Projet gestion multi-usages de l'hydrosystème karstique du Lez -Caractérisation hydrochimique, qualité, vulnérabilité de l'hydrosystème et de l'écosystème souterrain associé - Rapport final.

Christelle Batiot-Guilhe, J.L. Seidel, Jean-Christophe Maréchal, Bernard Ladouche, Vincent Prié, Flavie Cernesson, Nathalie Dörfliger, M Blanc, Véronique Leonardi, P.Y. Vion, et al.

▶ **To cite this version:**

Christelle Batiot-Guilhe, J.L. Seidel, Jean-Christophe Maréchal, Bernard Ladouche, Vincent Prié, et al.. Projet gestion multi-usages de l'hydrosystème karstique du Lez -Caractérisation hydrochimique, qualité, vulnérabilité de l'hydrosystème et de l'écosystème souterrain associé - Rapport final.. [Rapport de recherche] BRGM (Bureau de recherches géologiques et minières) (Bureau de recherches géologiques et minières). 2014. hal-03146466

HAL Id: hal-03146466
https://brgm.hal.science/hal-03146466

Submitted on 19 Feb 2021

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.

Document public

Projet gestion multi-usages de l'hydrosystème karstique du Lez – Caractérisation hydrochimique, qualité, vulnérabilité de l'hydrosystème et de l'écosystème souterrain associé

Rapport final

BRGM/RP-61013-FR
novembre 2014

biotope

TETIS

HSM
HydroSciences Montpellier

Montpellier Agglomération

agence de l'eau RHÔNE MÉDITERRANÉE CORSE
établissement public de l'État

Département Hérault Conseil Général

Géosciences pour une Terre durable
brgm

Projet gestion multi-usages de l'hydrosystème karstique du Lez – Caractérisation hydrochimique, qualité chimique, vulnérabilité de l'hydrosystème et de l'écosystème souterrain associé

Rapport final
BRGM/RP-61013-FR
novembre 2014

C. Batiot-Guilhe, J.L. Seidel, J.C. Maréchal, B. Ladouche, V. Prié, F. Cernesson, N. Dorfliger, M. Blanc, V. Léonardi, P.Y. Vion
Avec la collaboration de
C. Bancon, H. Fenet, C. Gonzalez, S. Spinelli, S. Van-Exter

Vérificateur :	**Approbateur :**
Nom : C. Lamotte	Nom : M.Audibert
Date : 27/11/14	Date : 27/11/14

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

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

Mots clés : Traceurs hydrochimiques, contaminants anthropiques, faune stygobie, écosystème souterrain, hydrogéologie, hydrosystème karstique du Lez, vulnérabilité, occupation du sol, méthode PaPRIKa

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :
C. Batiot-Guilhe, J.L. Seidel, J.C. Maréchal, B. Ladouche, V. Prié, F. Cernesson, N. Dorfliger, M. Blanc, V. Léonardi, P.Y. Vion. Avec la collaboration de C. Bancon, H. Fenet, C. Gonzalez, S. Spinelli, S. Van-Exter. (2014). Projet de gestion multi-usages de l'hydrosystème karstique du Lez – Caractérisation hydrochimique ; qualité chimique, vulnérabilité de l'hydrosystème et de l'écosystème associé. Rapport RP-61013-FR, 291 pages, 18 annexes.

© BRGM, 2007, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.

Synthèse

Le projet «Gestion multi-usages de l'hydrosystème karstique du Lez» (Lez-GMU) a pour objectif de parfaire la connaissance du milieu karstique d'un point de vue géologique, hydrogéologique, de réévaluer la ressource en eau exploitable au sein de l'aquifère et caractériser les impacts éventuels de nouveaux scénarios d'exploitation, de caractériser le régime hydrologique, les conséquences de l'exploitation sur l'aléa inondation et d'évaluer la vulnérabilité de l'aquifère karstique à partir des analyses hydrochimiques, d'inventaire de la microfaune souterraine de manière globale et spatialisée à l'aide d'indicateurs. Ce projet bénéficie du soutien financier de l'agglomération de Montpellier, de l'Agence ce l'Eau Rhône-Méditerranée et Corse et du Conseil Général de l'Hérault. Parmi les différents ateliers constituant le projet Lez-GMU, l'atelier 2 est dédié à l'étude de la vulnérabilité de la ressource en eau et de l'écosystème souterrain associé, de sa qualité, du fonctionnement hydrochimique et de l'impact des pressions anthropiques sur la qualité de l'eau. Le présent rapport décrit l'ensemble des résultats acquis dans l'atelier 2 et regroupe les délivrables L2.2, L2.3 et L2.5, présentant ainsi (1) le fonctionnement hydrogéologique de l'aquifère karstique du Lez à l'aide de traceurs géochimiques, (2) un état des lieux concernant la contamination anthropique et la sensibilité de la ressource en eau, (3) la cartographie de la vulnérabilité du bassin d'alimentation de la source du Lez, en prenant notamment en compte l'occupation des sols, et enfin (4) la vulnérabilité de l'écosystème souterrain associé au système karstique du Lez.

La synthèse des nouvelles données acquises par Bicalho (2010) a permis de renforcer le schéma conceptuel de fonctionnement de l'aquifère karstique établi par Marjolet & Salado (1976). L'eau de la source du Lez apparaît composée d'un mélange de plusieurs types d'eaux issues de différents compartiments de l'aquifère, depuis (1) des circulations peu profondes au sein de l'aquifère « supérieur » (calcaires du Jurassique supérieur et du Berriasien), (2) des interactions avec les eaux de surface et influence des eaux ayant été en contact avec les marno-calcaires valanginiens, (3) des circulations profondes des eaux, notamment facilitées par la présence d'importantes failles mettant en contact l'aquifère supérieur avec le réservoir inférieur du Jurassique moyen, et enfin (4) la remontée de fluides d'origine plus profonde. La contribution des pôles profonds (compartiments 3 et/ou 4), se manifeste graduellement lors des périodes estivales et de manière très significative lors des premières crues automnales, par une augmentation de la température et de la minéralisation des eaux du Lez. Une augmentation importante des teneurs en Cl, Na, B, Li, Sr, Mg et un enrichissement en carbone-13 indiquent que ces eaux ont bien évolué en profondeur, en milieu fermé. Caractériser le fonctionnement de l'aquifère karstique nécessitait tout d'abord de préciser l'origine des flux d'eaux minéralisées issues du pôle profond, de préciser ensuite les circulations peu profondes, les interactions entre les eaux de surface (notamment via les systèmes d'infiltration liés aux pertes) et les eaux souterraines et d'étudier les flux d'infiltration rapide, de façon à notamment identifier les contaminations anthropiques pouvant affecter la qualité de la ressource en eau de ce système karstique. Les différentes informations obtenues à l'issue de cette étude sont présentées ci-après :

- **Fonctionnement hydrogéochimique de l'aquifère du Lez**

Les singularités hydrogéochimiques des eaux s'écoulant à la source du Lez ont été étudiées par une approche géochimique inédite basée sur l'analyse des éléments majeurs et traces, des Terres Rares et le traçage multi-isotopique (stables de l'eau, isotopes du strontium, du bore et du lithium). De nouveaux éléments d'information sur la nature des réservoirs et l'origine des eaux qui s'écoulent en contexte de hautes et basses eaux ont pu être apportés. L'étude des

données isotopiques du bore, lithium et strontium semble montrer que les pôles Trias (halite et gypse) ne permettent pas d'expliquer les augmentations de minéralisation observées au Lez lors des périodes de basses eaux et lors des crues de reprise hydrologique (effet piston). Toutefois, les profils des Terres Rares des eaux de la source du Lez, malgré une signature proche du pôle « Crétacé », semblent évoluer entre le profil du Bajocien (Jurassique Moyen) et le profil fortement appauvri des eaux du pôle « Trias gypse ».

L'origine des eaux minéralisées mobilisées lors de ces périodes est bien d'origine profonde et serait à relier à une composante d'eau de type carbogazeux en provenance du socle. La contribution de ces eaux ne se fait pas de manière directe mais par l'intermédiaire d'un réservoir carbonaté profond dont l'eau présente des minéralisations élevées du type de celles qui ont été mesurées dans l'ouvrage profond d'Antigone. L'évolution des signatures isotopiques du strontium des eaux du Lez laisse suggérer la participation de la formation bajocienne. Dans ce contexte, les lignes de courant de l'aquifère mobiliseraient les eaux jusqu'à des profondeurs de plus de 1000 m compte tenu de la localisation de ces formations pour le système aquifère du Lez.

La chimie des eaux du Lez au cours du cycle hydrologique évolue en fonction de la contribution relative des eaux en provenance des trois pôles géochimiques : Crétacé ; Jurassique et pôle profond (Antigone). Le pôle dominant est le pôle Crétacé avec une contribution moyenne de 67 % aux eaux de la source du Lez. Ce résultat indique le rôle prépondérant joué par la formation du Berriasien (Crétacé) dans le fonctionnement de l'aquifère notamment en période de hautes eaux. En période de hautes eaux, le ruissellement sur les marno-calcaires du Valanginien (Crétacé) peut également contribuer, par le biais des zones de pertes des cours d'eau, à l'alimentation de la zone noyée du système karstique du Lez. Le second pôle est le pôle Jurassique avec une contribution moyenne de 24 % qui augmente en période de basses eaux lors des pompages. La contribution du pôle « profond » est mineure, de l'ordre de 9% en moyenne à l'échelle d'un cycle hydrologique. Lors des crues de reprise du cycle hydrologique, on constate une augmentation de la contribution du pôle Crétacé au détriment du pôle Jurassique. Lors de ces mêmes crues, la contribution du pôle « profond » augmente jusqu'à un maximum de 27% le 13 septembre 2010.

- **Qualité de la ressource en eau et sensibilité aux impacts anthropiques**

Différents types de contaminants ont été suivis durant cette étude, de façon à caractériser la pollution liée aux activités agricoles et celle liée aux activités urbaines et domestiques.

Concernant la contamination agricole, un suivi sur un cycle hydrologique (septembre 2010 à septembre 2011) de 16 pesticides dans les eaux de la source du Lez et de trois sources temporaires (Lirou, Fleurette, Restinclières) a été mis en place. Il indique un niveau de contamination très faible (<25 ng/l). Pour certains composés, les profils de concentration sont en relation avec une des activités saisonnières au niveau d'herbicides par exemple. Les prélèvements ont été effectués à différentes périodes du cycle hydrologique. Ces résultats ont été confrontés à ceux issus des suivis patrimoniaux sur la source du Lez (données ADES). Les concentrations moyennes et maximales observées sont en général faibles (respectivement <30 ng/l et 50 ng/l) pour l'ensemble des molécules. Ponctuellement, certaines molécules comme la simazine ou le diuron peuvent toutefois dépasser 100 ng/l. A la vue de l'ensemble de ces résultats, l'aquifère du Lez ne semble pas présenter de contamination chronique en pesticides. Il est toutefois possible, notamment en période de crue, que certaines molécules dépassent la norme de potabilité fixée à 100 ng/l.

