluvions	8	Sableux	6	2	10	Formations superficielle	8		10	197	Très Fort	86%	Vulnérabilité très élevée
E14	alluvions	sans objet	787072,8	6338385	3	9	800	9	alluvions	8	Sableux	6	2	10	Formations superficielle	8		10	197	Très Fort	86%	Vulnérabilité très élevée
C13	alluvions	sans objet	783194,9	6326324	3	9	800	9	alluvions	8	Sableux	6	2	10	Formations superficielle	8		10	197	Très Fort	86%	Vulnérabilité très élevée
A1	alluvions	sans objet	778302,5	6329739	3	9	800	9	alluvions	8	Sableux	6	2	10	Formations superficielle	8		10	197	Très Fort	86%	Vulnérabilité très élevée
A23	alluvions	sans objet	770403,8	6334401	3	9	800	9	alluvions	8	Sableux	6	2	10	Formations superficielle	8		10	197	Très Fort	86%	Vulnérabilité très élevée

Annexe 7 : Verbatim et retour d'expérience d'atelier Figure de l'atelier 08/06/2016 au Centre de Recherche et d'Enseignement en Environnement et en Risques (CREER) de l'IMT MINES ALES

Les informations sont présentées par ordre de tirage

Information 2 :

S3 : le passé industriel date d'avant le parc Naturel. On n'a pas attendu les Parcs pour faire des Mines.

P5 : cela interroge sur le sens philosophique du terme naturel. Nous faisons partie du monde naturel. Notre action minière fait partie de la nature également.

Information 3 :

P1 : ça fait 15-20 ans qu'on en entend parler. Cela me fait très peur. Et c'est l'absence de réactions des pouvoirs publics et l'impossibilité qu'on a d'attaquer les personnes qui ont créé cette pollution et qui ne font rien. C'est ça...

S2 : d'accord avec cette information. Un sujet connu pour moi depuis 35 ans, ça illustre la difficulté de confiner des éléments qui sont indésirables dans la nature. Quand on fait une exploitation minière, on libère ... dès qu'on les exploite, on les enlève de leur confinement, on en extrait une partie, une autre se trouve dans les stériles. J'avais vu le confinement des années 70. Il s'est révélé non durable. Il y avait de l'acidité qui avait attaqué les bétons. Endommagé par l'érosion, notamment la pluie. Un défaut de confinement durable. J'écoutais la dame : on n'attaque pas les responsables. Les responsables n'existent plus depuis longtemps. Juridiquement, c'est l'État. ces mines-là, il n'aurait jamais fallu les ouvrir si on voulait éviter ce déconfinement. Cela existe dans beaucoup de mines. Madame Robert écoute avec beaucoup d'intérêt.

P3 : de présenter de l'eau sale sur une photo en disant que c'est une pollution, c'est ambigu. C'est de l'eau boueuse... on devrait dire qu'elle a pH de 3, qu'elle contient... on devrait dire ce qu'elle contient.

S1 : pour rebondir, la photo telle qu'elle est. On pourrait prendre une photo avec les mêmes couleurs dans un endroit qui n'a subi aucune pollution humaine. La photo ne prouve rien. C'est un sujet que je ne connais. Là, tel que c'est, la seule chose que je peux conclure : c'est qu'il y a peut-être un problème. Quel est son ampleur ? on peut juste subodorer. On ne sait pas si c'est grave ou pas grave.

P4 : un grand titre avec une photo choqué. Besoin de lire l'article complet. Comme tout article dans les médias, il faut des mots forts pour retenir l'attention. Un vocabulaire percutant. Il faut lire dans le détail.

P2 : colère... il y a un exploitant milliardaire, beaucoup de profits avec cette mine, il est parti sans ses déchets. L'état n'a rien fait. Ça fait 50 ans, on ne fait rien. C'est plutôt de la colère.

S3: dans le Gardon, autrefois, de la poussière de charbon... c'était de la pollution mais on ne voyait pas ça comme ça. Omerta. On ne critiquait pas. Les mines donnaient du travail.

P1 : une telle épaisseur de poussières de charbon... plusieurs années pour dépolluer.

P3 : une action sur le crassier. Confinement avec des bâches et des drains, des travaux engagés par Umicore car mise en demeure par la justice. Les eaux sont récoltées dans un bassin pour être évaporées. Il y a quelque chose qui se passe. La dépollution, ce n'est pas possible. On ne peut pas déplacer cette pollution. Le caoutchouc va peut-être durer 100 ans. Il faudra le changer. Mais on ne sera plus là pour le voir.