L'impact de la contamination d'origine domestique et/ou urbaine a également été étudié. Les anomalies de Gadolinium, les composés organostaniques (notamment butylétains) et les

résidus médicamenteux (carbamazépine et époxycarbamazépine) présentent des valeurs en général faibles sur l'ensemble des sites suivis (sources, forages) sur l'hydrosystème karstique du Lez ou sur les systèmes karstiques voisins pouvant être liés à ce dernier. Toutefois, la présence et l'apparition de pics ponctuels de ces composés d'origine anthropique dans les eaux souterraines attestent de l'impact de rejets d'eaux usées traitées ou non issus des STEP et/ou des assainissements autonomes et/ou de défauts sur le réseau d'assinissement (trop-pleins, déversoirs d'orage…) présents sur le bassin. Les pics de contamination apparaissent généralement en hautes ou moyennes eaux et sont plus visibles sur les sources. Leur suivi a été en effet effectué de façon régulière à différentes périodes du cycle hydrologique, ce qui n'est pas le cas des forages, prélevés uniquement à l'étiage. La source du Lez présente des valeurs généralement plus élevées que celles des sources temporaires. Elle présente également une contamination chronique, puisque même en basses eaux la présence d'organoétains, E. Coli et d'anomalie de Gadolinium atteste de la contamination persistante d'eaux usées. L'étude de la fluorescence de la MOD (Matière Organique Dissoute) couplée à la bactériologie (notamment E. Coli) montre également que l'impact de la contamination domestique peut être important, spécialement au moment des crues de reprise automnale. Elle met également en évidence des flux d'infiltration rapide arrivant à l'exutoire de la source du Lez en quelques jours et démontre la vulnérabilité de cette dernière face à des flux de contaminants anthropiques, notamment liés à la pollution domestique.

Une part importante du travail présenté dans ce rapport était centrée autour de la cartographie de vulnérabilité et de l'étude de l'occupation et de l'usage du sol, sur les périodes 1990 à 2009. Ces informations ont ensuite été confrontées aux résultats issus du suivi en contaminants anthropiques sur l'aquifère karstique. Les principaux résultats sont les suivants :

- **Vulnérabilité de l'hydrosystème karstique du Lez, pressions anthropiques et impacts sur la qualité de la ressource en eau**

La moitié de la zone d'étude est classée en vulnérabilité globale élevée et 11,5 % en vulnérabilité très élevée. Dans la région, de nombreux secteurs possèdent une couverture peu perméable de faible épaisseur ou bien présentent à l'affleurement des terrains calcaires, relativement fracturés et karstifiés, donc propices à l'infiltration. Les zones les plus sensibles sont toutes localisées dans les bassins versants des principales pertes favorisant une infiltration concentrée dans l'aquifère du Lez. Celles-ci se trouvent soit sur des ruisseaux temporaires qui drainent des bassins topographiques constitués de terrains argileux, marneux et marno-calcaires assurant un ruissellement efficace vers les zones de pertes, soit sur des zones de failles principales (notamment celle de Corconne - les Matelles) permettant une infiltration rapide de tout polluant vers la ressource en eau.

L'étude de l'occupation et de l'utilisation du sol a apporté des éléments permettant de préciser et quantifier les pressions anthropiques s'exerçant sur le bassin du Lez. Les activités agricoles correspondent à environ 25 % de la superficie du bassin. Les zones vulnérables liées à ces dernières sont essentiellement la viticulture et dans une moindre mesure des activités extensives. Celles-ci peuvent expliquer certains dépassements de norme de potabilité pour les phytosanitaires en période de crue.

Les zones urbanisées représentent environ 5 % du secteur. A l'image des régions méditerranéennes, la population du bassin a doublé entre 1990 et 2009. L'urbanisation s'est fortement accrue dans certains secteurs. L'évolution des infrastructures liées à la collecte et au traitement des eaux usées domestiques et urbaines n'a pas été aussi rapide.

Les données disponibles n'ont pas permis de réaliser un bilan exhaustif du taux de saturation des STEP de la zone d'étude; néanmoins quelques éléments peuvent être dégagés. Avec

l'hypothèse de 100% de raccordement de la population concernée, l'analyse (i) du recensement de population de 2009, (ii) des bilans SATESE et (iii) des données « stations d'épuration de l'agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse » montre que 45 % des 70 000 habitants qui vivent dans des communes en tout ou partie situées dans la zone d'étude sont raccordés sur des stations d'épuration dont le point de rejet est localisé dans le bassin versant du Lez. Les 55% restant sont connectés à des stations dont les rejets s'effectuent hors du bassin versant du Lez, soit sur d'autres bassins versants (25%), soit en mer via la station Maera (30%). Si l'on se concentre sur les stations dont les rejets sont localisés sur le bassin versant du Lez, et que l'on compare la population (31 500 habitants environ) avec la charge totale admissible (40 000 équivalent- habitants), il apparait que, globalement, la capacité cumulée des STEP de la zone est suffisante. Ce résultat peut toutefois cacher des disparités : ainsi les communes ayant des stations d'épuration d'une charge de plus de 1000 équivalent-habitants semblent bien dimensionnées et présentent une marge de sécurité plus ou moins importante. C'est le cas de Claret, Combaillaux, Les Matelles, Saint Mathieu de Treviers, Saint Clément de Rivière et Saint Gely du Fesc. Il conviendrait de faire une analyse prospective concernant le développement de la population sur ces communes pour mieux connaitre la future pression sur ces stations d'épuration. En ce qui concerne les petites unités (moins de 1000 équivalent habitants), la situation est inversée sauf dans les cas de Pompignan, de Sainte Croix de Quintillargues, de Montaud et de Vacquières. La sous-capacité nominale des stations semble très marquée pour les communes de Saint Jean de Cuculles, Guzargues, Notre Dame de Londres, Le Triadou, Lauret, Viols le fort, Valflaunes, et Saint Bauzille de Montmel, et dans une moindre importance pour Cazevieille. Cette sous-capacité est sans doute à relativiser car elle peut être liée à l'importance de l'assainissement non collectif déployé sur ces communes peu peuplées. Ce constat semble d'ailleurs corroboré par les taux de saturation faibles de ces STEP qui devraient permettre d'accepter des augmentations ultérieures de charge organique et de volume. Les fiches des bilans journaliers montrent en outre que ces STEP ont des rejets conformes aux arrêtés d'autorisation.

Il apparait donc que globalement, la capacité cumulée des STEP de la zone est suffisante. Cependant, un inventaire sur l'ensemble de la zone serait nécessaire afin d'identifier celles qui : (i) présentent des risques de saturation hydraulique en temps de pluie, (ii) risquent d'atteindre à court terme une charge supérieure à la capacité nominale.

Même si les normes de rejets sont généralement respectées, les rejets se font la plupart du temps dans des cours d'eau temporaires, en liaison avec des pertes. En période de hautes eaux, ces rejets peuvent donc s'infiltrer rapidement dans le karst soit (1) directement de façon diffuse à travers l'épikarst et/ou la zone non saturée (Viols-le-Fort par exemple), soit (2) de façon concentrée et directe via les systèmes de pertes. Ceci peut expliquer les pics de différents indicateurs de contamination domestique. La source du Lez est plus impactée que les autres sources karstiques du secteur, par cette pollution liée aux eaux usées et véhiculée par ces deux modes d'infiltration. Cette contamination perdure même en période d'étiage, mais dans une moindre mesure. Les teneurs en E. Coli, anomalies de Gadolinium et organoétains sont beaucoup plus faibles mais témoignent de cette contamination chronique.

La ressource en eau de l'aquifère karstique du Lez est de bonne qualité chimique dans l'ensemble, mais de qualité bactériologique pouvant être médiocre. Les principaux contaminants présents en quantité pouvant être importants, notamment en période de crues, attestent d'une contamination par des eaux usées (fuites de réseaux de collecte, assainissements autonomes défaillants, rejets de STEP ou débordements dans les systèmes d'assainissement). La présence de certaines STEP localisées en zones de vulnérabilité globale très élevée, à proximité des pertes, semble être la principale cause de cette pollution des eaux souterraines et plus particulièrement de la source du Lez. Ces dernières se trouvant non loin de la zone de faille de Corconne-Les Matelles qui constitue un axe de drainage préférentiel des

eaux souterraines vers la source du Lez, ce qui implique une plus forte vulnérabilité que les autres sources du système. Cependant les STEP localisées en zone de vulnérabilité globale élevée, où les rejets s'infiltrent de façon diffuse dans l'épikarst (par exemple celle de Viols-le-Fort), participent également à la contamination de l'aquifère et nécessitent à ce titre une surveillance assidue.

L'indice relatif de risque a été estimé, à titre d'illustration, en couplant l'indice de vulnérabilité globale et les informations d'occupation du sol. Le partie centrale de la zone d'étude présente des zones de risque élevé à très élevé, essentiellement liées à la présence des pertes. La partie du bassin localisée au Sud présente un indice relatif de risque élevé lié essentiellement à l'occupation du sol et la forte urbanisation de certaines zones. Il est conseillé d'utiliser les cartes sans les agréger car elles mettent en évidence la variabilité spatiale relative du risque. Cette première carte de risque qui met en évidence les relations entre pressions urbaines et vulnérabilité du karst peut être déclinée pour mettre en évidence d'autres pressions, les pressions agricoles, par exemple. Pour ce faire, il convient de définir les poids accordés aux différentes pressions avec les utilisateurs finaux pour fournir une carte pertinente.

- **Impact de la qualité chimique de l'eau sur l'écosystème souterrain et l'abondance de certaines espèces de mollusques stygobies**

Ce rapport présente également les résultats d'une étude approfondie des populations de mollusques stygobies. Une approche novatrice de couplage de ces données avec des indicateurs physico-chimiques de la qualité des eaux a été entreprise. Le rôle prépondérant de certains éléments chimiques sur l'abondance et la répartition de ces espèces a pu être mis en évidence.

Le travail réalisé dans le cadre du projet Lez-GMU a également permis de réactualiser la liste des espèces stygobies présentes sur le karst d'alimentation de la source du Lez, considéré comme l'un des 10 plus riches au Monde. De nombreuses récoltes supplémentaires permettent d'améliorer les connaissances sur la micro-répartition des mollusques stygobies et, de là, de proposer un schéma théorique liant ces répartitions aux hydrosystèmes. Les mollusques souterrains peuvent donc être utilisés comme traceurs des eaux souterraines.

Pour affiner cette approche, une analyse génétique a été menée sur les animaux récoltés vivants. Si les récoltes d'animaux vivants restent rares et n'ont pas permis d'utiliser les flux de gènes comme reflet des flux d'eau, ces analyses ont toutefois mis en lumière des divergences fortes entre les populations présentes sur le karst du Lez et celles des bassins-versants adjacents, renforçant l'hypothèse d'une répartition guidée par les grands systèmes hydrologiques. En termes de conservation, les enjeux sont renforcés par la découverte du caractère endémique d'espèces comme *Paladilhia pleurotoma*, *Moitessieria rolandiana* et *Islamia cf. globulina* que l'on croyait largement répandues. Les analyses génétiques montrent qu'elles sont restreintes au karst du Lez.

Pour pallier au problème de la rareté des individus vivants dans les récoltes, une approche novatrice par ADN environnemental a été menée pour caractériser les eaux souterraines par leur signature génétique. Les résultats intermédiaires doivent être affinés (notamment en augmentant la quantité d'eau prélevée pour minimiser les variations dues à l'échantillonnage), mais d'ores et déjà la technique parait prometteuse.

Nous avons cherché à étudier la vulnérabilité de ces espèces aux changements de qualité de l'eau. Nous ne parvenons pas à montrer que ces espèces soient franchement liées à des valeurs seuils des caractéristiques physico-chimiques étudiées ici, même si des tendances générales montrent qu'elles pourraient être sensibles aux valeurs traduisant l'influence

anthropique (Na, Cl, K, SO_4 et NO_3). En revanche, elles semblent étroitement liées à la rapidité de transit des eaux issues de la recharge : plus les eaux météoriques pénètrent rapidement dans le karst, plus elles sont susceptibles d'apporter des éléments organiques et de l'oxygène, nécessaires au développement des biocénoses stygobies.

En conclusion, le karst du Lez demeure un hotspot de biodiversité souterraine, dont les enjeux de conservation sont importants, et qui semble épargné par les influences anthropiques et ce malgré les changements de régimes liés au pompage.

Sommaire

1. Introduction 21

2. Principaux éléments caractérisant le bassin karstique du Lez 25

2.1. CONTEXTE GEOLOGIQUE ET HYDROGEOLOGIQUE 25

2.2. BASSIN D'ALIMENTATION DE L'AQUIFERE KARSTIQUE DU LEZ 27

3. Fonctionnement hydrogéochimique de l'aquifère du Lez 29

3.1. ETAT DES CONNAISSANCES AU DEMARRAGE DU PROJET LEZ-GMU 29
3.1.1. Caractérisation des types d'eaux s'écoulant aux exutoires 29
3.1.2. Caractérisation de la réactivité du système et de la recharge saisonnière 33
3.1.3. Modèle conceptuel simplifié du fonctionnement de l'aquifère du Lez 37

3.2. PROTOCOLE D'ECHANTILLONNAGE ET SUIVIS MIS EN PLACE DANS LE CADRE DU PROJET 38
3.2.1. Suivi existant avant le projet 38
3.2.2. Suivi mis en place dans le cadre du projet 39
3.2.3. Campagne spatiale d'échantillonnage 41
3.2.4. Analyses réalisées 42

3.3. CARACTERISATION DU FONCTIONNEMENT DE L'AQUIFERE DU LEZ PAR IDENTIFICATION DES POLES GEOCHIMIQUES 47
3.3.1. Introduction 47
3.3.2. Contexte hydrologique des échantillons sélectionnés pour l'étude isotopique 48
3.3.3. Interprétation des résultats de l'approche « multi-isotopique » 50
3.3.4. Quantification des contributions des pôles de mélange par la méthode EMMA 71
3.3.5. Synthèse 78

3.4. CARACTERISATION DE LA RECHARGE ET DE L'INFILTRATION RAPIDE AU SEIN DE L'AQUIFERE DU LEZ 79
3.4.1. Introduction 79
3.4.2. Caractérisation de la MOD dans les eaux karstiques de la source du Lez 79
3.4.3. Évolution temporelle du signal de fluorescence naturelle de la MOD à la source du Lez 81
3.4.4. Caractérisation des flux de recharge par l'étude de la fluorescence naturelle de la MOD 83
3.4.5. Synthèse 85

4. Qualité de la ressource en eau et sensibilité aux impacts anthropiques 87

4.1. IMPACT DES ACTIVITES AGRICOLES : SUIVIS PESTICIDES 87
4.1.1. Résultats 88
4.1.2. Conclusion sur le niveau de contamination en pesticides de l'aquifère du Lez 92

4.2. IMPACT DE LA CONTAMINATION DOMESTIQUE 92
4.2.1. Les composés organostaniques (OSn) 93
4.2.2. L'anomalie de Gadolinium 96
4.2.3. Les résidus médicamenteux 99
4.2.4. Conclusion concernant l'impact de la contamination domestique sur l'aquifère du Lez 101

5. Vulnérabilité de l'aquifère karstique du Lez 103

5.1. INTRODUCTION 103

5.2. CARTOGRAPHIE DE LA VULNERABILITE 103
5.2.1. Rappel sur la vulnérabilité et la méthode PaPRIKa 103
5.2.2. Cartographie du bassin d'alimentation de la source du Lez 106
5.2.3. Carte du critère de protection P 111
5.2.4. Carte du critère Roche du réservoir R 126
5.2.5. Carte du critère d'infiltration I 129
5.2.6. Carte du critère degré de karstification Ka 132
5.2.7. Carte résultante finale de la vulnérabilité 135

5.3. OCCUPATION DU SOL 142
5.3.1. Sources de données 142
5.3.2. Production des cartographies, synthèses statistiques 146
5.3.3. Evolution de l'occupation du sol 151

5.4. VULNERABILITE ET ALEAS 157
5.4.1. Croisement de l'occupation du sol avec la carte de vulnérabilité 157
5.4.2. Evaluation du risque 158
5.4.3. Aléas d'occupation du sol et indice relatif de risque 159
5.4.4. Aléas ponctuels : cas des stations d'épuration 159

5.5. CONCLUSION ET PERSPECTIVES 162

6. Ecosystème souterrain du Lez : qualité des eaux et mollusques stygobies . 167

6.1. PREAMBULE : RAPPEL DE L'AT1 ET COMPLEMENTS 167
6.1.1. Mise à jour de la liste des espèces stygobies du bassin-versant du Lez 167
6.1.2. Les mollusques stygobies, objet d'étude 168
6.1.3. Signature taxonomique des aquifères par les mollusques stygobies 169
6.1.4. Approche génétique 169

6.2. MOLLUSQUES STYGOBIES ET QUALITE DES EAUX 177

6.2.1. Introduction 177
6.2.2. Matériel et méthodes 177
6.2.3. Résultats 179

6.3. CONCLUSION 186

7. Conclusion et perspectives 187

8. Bibliographie 193

Liste des illustrations

Figure 1: Série stratigraphique et tableau lithostratigraphique (Bérard, 1983) 25

Figure 2 : Coupe géologique NW-SE: Les Matelles – Le Crès (Bosser, 2009). 26

Figure 3: Unités hydrogéologiques et schéma hydrodynamique de l'aquifère karstique des Garrigues Nord Montpelliéraines (Y. Conroux, 2007 ; issu de S. Bosser, 2009) 27

Figure 4 : (a) Relation (Mg/Ca)-COT pour le système karstique du Lez (Lafare, 2007). 30

Figure 5 : Pluie moyenne journalière sur le BV (mm), piézométrie à la source, CE (Conductivité Electrique) mesurée sur le terrain (HSM) et en continu (Véolia).Variations de Cl, SO_4, Mg, NO_3, Sr (Bicalho et al., 2012a) 31

Figure 6 : Concentration en Na vs Cl au sein du système Lez (Bicalho et al., 2010, modifié) ... 32

Figure 7: Relation HCO_3 vs Cl pour les aquifères régionaux (Bosser, 2009) 33

Figure 8 : Pluie (pluviomètres de Montpellier, Viols-le-Fort et Sauteyrargues); Conductivité électrique (EC) ; $\delta^{18}O$ (‰); Excès en Deutérium pour les différentes sources du Système Lez (Lez, Lirou, Fleurette et Restinclières). (d'après Bicalho et al., 2012-b). 35

Figure 9 : Variations temporelles de Cl, SO_4, Mg, Sr, COT, NO_3, indice de saturation de la Calcite, coliformes totaux/fécaux (Colony Forming Units : CFU pour 100 ml) et Turbidité (TU). Pluie journalière moyenne calculée pour les stations de Prades, St Martin de Londres et Valflaunès. Niveau piézométrique à la station de pompage de la source du Lez. T et CE mesurées à la source du Lez (Véolia) et CE mesurée sur le terrain (HSM). D'après (Bicalho et al., 2012-a.) 36

Figure 10 : Modèle conceptuel actuel de fonctionnement de l'aquifère du Lez (Bicalho et al., 2011) 37

Figure 11 : Carte représentant les différents points de prélèvements effectués avant le démarrage du projet (Bicalho, 2010) 39

Figure 12 : Localisation des points d'eau prélevés lors de la campagne spatiale d'échantillonnage (août 2010) et localisation des sources suivies dans cette étude (Lez, Fleurette, Restincilières et Lirou) sur la carte des ensembles litho-tectoniques de la Région Languedoc-Roussillon. 42

Figure 13 : Evolution du contexte hydrodynamique (piézométrie) et physico-chimique (conductivité électrique et température) de la source du Lez depuis septembre 2008. 49

Figure 14 : Evolution des teneurs en chlorure et de la conductivité électrique des eaux de la source du Lez sur la période septembre 2008 – septembre 2011. Les teneurs en chlorure des sources karstiques du Lirou, de Restinclière et de Fleurette sont également reportées. 50

Figure 15 : Analyse en composantes principales sur les résultats des éléments majeurs et traces (B, Sr, Rb, Ba et Li), température et mesures isotopiques (δ^7Li, $\delta^{11}B$ et $^{87}Sr/^{86}Sr$). 51

Figure 16 : Analyse en composantes principales : projection des points d'eau sur le plan factoriel 1-2. 52

Figure 17 : Evolution des teneurs en chlorure, bore, lithium et strontium des eaux des sources du Lez, du Lirou, de Restinclières et de Fleurette sur la période 2009-2011 53

Figure 18 : Analyse en composantes principales : projection des points d'eau sur le plan factoriel 1-3. 54