Information 1 :

P1 : des plaies multiples sur le visage, remplis de poussière bleue. Cela me faisait peur. Difficulté à respirer et à parler. Ils étaient déjà bien imprégnés par la silicose. Ils étaient très pâles. On commençait à prendre le soleil. Les mineurs étaient d'une pâleur... c'est ça. À côté : je rejoins P1. Etant tout jeune, on voyait les veinules bleues noires. Ils étaient faciles à reconnaître. Des stigmates dermatologiques. Tout ça, on le remarquait sans savoir l'origine. Des phénomènes dermatologiques qu'on ne soignait pas.

S2 : ça illustre des conditions de travail rudes et agressives pour la santé. Ça illustre aussi autre chose. Je suis un peu descendu dans la mine. Ça illustre des solidarités, notamment dans l'adversité, dans la difficulté. Ce n'est pas par hasard... cela me parle énormément. Pour rendre la coloration... quand j'étais étudiant à l'école des mines, on nous faisait descendre dans la mine de charbon... c'était du tourisme... on nous envoyait dans des endroits où il y avait de la poussière. On nous envoyait à la douche. On pensait qu'on était lavé. Ce n'était pas le cas. Le teint de mineur... pour moi, c'est surtout ça. Quant au texte, il passe au second plan.

P2 : pas de vécu. Intérêt pour le texte : je ne crois pas que les mineurs connaissaient pas la contamination des sables gris sur les berges.

P3 : je n'ai pas connu les mineurs. Je ne suis pas d'une région minière. Cela devait être un travail difficile. Ils devaient être solidaires. Ils ont sûrement bossé dans des conditions détestables, sans savoir le danger qu'ils couraient.

P1 : je crois qu'ils savaient : ils voyaient les blessés, les morts en cas de grisou. Et la silicose, ils savaient même dans les années 50.

S2 : la silicose est une maladie professionnelle reconnue en ces temps-là, depuis les années 1930. Les sociologues ont explicité cela : ils étaient quelques dizaines de milliers. Ils savaient bien les risques pris, le grisou, les éboulements, les inondations. Ce que je constate, c'est qu'ils y allaient quand même. Un phénomène social qui se passait dans la grande famille des mineurs. Je suis persuadé. S'ils avaient consciences, ils dépassaient les risques.

S4 : je confirme. Des conditions rudes et difficiles. Néanmoins, une osmose dans les équipes de mineurs, une totale envie de travailler, une passion de ce métier. Les mineurs se sont battus pour maintenir leur outil de travail. Les syndicats ont réussi à imposer des conditions sociales supérieures... je reste un passionné du fond, les conditions sont particulières. Les conditions ont changé, plus les mêmes conditions de travail... sur la photo, aucun d'eux n'aurait voulu changer de métier. On a abordé un sujet un peu différent de celui de la thèse : une image différente dans l'esprit. Un métier difficile. Tous les commentaires ont eu trait aux conditions de travail et non aux rejets et aux pollutions. L'article hors de son contexte peut influencer la vue et l'avis des gens.

P3: on parle de la croix de pallières. Pas de charbon, du zinc et du plomb. Quand on parle de poussières contaminées, c'est des choses très toxiques (arsenic, germanium...)

S1: le problème qu'on a avec l'information : cette information on ne peut en faire grand-chose. On ne sait pas quelle pollution...

P4 : chacun ramène son expérience propre une vue des choses. Les personnes qui ont connu les mines de charbon, y voient une mine de charbon. Chacun est libre de penser ce qu'il veut. Il faut aller dans le corps du texte pour comprendre. ... comparaison avec un sous-marin : si un des maillons de la chaîne se rompt, c'est toute la chaîne qui casse, c'est la société qui peut être en danger. Cet esprit de solidaire où chacun est indispensable... contrairement aux activités à ciel ouvert. C'est pourquoi les mineurs et les sous-marinières sont attachés à leurs métiers.

S2 : sur ce registre : au fond, comme tout le monde a la même tenue, s'efface la hiérarchie. Quand il y a un coup dur au fond, tout le monde intervient avec ses compétences certes. C'est une solidarité sans faille. Essentiel dans un milieu souterrain. On pourrait dire la même chose dans la station qui tourne autour de la terre.

Information 4

P3 : je le connais ce monsieur. Il a acheté une maison sur une ancienne mine. Sa femme est morte d'un cancer. L'état ne veut pas lui racheter sa maison.