Figure 19 : Evolution du rapport $^{87}Sr/^{86}Sr$ en fonction des teneurs en Sr mesurées dans les eaux du système aquifère du Lez et les pôles géochimiques régionaux. 56

Figure 20 : Evolution du rapport $^{87}Sr/^{86}Sr$ en fonction des teneurs en Li mesurées dans les eaux du système aquifère du Lez et les pôles régionaux. 58

Figure 21 : Evolution du rapport $^{87}Sr/^{86}Sr$ en fonction des teneurs en B mesurées dans les eaux du système aquifère du Lez et les pôles régionaux. 59

Figure 22 : Evolution du rapport $^{87}Sr/^{86}Sr$ en fonction du rapport Cl/Sr mesuré dans les eaux du système aquifère du Lez et les pôles régionaux. 60

Figure 23 : Evolution du rapport $^{87}Sr/^{86}Sr$ en fonction du rapport SO_4/Sr mesuré dans les eaux du système aquifère du Lez et les pôles régionaux. 61

Figure 24 : Evolution de la signature isotopique du bore ($\delta^{11}B$) en fonction des teneurs en B mesurées dans les eaux du système aquifère du Lez et les pôles régionaux. 63

Figure 25 : Evolution de la signature isotopique du lithium ($\delta^{7}Li$) en fonction des teneurs en Li mesurées dans les eaux du système aquifère du Lez et les pôles régionaux. 65

Figure 26 : Variation temporelle des profils de REE dans la source du Lez 66

Figure 27 : Variation temporelle des profils de REE dans la source du Lirou 67

Figure 28 : Variation temporelle des profils de REE dans la source de Restinclières 67

Figure 29: Variation temporelle des profils de REE dans la source de Fleurette 68

Figure 30 : Profils des REE dans les sources du Lez, Lirou, Restinclières et Fleurette lors de la crue de mars 2011. 69

Figure 31 : Profils des REE de la campagne spatiale d'Août 2010 (étiage d'été) 69

Figure 32 : Comparaison des profils des REE de la source du Lez et des pôles géochimiques régionaux 71

Figure 33: Analyse en composantes principales: corrélations entre les éléments chimiques et les composantes principales 73

Figure 34 : Analyse en composantes principales : projection des points d'eau sur le plan factoriel 1-2, y compris la source du Lez et les pôles géochimiques potentiels 74

Figure 35 : Contributions relatives des trois pôles géochimiques aux eaux de la source du Lez sur la période d'étude (2009-2011) 76

Figure 36 : Evolution des conductivités électriques et teneurs en sodium mesurées et simulées par EMMA 77

Figure 37 : Evolution des teneurs en Bore mesurées et simulées par EMMA – validation de la méthode 77

Figure 38 : Différents composés fluorescents identifiés à la source du Lez (Quiers, 2011-b) 80

Figure 39 : Variations temporelles du débit, de la conductivité électrique et des intensités de fluorescence (a/ totale ; b/ pour la somme des composés humiques et celles des composés protéiques) à la source du Lez. 82

Figure 40: Evolution temporelle des paramètres débit, température, conductivité électrique, turbidité, Cl, Mg, COT, intensités de fluorescence et bactéries fécales (E. Coli) à la source du Lez (Quiers etal., 2013). 84

Figure 41 : Variations temporelles des intensités de fluorescence pour les 3 composés de type protéique (P1, P2, P3) et des coliformes fécaux (E. Coli), Quiers et al. 2011-a. 85

Figure 42 : Variation temporelle des pesticides à la source du Lez dans l'eau (en ng/L) et sur les chemcatchers (ng/disc) 89

Figure 43 : Variation temporelle des pesticides à la source du Lez dans l'eau (en ng/L) et sur les chemcatchers (ng/disc) 90

Figure 44: Variation temporelle des pesticides à la source du Lez dans l'eau (en ng/L) et sur les chemcatchers(ng/disc) 91

Figure 45: Variation temporelle des concentrations en butylétains dans les sources du Lez, de Restinclières, de Fleurette et du Lirou 95

Figure 46 : Concentrations en butylétains dans les effluents des STEP des Matelles, Valflaunes et de Viols-le-Fort. 95

Figure 47: Campagne d'étiage d'août 2010- profils des REE dans les eaux 97

Figure 48 : Schéma conceptuel d'un aquifère karstique avec le positionnement des différents critères (d'après COST 620, Zwahlen et al.2004) 104

Figure 49 : Organisation des différents critères de la méthode PaPRIKa en fonction de la structure et du fonctionnement des aquifères karstiques 105

Figure 50 : Schéma hydrogéologique du système aquifère du Lez (Bérard, 1983) 108

Figure 51 : Délimitation de la zone d'étude pour la cartographie de la vulnérabilité (bassin hydrogéologique = bassin d'alimentation) 110

Figure 52 : carte des principales pertes et bassins des pertes sur la zone d'étude 113

Figure 53 : Etat de surface dans les bassins versants des pertes 116

Figure 54 : Critère E - aquifère épikarstique 118

Figure 55 : Critère S - Sol 121

Figure 56 : Critère ZNS - Zone Non Saturée 124

Figure 57 : Critère P - Protection 125

Figure 58 : Critère R - Réservoir 128

Figure 59 : Critère I - Infiltration 131

Figure 60 : Critère Ka – Degré de Karstification 134

Figure 61 : Vg - Vulnérabilité globale à l'échelle de la zone d'étude 136

Figure 62 : Vg - Vulnérabilité globale à l'échelle des périmètres de protection rapprochée et immédiate 138

Figure 63 : Proposition d'extension du périmètre de protection éloignée (ellipses vertes) 140

Figure 64 : Proposition de périmètres satellites de protection rapprochée (en trait noir : les limites de périmètres) 141

Figure 65: Occupation du sol : répartition des surfaces de la zone d'étude (%). Données DRAAF LR 2009 (Graphique) 147

Figure 66 : Occupation du sol : répartition des surfaces de la zone d'étude (%) Données CLC 2006, agrégées en 5 classes (Graphique) 149

Figure 67 : Occupation du sol : comparaison des statistiques exprimées en % et en km^2 pour les données CLC 2006 et DRAAF LR 2009 (agrégées respectivement en 3 et 4 classes) 150

Figure 68 : Changement d'occupation du sol entre 1990 et 2000 : surfaces (ha) et % après agrégation en 3 classes. Données CLC 1990 et 2000 151

Figure 69 : Changement d'occupation du sol entre 2000 et 2006 : surfaces (ha) et % après agrégation en 3 classes. Données CLC 2000 et 2006 152

Figure 70 : Urbanisation de terres agricoles et de zones naturelles (ha) entre 1990 et 2000, et 2000 et 2006. Données CLC. 153

Figure 71: Urbanisation de terres agricoles et de zones naturelles (% de la zone d'étude) entre 1990 et 2000, et 2000 et 2006. Données CLC. 154

Figure 72 : Dynamique d'urbanisation de terres agricoles et de zones naturelles (% de la zone d'étude / an) entre 1990 et 2000, et 2000 et 2006. Données CLC. 155

Figure 73 : Variation des surfaces urbanisées par commune (ha) entre 1990 et 2000 et 2000 et 2006. Données CLC 155

Figure 74 : Variation de la population par commune (hab) entre 1990 et 1999 et entre 2000 et 2006. Données INSEE 156

Figure 75 : Densité de population par km^2 de la surface totale de la commune, réalisée à partir des recensements légaux de 1990, 1999 et 2006 et des limites de communes. Données INSEE 156

Figure 76 : Cartes intégrant les différentes informations liées à l'estimation de la vulnérabilité de la ressource en eau du système karstique du Lez par rapport aux pressions anthropiques. (a) Carte de vulnérabilité glogale, (b) localisation des STEP et réseau hydrographique, (c) carte d'occupation du sol et (d) carte d'indice relatif de risque de contamination (ces cartes sont reproduites individuellement en format A3 en annexe). 165

Figure 77 : Distribution de la biodiversité souterraine du bassin versant du Lez. Les crustacés constituent l'essentiel des espèces, les mollusques sont le second groupe. Planaires et Annélides sont représentés de manière marginale. Sources : données inédites (mollusques) et résultats du programme européen PASCALIS. 168

Figure 78 : Assemblages faunistiques correspondant à chacune des masses d'eau identifiées par leur signature taxonomique. 169

Figure 79 : Phylogénie moléculaire des espèces de la famille des Moitessieriidae et des espèces hyporhéïques de la famille des Hydrobiidae. Trois espèces actuellement considérées comme aillant une large répartition en France, Paladilhia pleurotoma, Moitessieria rolandiana et Islamia cf. moquiniana, montrent des divergences importantes qui renforcent les enjeux de conservation de la malacofaune du Lez : Paladlhia pleurotoma et Moitessieria rolandiana sens stricto semblent en effet endémiques du karst du Lez, les animaux échantillonnés dans les bassins du Vidourle et de l'Hérault appartenant vraissemblablement à une espèce différente. 171

Figure 80 : Arbre phylogénétique (consensus obtenu à partir de deux gènes mitochondriaux et un gène nucléaire, analyse bayésienne, 10 000 000 de générations) et aires de répartition supposées des trois espèces appartenant au genre Paladilhia. Bien que les données soient incomplètes, Paladilhia pleurotoma semble restreinte au bassin-versant du Lez, ce qui décuple les enjeux de conservation qui y sont liés. 172

Figure 81 : Sites de prélèvement de la première campagne d'ADN environnemental. 173

Figure 82 : La pompe Bou-Rouch (A, B) et la faune hyporhéïque collectée dans le sous-écoulement des rivières (C, D). 178

Figure 83 : Localisation schématique des points de prélèvements (stations 1 à 7) et du rejet de la STEP des Matelles sur le cours amont du Lirou. Les camemberts représentent les proportions des deux principales espèces collectées ; leur taille indique la quantité de coquilles récoltées sur chacun des points de prélèvement. 180

Figure 84 : Corrélation entre la diminution du pH et l'augmentation de la température reflétant la participation des eaux récemment infiltrées pour la source des Cent Fonts. 181

Figure 85 : Analyse en composantes principales des différents sites. L'axe 1 explique 52% de la variance, l'axe 2, 16%. La richesse spécifique de la faune stygobie se situe principalement à droite de l'axe 1, dans des sources caractérisées par un pH et une température plus élevés. 182

Figure 86 : Appréciation de la contribution des eaux de surface par le rapport Magnésium/Calcium et la concentration en Carbone organique Total. Pour chaque source sont projetés les maxima, minima et moyennes. 184

Figure 87: Amplitudes écologiques des différentes espèces déduites des paramètres enregistrés sur les différentes stations échantillonnées..... 185

Liste des tableaux

Tableau 1 : Planning des prélèvements effectués dans le cadre du projet (Août 2009-Septembre 2011)..... 40

Tableau 2 : Analyses effectuées au cours du projet et laboratoires impliqués. HSM (HydroSciences Montpellier) ; EMA (Ecole des Mines d'Alès) ; EMMAH (Environnement Méditerranéen et Modélisation des Agro-Hydrosystèmes ; Université d'Avignon) ; BRGM/MMA (laboratoires du service Métrologie Monitoring Analyse du BRGM à Orléans)..... 43

Tableau 3 : Limites de détection (LD) et de quantification (LQ) des organoétains analysés par GC-ICPMS..... 45

Tableau 4 : Paramètres chromatographiques de la Carbamazépine, l'Epoxycarbamazépine. *LD: Limite de détection; xLQ: limite de quantification..... 47

Tableau 5 : Composition chimique des eaux échantillonnées dans le forage Antigone en 1992 (IBB : Institut Buisson Bertrand) 62

Tableau 6 : Composition chimique des eaux échantillonnées à la source carbo-gazeuse de Sallièges à Florac (08868X0063) 62

Tableau 7 : Compositions chimiques des pôles identifiés et utilisés dans l'approche EMMA 75

Tableau 8 : Nature et origine des différents composés fluorescents présents dans les 4 sources karstiques principales du système Lez (Quiers, 2011-b, modifié)..... 80

Tableau 9: Liste des pesticides sélectionnés pour cette étude. Les composés surlignés en gris font partie des 33 substances prioritaires définies par la DCE. * produits qui ne sont plus autorisés en France..... 88

Tableau 10 : Concentrations minimales, maximales et moyennes obtenues à la source du Lez pour les molécules étudiées. Période 1997-2011 (banque de données ADES)..... 92

Tableau 11 : Moyenne Annuelle (MA) et Concentration Maximale Admissible (CMA) pour le Tributylétain dans les eaux selon les Normes Qualité Environmentale (NQE)..... 93

Tableau 12 : Suivi des concentrations des butylétains dans les sources du Lez, de Restinclières, de Fleurette et du Lirou ; les concentrations supérieures au NQE-CMA sont reportées en rouge 94

Tableau 13 : Concentration en butylétains dans les rejets de trois STEP du bassin d'alimentation du Lez. 94

Tableau 14: Anomalies de Gadolinium (Gd*) mesurées sur les différents sites étudiés 98

Tableau 15 : Concentrations en carbamazépine et époxycarbamazépine pour les 4 sources. LD : Limite de détection et LQ : Limite de quantification (Tableau 4) 100

Tableau 16 : Synthèse et classification des bassins versants de pertes étudiés (0 : perte non retenue car traçage négatif avéré ; 1 : perte avec connexion supposée en l'absence de traçage avéré ; 2 : perte avec connexion démontrée par traçage) 112

Tableau 17 : Description de l'état de surface dans les bassins versants des pertes 115

Tableau 18 : Description du critère E – « aquifère épikarstique » 117

Tableau 19 : Tableau de détermination de la nature d'un sol en fonction de sa texture et sa proportion de cailloux.* : définition des Arénosols, ** : définition des Peyrosols. 119

Tableau 20 : Tableau de détermination des classes du critère S par croisement de la nature du sol et de son épaisseur..... 119

Tableau 21 : Tableau de détermination des classes du critère S à partir uniquement des classes d'épaisseur et de la pierrosité..... 120

Tableau 22 : Tableau décrivant la lithologie de la zone non saturée 122

Tableau 23 : Tableau de l'attribution de la valeur de l'indice ZNS en croisant les trois paramètres : épaisseur, lithologie et fracturation 122

Tableau 24 : Tableau de description des indices du critère R « réservoir roche aquifère » 127

Tableau 25 : Tableau de description des indices du critère I « conditions d'infiltration ». 129

Tableau 26 : Classification typologique des captages (modifiée à partir de Technic'eau, Muet et al., 2006)..... 132

Tableau 27 : Tableau de description de l'indice Ka (vulnérabilité croissante de 1 à 4) 133

Tableau 28 : Tableau des pondérations pour les différents critères de la méthode PaPRIKa . 135

Tableau 29 : Tableau des classes de vulnérabilité globale..... 135

Tableau 30 : Pourcentages surfaciques de la Vulnérabilité intrinsèque à l'échelle de la zone d'étude 137

Tableau 31 : Pourcentages surfaciques de la Vulnérabilité intrinsèque à l'échelle des périmètre de protection rapprochée et de protection immédiate 137

Tableau 32 : Bases de données d'occupation du sol disponibles..... 143

Tableau 33 : Autres bases de données d'occupation du sol..... 144

Tableau 34 : Occupation du sol « DRAAF LR 2009 » - Nomenclature retenue..... 145

Tableau 35 : Table de correspondance des nomenclatures d'occupation du sol utilisées 146

Tableau 36 : Occupation du sol : répartition des surfaces de la zone d'étude (km^2 et %). Données DRAAF LR 2009 (Tableau) 147

Tableau 37 : Occupation du sol : répartition des surfaces de la zone d'étude (%) Données CLC 2006, agrégées en 5 classes..... 148

Tableau 38: Occupation du sol : comparaison des statistiques pour les données CLC 2006 et DRAAF LR 2009 (agrégées selon la nomenclature de de la DRAAF LR) 149

Tableau 39 : Urbanisation de terres agricoles et de zones naturelles (ha) entre 1990 et 2000, et 2000 et 2006. Données CLC. 153

Tableau 40: Urbanisation de terres agricoles et de zones naturelles (% de la zone d'étude) entre 1990 et 2000, et 2000 et 2006. Données CLC. 153

Tableau 41: Dynamique d'urbanisation de terres agricoles et de zones naturelles (% de la zone d'étude / an) entre 1990 et 2000, et 2000 et 2006. Données CLC. 154

Tableau 42 : Répartition(en %) de chaque classe de vulnérabilité générale en fonction des classes d'occupation du sol issues de la cartographie DRAAF 2009 157

Tableau 43 : Répartition de chaque classe de vulnérabilité générale en fonction des classes d'occupation du sol issues de la cartographie CLC 2006 158

Tableau 44 : Taux de saturation pour les campagnes 2010-2011 disponibles sur les STEP de la zone d'étude – Données : SATESE – CG 34 (janvier 2012) – Bilans journaliers. *Problème technique identifié, ND : non déterminé 161

Tableau 45 : Quantités d'ADN obtenues par site de prélèvement et par répétition PCR. Les résultats varient énormément d'un site à l'autre, mais également d'une répétition PCR à l'autre. Il est donc pour l'instant impossible d'analyser les résultats en termes quantitatifs. 175

Tableau 46 : Résultats du séquençage d'ADN environnemental taxons par échantillon. 176

Tableau 47: Rappel des espèces de mollusques stygobies présentes sur la zone d'étude et bioévaluation 177

Tableau 48: Corrélation entre les variables physico-chimiques, les valeurs les plus fortes sont surlignées. 180

Tableau 49 : Coefficients de régression des valeurs retenues pour l'analyse pour chaque espèce 182

Liste des annexes

Annexe 1 Résultats des caractérisations multi-isotopiques de la campage spatiale d'échantillonnage d'août 2010 et des suivis temporels (sources du Lez, Lirou, Restinclières et Fleurette). 201

Annexe 2 Contexte hydrologique des prèlèvements de la campage spatiale d'échantillonnage d'août 2010 215

Annexe 3 Résultats du suivi en pesticides réalisé sur les sources du Lez, Restinclières, Fleurette et Lirou entre septembre 2010 et septembre 2011 219

Annexe 4 Cartographie la vulnérabilité intrinsèque de l'aquifère du Lez 231

Annexe 5 Nomenclature de CORINE Land Cover (CLC) 235

Annexe 6 Cartographie de l'occupation du sol Données DRAAF LR 2009 239

Annexe 7 Cartographie de l'occupation du sol Données CLC 2006 243

Annexe 8 Cartographie des changements d'occupation du sol entre 1990 et 2000 – Données CLC 247

Annexe 9 Cartographie des changements d'occupation du sol entre 2000 et 2006 – Données CLC 251

Annexe 10 Cartographie de l'indice relatif de risque (Occupation du sol DRAAF LR 2009) ... 255

Annexe 11 Cartographie de l'indice relatif de risque (Occupation du sol CLC 2006) 259

Annexe 12 Rejets des station d'épuration et vulnérabilité intrinsèque 263

Annexe 13 Rejets des station d'épuration et réseau hydrographique 267

Annexe 14 Rejets des stations d'épuration, pertes et bassins versants des pertes 271

Annexe 15 Capacités des stations d'épuration 275

Annexe 16 Rejets des stations d'épuration : Demande Biologique en Oxygène (DBO5) 279

Annexe 17 Rejets des stations d'épuration : Demande Chimique en Oxygène (DCO) 283

Annexe 18 Rejets des stations d'épuration : Matières En Suspension (MES) 287

1. Introduction

Les aquifères karstiques sont considérés comme particulièrement vulnérables aux pollutions, notamment en raison de leur structure et fonctionnement hydrogéologique particuliers (COST 65, 1995). Ils sont le siège de circulations complexes s'organisant en un réseau de conduits hiérarchisés de forte perméabilité (fonction transmissive) qui se développe au sein d'un volume de roche fissurée de faible perméabilité (fonction capacitive). La recharge se fait soit par infiltration diffuse soit par infiltration concentrée au niveau de pertes de cours d'eau, de dolines, de vallées sèches. La circulation des eaux souterraines peut être très rapide entre la zone de recharge et l'exutoire, notamment en présence d'infiltration concentrée qui augmente les risques de pollution de ce type d'aquifère. De plus, les couvertures pédologique et végétale sont généralement peu développées sur les aquifères karstiques et limitent d'autant plus les possibilités d'autoépuration des contaminants au sein de ces systèmes souterrains.

Le projet «Gestion multi-usages des aquifères karstiques méditerranéens – Le Lez, son bassin versant et son bassin d'alimentation» (projet Lez-GMU) a pour objectif de parfaire la connaissance du milieu karstique d'un point de vue géologique, hydrogéologique, de réévaluer la ressource en eau exploitable au sein de l'aquifère et caractériser les impacts éventuels de nouveaux scénarios d'exploitation, de caractériser le régime hydrologique, les conséquences de l'exploitation sur l'aléa inondation et d'évaluer la vulnérabilité de l'aquifère karstique à partir des analyses hydrochimiques, d'inventaire de la microfaune souterraine de manière globale et spatialisée à l'aide d'indicateurs. Ce projet bénéficie du soutien financier de l'agglomération de Montpellier, de l'Agence ce l'Eau Rhône-Méditerranée et Corse et du Conseil Général de l'Hérault.