Monsieur Moulin... sur la photo avec le petit texte. Un texte proche de la nullité. On n'est pas avancé. Moi ce qui m'a beaucoup interrogé, c'est la photo ; une photo qui a été construite ou est-elle naturelle. Un contraste entre le vert le naturel, du sombre au fond... la personne, un détenteur de savoir, un sachant un chercheur. Je me suis trompé. Cela pose question. On est dans une époque d'image.

P4 : sur le montage de l'article, la photo est très grande par rapport à l'ensemble de la présentation. La photo doit porter des bonnes questions aux lecteurs. Il est sympathique, il a une bonne tête. On comprend qu'il est en grand danger. Une empathie se manifeste pour ce monsieur. Tout ce qu'on peut lire, quand on voit la pollution, on imagine que c'est lui, c'est vous, c'est nous... l'article est insuffisant. C'est le subjectif qui prend la part. au risque de perdre de vue la vérité. Encore une fois, il faut rentrer dans le fond du texte. Est-ce que c'est tout le département du Gard ? est-ce que c'est seulement quelques endroits ? c'est à préciser. En fonction de la composition de l'article, la composition du graphisme même, on penche d'un côté ou de l'autre.

S3 : les chiffres. En médecine, il est dangereux de citer des chiffres en dehors de la normale. Sur n'importe quel paramètre, si on sort de la normale, on est inquiet. Alors que des fois, on peut vivre quand même. Il y a un danger à parler de chiffre sans avoir l'avis d'un médecin.

S1 : on a que des informations partielles, sans l'article complet. C'est difficile de se faire une idée.

Information 5 :

P3 : je me suis toujours baigné dans le Mialet. C'est une eau qui m'est apparu très propre. Elle est très limpide, il y a beaucoup de bestioles. Elle m'a toujours inspirée confiance cette rivière. C'est bizarre de donner ce label en disant que c'est la première... cela fait penser qu'il n'y en a pas beaucoup.

S2 : un texte qui me paraît crédible. Je m'y suis baigné, mais pas souvent. J'ai envie de croire à la bonne qualité du Galeizon. Je suis enthousiaste. Je réagis, j'y crois, c'est réconfortant. On peut avoir des rivières propres, même pas loin des mines.

S3 : je suis sceptique. Des labels mais pas de critères. Moi je dis, le Gardon, c'est la meilleure rivière de France parce qu'elle est chez moi.

P5 : fié à la personne à droite, je la connais, je lui fais confiance. RMC, je ne connais pas. C'est très subjectif.

S2 : difficulté à comprendre une information si on n'a pas de prérequis. Il faut avoir des informations pour y croire. Mais le fait que l'agence de l'eau signe, c'est un gage de sérieux.

S4: on touche au cœur du sujet. Un article positif, de l'espoir. Comme vous l'avez dit, on y croit car ce sont des organismes experts (ARS, Agence de l'Eau) qui a labellisé. Plus que des chiffres qu'on ne peut analyser, on se repose sur des gens qui ont des compétences, une expertise reconnue, pour apprécier la véracité des propos. La question est de savoir : est-ce qu'on préfère être à l'écoute d'experts ou à l'écoute des journalistes qui vont publier des chiffres sans donner les teneurs et les conséquences ?

P5 : je sais qu'à l'abbaye de Cendras, il y a Biosphera, réimplantation de castor... j'ai coché des cases vertes pour ça; et on s'est battu contre le barrage. On a gagné. Elle n'aurait pas été dans cet état si on avait perdu.

Denis : en fait, on se réjouit pour la rivière et les habitants. L'information qui aurait été intéressante : est-ce qu'il y a des mines à proximité de cette rivière ou pas ? c'est une information intéressante. On veut bien croire la qualité de la rivière. Ma curiosité : est-ce qu'il y a des mines dans le coin.

P3 : on se pose la question pourquoi elle est propre. Ce n'est sûrement pas grâce aux hommes.

S2 : sur les eaux souterraines : quelles présences d'antimoine ? Est-ce que cela peut être relié à des exploitations minières ou non ? dans le sous-sol, des métaux lourds localisés. Il est possible que le cheminement souterrain de l'eau lessive des gisements de métaux lourds. Il y a des captages dans ce secteur où il y a de l'antimoine.

P4 : pont des Abarines : qualité des eaux excellente. Ne serait-ce que l'odeur vivifiante qui s'en dégage. Du côté de Cendras, les moines commencent à extraire les terres noires, la houille mais pas en profondeur. Comme combustible.