La zone d'étude du projet est le bassin d'alimentation (bassin souterrain de la source captée du Lez) et le bassin versant du fleuve Lez, avec ses tributaires permanents et temporaires, située au Nord de Montpellier (Hérault).

La caractérisation hydrogéochimique et de la faune souterraine des eaux de l'hydrosystème karstique du Lez s'intègre dans les ateliers thématiques AT1, AT2 et l'atelier « intégrateur » AT5. Les objectifs multiples concernent à la fois un état des connaissances actuelles concernant ces aspects et également une investigation approfondie par le biais de prélèvements et suivis in situ et d'analyses en laboratoire, afin de pouvoir répondre aux questions scientifiques posées.

L'AT1 avait principalement pour objectifs de faire le point sur l'amélioration des connaissances hydrochimiques sur le système karstique du Lez et de produire un inventaire faisant l'état des lieux de la biodiversité souterraine de l'aquifère. Ces aspects ont été synthétisés dans le rapport final de l'AT1 (Jourde et al., 2011, Rapport RP-60041).

L'AT2, intitulé « Vulnérabilité de l'hydrosystème (surface et souterrain) et écosystèmes associés aux changements globaux », regroupe un partenariat scientifique et technique constitué par le BRGM, les UMR HydroSciences, TETIS et BIOTOPE. Les principaux objectifs de l'AT2 sont résumés ci-dessous :

> **1.** établir un état des lieux concernant la qualité de l'eau de l'hydrosystème karstique du Lez et définir la sensibilité de ce dernier face à des contextes hydrologiques spécifiques (crues, étiage) ;

2. cartographier la vulnérabilité de l'hydrosystème karstique à l'aide des recommandations du guide édité par le BRGM pour l'ONEMA ;

3. caractériser l'évolution de l'occupation du sol et l'impact potentiel sur la qualité de l'eau ;

4. caractériser la biodiversité souterraine présente sur le bassin versant du Lez et les enjeux de conservation subséquents, ainsi qu'estimer la vulnérabilité de l'écosystème du Lez en intégrant des informations sur l'écologie et la qualité des eaux souterraines.

L'AT2 se décline en deux thématiques :

Thématique 1 : Vulnérabilité des eaux aux pressions polluantes ;

Thèmatique 2 : Vulnérabilité de l'hydrosystème aux changements climatiques. Ce dernier a pour objectifs de définir des scénarios de changement climatique et de caractériser leur impact sur le fonctionnement du bassin versant du Lez. Ces éléments ont été synthétisés dans un délivrable rattaché finalement à l'AT4 axé sur la modélisation de l'hydrosystème (Maréchal et al. 2012 ; Rapport BRGM/RP-61050).

Le présent rapport est ainsi uniquement focalisé sur la thématique 1 et regroupe les délivrables L2.2., L2.3. et L2.5 décrits dans le cahier des charges du projet.

Après une partie introductive, la partie 2 du rapport présente les principaux éléments caractéristiques du bassin karstique du Lez qui ont servi de base de connaissances pour ce travail. L'établissement du fonctionnement hydrogéochimique de l'aquifère karstique du Lez et l'état des lieux concernant la qualité de l'eau de cet hydrosystème sous différents contextes hydrologiques sont présentés en parties 3 et 4.

L'acquisition de données complémentaires au niveau des eaux souterraines (sources / forages) et des zones d'interactions surface-souterrain (pertes / cours d'eau temporaires) a été nécessaire. Ainsi, le suivi initié dans le cadre de l'AT1 a été complété par de nouveaux traceurs, dits « émergents » ou « non-conventionnels » (collaborations BRGM – UMR HydroSciences Montpellier – Ecole des Mines d'Alès). Ainsi les terres rares ont été analysées car ces éléments sont des traceurs géochimiques naturels de l'origine des eaux et de l'interaction eau/roche, mais certaines anomalies de concentration peuvent témoigner d'une contamination anthropique de la ressource par des eaux usées principalement. Les isotopes du bore, du strontium et du lithium ont été utilisés de façon à mieux caractériser l'origine des flux souterrains, notamment les eaux très minéralisées s'écoulant à la source du Lez. Le rapport isotopique de l'azote des nitrates (d15N) n'a finalement pas été suivi car les concentrations en composés azotés sont globalement faibles sur l'ensemble du bassin. La Matière Organique Dissoute (MOD), le COT (Carbone Organique Total) et la fluorescence naturelle ont été étudiés de façon à évaluer la vulnérabilité de l'aquifère face à ce type de polluants. Au sein des aquifères karstiques, la MOD est un excellent traceur de l'infiltration rapide de l'eau au sein du système et met ainsi en évidence sa vulnérabilité face aux pollutions. Certains pesticides (atrazine, diuron, simazine…), ainsi que des composés liés à l'étain (organoétains) sont également inventoriés dans la liste des différents composés prioritaires de la DCE et sont mêmes qualifiés de substances dangereuses. Il paraissait donc important d'entreprendre un état des lieux concernant ces différents composés dans le milieu souterrain. Des prélèvements ont donc été réalisés à l'échelle mensuelle voire bimensuelle au cours du cycle hydrologique 2010-2011. De plus, le suivi régulier de la carbamazépine (résidu médicamenteux) effectué dans le cadre d'un autre projet interne au Laboratoire HSM a été inclus dans ce travail.

Le travail portant sur la cartographie de la vulnérabilité de l'hydrosystème karstique du Lez face aux pressions polluantes s'est basé sur les recommandations du guide rédigé par le BRGM pour l'ONEMA. La caractérisation de l'évolution de l'occupation du sol et de son impact potentiel sur la qualité de l'eau a également été réalisée et est présentée en partie 5.

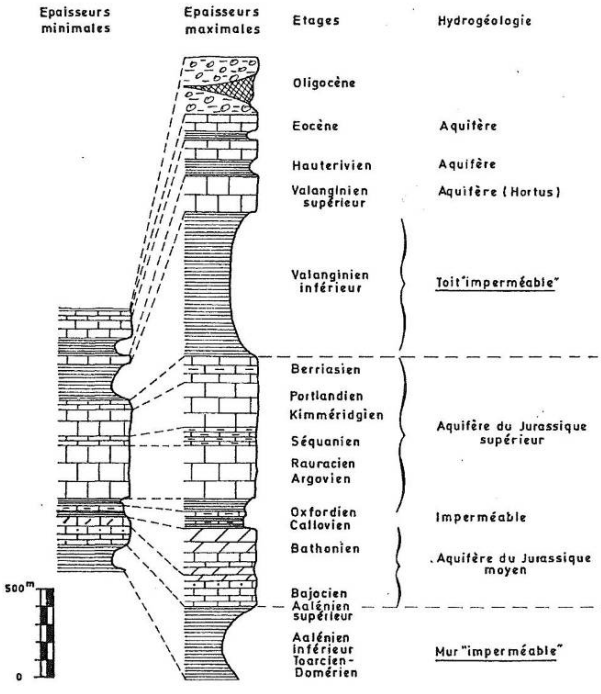
La vulnérabilité de l'écosystème du Lez a ainsi été estimée grâce à la confrontation des indicateurs chimiques, biologiques et écologiques. La partie 6 du rapport est tout d'abord consacrée à un complément d'informations concernant les mollusques stygobies. Un couplage des données de la qualité chimique des eaux et des données concernant la répartition de ces espèces est ensuite présenté.

2. Principaux éléments caractérisant le bassin karstique du Lez

2.1. CONTEXTE GEOLOGIQUE ET HYDROGEOLOGIQUE

L'aquifère karstique du Lez, localisé à environ 15 kilomètres au nord de la ville de Montpellier (Sud-Est de la France), a une surface d'alimentation estimée à environ 380 km^2 (Thiery et Bérard, 1983). Son exutoire principal, la source du Lez, est une source pérenne de type Vauclusien où l'eau s'écoule depuis une vasque située à une altitude de 65 m NGF, au niveau de la faille de Corconne. Elle donne naissance au fleuve côtier du Lez de 28 kilomètres de longueur, qui se jette en Méditerranée à Palavas-les-Flots. Les galeries qui aboutissent à la source sont de grande taille (environ 10 m^2) et permettent des pointes de crue de 15 à 20 m^3/s. Les eaux du système karstique du Lez sont également drainées par d'autres sources temporaires : Lirou, Restinclières, Fleurette et Gour Noir.

D'un point de vue lithologique, ce système karstique est constitué par les calcaires massifs du Jurassique supérieur (Argovien à Kimméridgien) et de la base du Crétacé inférieur (Berriasien), de 650 à 1100 m d'épaisseur (Figure *1* et Figure 2). La base de l'aquifère est constituée des marnes et marno-calcaires du Jurassique moyen (Oxfordien). La limite supérieure de l'aquifère correspond à la série marneuse et marno-calcaire du Crétacé inférieur (Valanginien). La source du Lez émerge à la faveur d'une faille normale mettant en contact les calcaires du Berriasien avec les marno-calcaires du Valanginien, conférant ainsi au système karstique du Lez un fonctionnement de karst barré. Les formations calcaires de la région ont été affectées par différentes phases de karstification (Jourde et al. 2011 ; Rapport RP-60041) entrainant une karstification profonde et complexe de cet aquifère.



Etages	Faciès	Epaisseurs	Remarques hydrogéologiques
Quaternaire	colluvions et alluvions	1 à 10 m	
Oligocène	brèches et conglomérats	0 à 300 m	imperméable
Lutétien (Eocène moyen)	calcaires lacustres	50 à 100 m	aquifère
Eocène inférieur	marnes roses	0 à 50 m	imperméable
Hauterivien supérieur	calcaires graveleux	100 m	aquifère
Hauterivien inférieur	marnes	100 m	imperméable
Valanginien supérieur	calcaires miroitants	50 à 200 m	aquifère
Valanginien inférieur	marno-calcaires, marnes intercalées de bancs calcaires	200 à 800 m	toit imperméable
Berriasien supérieur	calcaires durs	0 à 40 m	aquifère principal
Berriasien inférieur	calcaires et calcaires argileux	50 à 100 m	
Kimméridgien-Portlandien (Jurassique supérieur)	calcaires en bancs massifs zoogènes ou sublithographiques	150 à 250 m	
Séquanien	calcaires argileux en petits bancs	60 à 100 m	
Argovien-Rauracien	calcaires argileux et calcaires	300 m	
Oxfordien	marnes bleues	20 à 50 m	(imperméable)
Callovien	calcaires argileux et marnes noires	80 à 100 m	
Bathonien (Jurassique moyen)	calcaires à chailles et dolomies massives	50 à 300 m	aquifère
Bajocien-Aalénien supérieur	calcaires siliceux à interbancs, marnes et calcaires noduleux	100 à 150 m	
Aalénien inférieur Toarcien, Domérien (Lias)	marnes noires et argiles	150 à 400 m	mur imperméable

Figure 1: Série stratigraphique et tableau lithostratigraphique (Bérard, 1983)

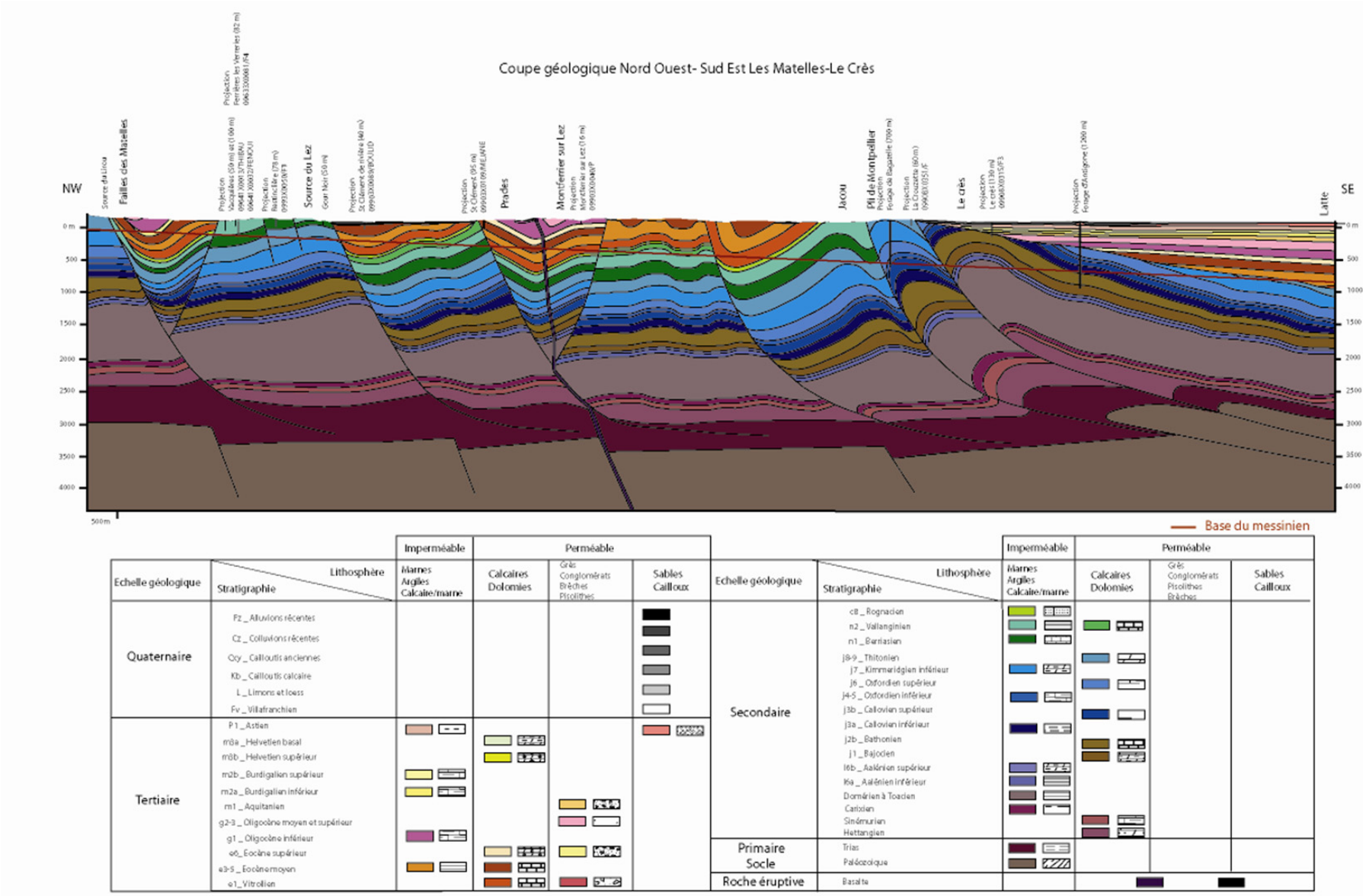


Figure 2 : Coupe géologique NW-SE: Les Matelles – Le Crès (Bosser, 2009).

2.2. BASSIN D'ALIMENTATION DE L'AQUIFERE KARSTIQUE DU LEZ

La délimitation du système karstique de la source du Lez a été définie par Bérard (1983) en considérant l'extension du bassin hydrogéologique du fleuve Lez à la station de La Valette située à l'entrée de Montpellier. Ce bassin hydrogéologique a une surface d'environ 380 km^2 et comprend plusieurs secteurs en fonction notamment de leurs comportements hydrogéologiques vis-à-vis des processus d'alimentation de l'aquifère karstique de la source du Lez (Figure 3).

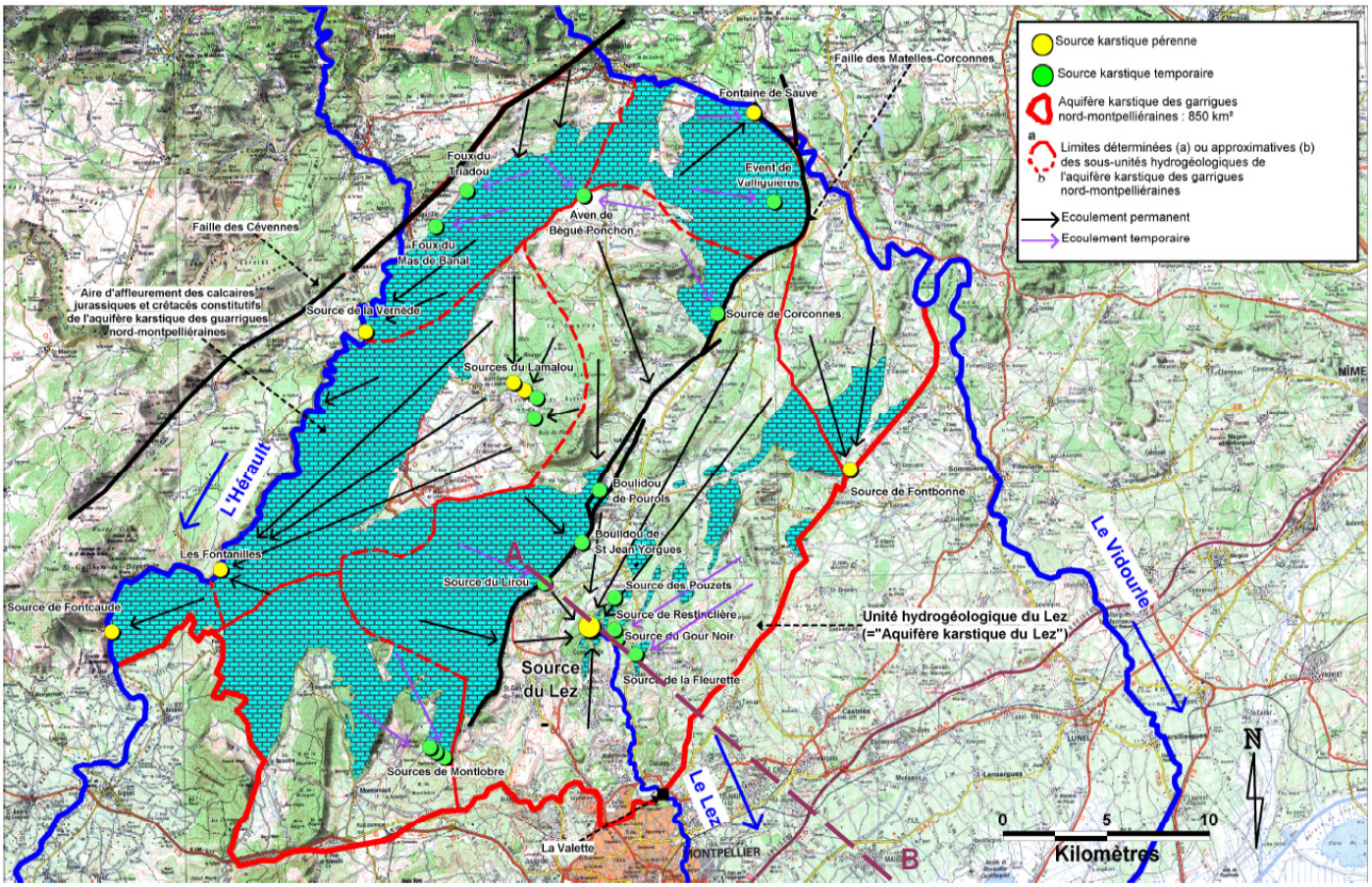


Figure 3: Unités hydrogéologiques et schéma hydrodynamique de l'aquifère karstique des Garrigues Nord Montpelliéraines (Y. Conroux, 2007 ; issu de S. Bosser, 2009)

Cependant, certaines limites et relations avec les aquifères voisins demandent encore à être précisées. Les traçages artificiels réalisés dans le cadre de l'AT1 de ce projet ont permis de confirmer que la limite du bassin d'alimentation de l'aquifère du Lez se situait au-delà de l'anticlinal de Viols-le-Fort, dans la partie nord de cet anticlinal.

3. Fonctionnement hydrogéochimique de l'aquifère du Lez

3.1. ETAT DES CONNAISSANCES AU DEMARRAGE DU PROJET LEZ-GMU

Le bassin karstique du Lez a été très étudié depuis les années 1970 jusqu'à nos jours. Cependant, le jeu de données hydrodynamiques est beaucoup plus important que celui des données hydrochimiques. Il n'existe en effet que quelques suivis hydrochimiques effectués avant la mise en exploitation des forages souterrains à la source du Lez ou quelques années après (Mba Mpondo 1971, Marjolet et Salado, 1975 et 1978; Botton, 1984 ; Joseph et al., 1988). Un suivi hydrochimique régulier couplé à l'hydrodynamique a donc été mis en place depuis mars 2006 dans le cadre de l'Observatoire MEDYCYSS de l'OSU OREME (Observatoire Multi Echelle de la DYnamique des Crues et de l'hYdrodynamique Souterraine en milieu karStique, www.medycyss.org) qui couvre un territoire plus vaste que l'hydrosystème Lez. Ce suivi initialement assuré par le laboratoire HSM a été complété par le protocole d'échantillonnage mis en œuvre dès juillet 2009 dans le cadre de ce projet (voir détails § 3.2).