Débriefing : Réactions globales sur les informations

P1 : un point pas abordé : les rivières aujourd'hui, et notamment le Gardon, on a laissé toutes les machines qui contenaient des huiles minérales, les eaux sont remontées car plus pompées et le Gardon est pollué car il

contribue à augmenter la pollution dans le Rhône. Cela me paraissait important d'en reparler. La pollution invisible aujourd'hui.

P4 : on a survolé le problème. Notre Gardon continue de laver la pollution. Lorsque que je vois les gens se baigner à Alès Plage, ils ont du courage. Ils ne risquent pas mal.

P5 : rien à ajouter. J'ai beaucoup appris. J'étais venu en ne sachant rien.

P3 : il y a tellement de choses à dire. L'association a fait une analyse des boues de la dernière inondation à Anduze. On a ramassé des limons cet automne dans la rue. Dans ces sédiments, il y a 65 mg de plomb par kilo, 0,8 mg de Cadmium par kilo, 64 mg d'arsenic par kilo. Ça commence à être beaucoup. Je n'en mettrais pas dans mon jardin du limon récolté après inondation. Les gens ramassent le limon pour le mettre dans les jardins et les plantes. On ne dit pas. Quand on met les panneaux, ne cueillez pas de champignons... les panneaux restent 48h... parce qu'ils ne veulent pas perdre de l'argent. C'est économique tout ça (les projets immobiliers, les locations saisonnières). L'information est difficile à faire passer auprès de la population. Les touristes peuvent se baigner à Générargues sans savoir que c'est la rivière la plus polluée de France.

S3 : double expertise – les gens de la région qui connaissent (c'est précieux) et l'expertise des mg par litre. Il faut interroger les médecins car une dose est dépassée, c'est peut-être gênant mais pas grave

S2 : intérêt pour la démarche à Anduze. Concernant les analyses, c'est difficile de comprendre la véracité des analyses : je voudrais connaître des analyses représentatives des eaux à côté d'Alès. Cela illustre la difficulté de la connaissance des vraies informations sur un milieu récepteur. on a les résultats de ce qu'on veut chercher.

P4 : l'eau du Gardon est analysée tous les jours le matin. Mais qu'en est-il l'après-midi ? et pas les métaux lourds.

P1 : ce qu'on ne cherche pas on ne trouve pas

P2 : je connaissais ton travail. La réflexion sur le travail du journaliste : j'écris des articles. Très souvent on parle sur des sujets qu'on ne connaît pas. On est généraliste. On a son information, sa connaissance, c'est à partir de sa connaissance qu'on traite l'information et qu'on écrit ce qu'on doit écrire. Je ne sais pas comment je vais faire pour écrire des articles.

S1 : on nous a donné des titres d'articles. Il aurait fallu des articles complets, voire même des études. Cela reste très superficiel. Sur certains sujets, j'en ai plus appris de ce que les gens du coin ont dit que ce que j'ai pu lire. Cela aurait été intéressant d'avoir plus de matière, des articles plus longs, quitte à les avoir avant.

S4 : commentaires par mail. On est ingénieur des mines, on baigne dans ce domaine depuis longtemps, une expérience, un vécu. Ce que j'en retire : les articles sont accrocheurs, les photos empathiques... des articles imprécis et généralités... il aurait fallu préciser les aspects scientifiques et techniques pour apprécier la véracité des propos. Le texte suggère une appropriation : celui qui le lit va se sentir concerné. On s'approprie la souffrance et la douleur de cette personne. Si on met des chiffres sans commentaires, cela ne sert à rien. Un sujet d'actualité : qu'est devenue l'expertise en France ? Quelle crédibilité ?



Contents lists available at ScienceDirect

Science of the Total Environment

journal homepage: www.elsevier.com/locate/scitotenv



Development and implementation of a multi-criteria aggregation operator to estimate the contributions of the natural geochemical background and anthropogenic inputs in groundwater in former mining regions: An application to arsenic and antimony in the Gardon river watershed (southern France)

Philippe Lionel Ebengue Atega^{a,*}, Marc Vinches^a, Corinne Casiot^b, Séverin Pistre^b

^a Hydrosclences Montpellier, Univ Montpellier, IMT Mines Ales, CNRS, IRD, Ales, France

^b Hydrosclences Montpellier, Univ Montpellier, CNRS, IRD, Montpellier, France