L'aquifère karstique du Lez est un système complexe. L'un des objectifs du projet Lez-GMU est de caractériser les circulations ainsi que les origines des flux karstiques souterrains du système Lez et notamment d'éclaircir les singularités hydrochimiques de la source du Lez par rapport aux autres systèmes karstiques régionaux. En effet, de précédentes études avaient mis en évidence l'hétérogénéité de ce système, en termes de structure, d'organisation ainsi que des anomalies en chlorures à la source même (Mba-Mpondo, 1971 ; Marjolet et Salado, 1975 ; Joseph et al., 1988). Des études plus récentes (Lafare, 2007 ; Bosser, 2009; Bicalho, 2010, 2011, 2012-a) ont permis de mettre en évidence les éléments développés ci-après.

3.1.1. Caractérisation des types d'eaux s'écoulant aux exutoires

Les premiers résultats issus du travail d'A. Lafare (2007) ont notamment mis en évidence des phénomènes d'infiltration rapide à l'aide du Carbone Organique Total (COT) aux sources du Lez et du Lirou et confirmé la signature chimique particulière du Lirou par rapport à celle du Lez. La source du Lirou semble drainer un compartiment plus superficiel de l'aquifère (« pôle infiltration rapide ») alors qu'en période de crue, des eaux particulières s'écoulent à la source du Lez (Figure 4 : a et b). Elles présentent notamment une minéralisation anormalement élevée (chlorures et certains éléments en trace).

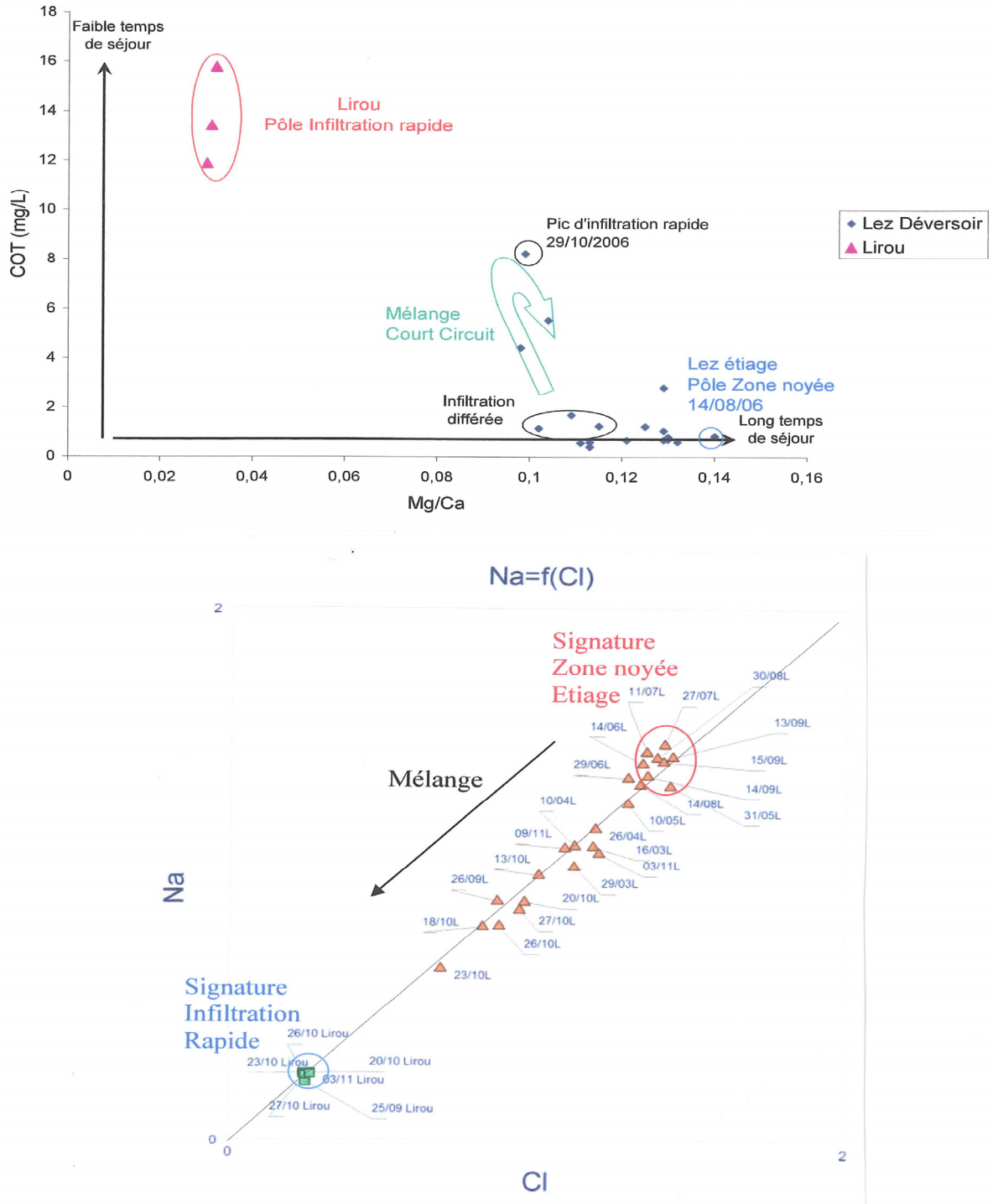


Figure 4 : (a) Relation (Mg/Ca)-COT pour le système karstique du Lez (Lafare, 2007). (b) Na versus Cl, en meq/L. Sources Lez et Lirou (Lafare, 2007)

Les résultats issus de la thèse de C. Bicalho, initiée en 2006 et soutenue en 2010, ont de plus permis de caractériser les différents types d'eaux s'écoulant à la source du Lez en fonction des conditions hydrologiques (Figure 5, Bicalho et al., 2012-a).

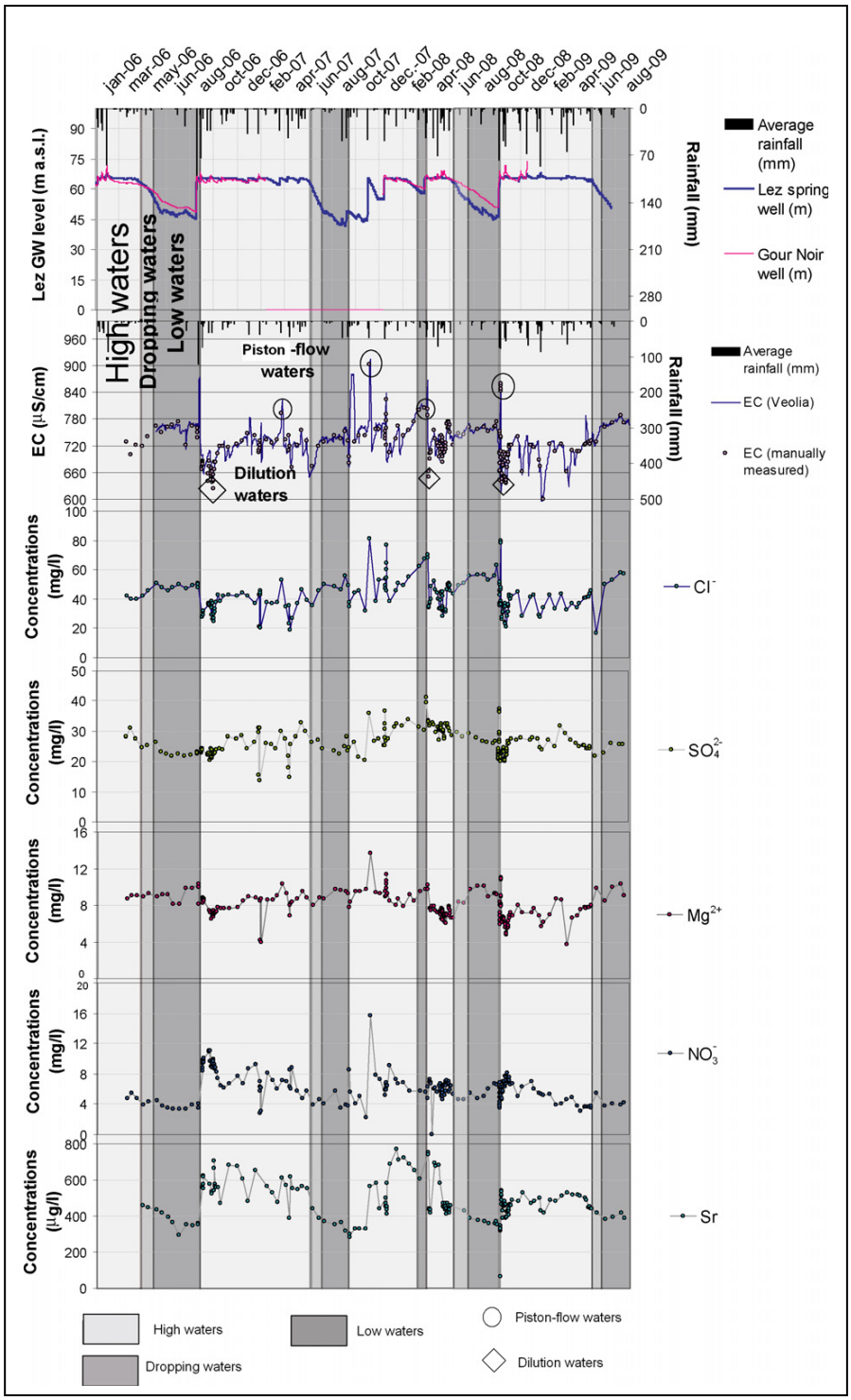


Figure 5 : Pluie moyenne journalière sur le BV (mm), piézométrie à la source, CE (Conductivité Electrique) mesurée sur le terrain (HSM) et en continu (Véolia).Variations de Cl, SO_4, Mg, NO_3, Sr (Bicalho et al., 2012a)

La Figure 6 présente la relation Na-Cl pour les différents types d'eaux s'écoulant à la source du Lez et définis sur la Figure 5, ainsi que pour les sources karstiques temporaires drainant

l'aquifère du Lez (Fleurette, Lirou et Restinclières) et également pour d'autres exutoires karstiques régionaux drainant des terrains jurassiques et/ou crétacés (« Surrounding systems » et « Valanginian springs and wells »). La source du Lez présente des concentrations en chlorures systématiquement plus élevées que les autres points étudiés. Les plus fortes teneurs correspondent notamment aux eaux poussées par effet piston (Flush flow waters, Figure 6) au moment des crues.

Deux explications de l'origine de cette minéralisation sont possibles : une origine peu profonde depuis le compartiment du sol/épikarst avec lequel l'eau a interagi, et résidant dans les pores ou les fractures près de la surface (Marjolet and Salado, 1976; Joseph et al., 1988); et une origine profonde depuis un compartiment spécifique au sein de la zone saturée.

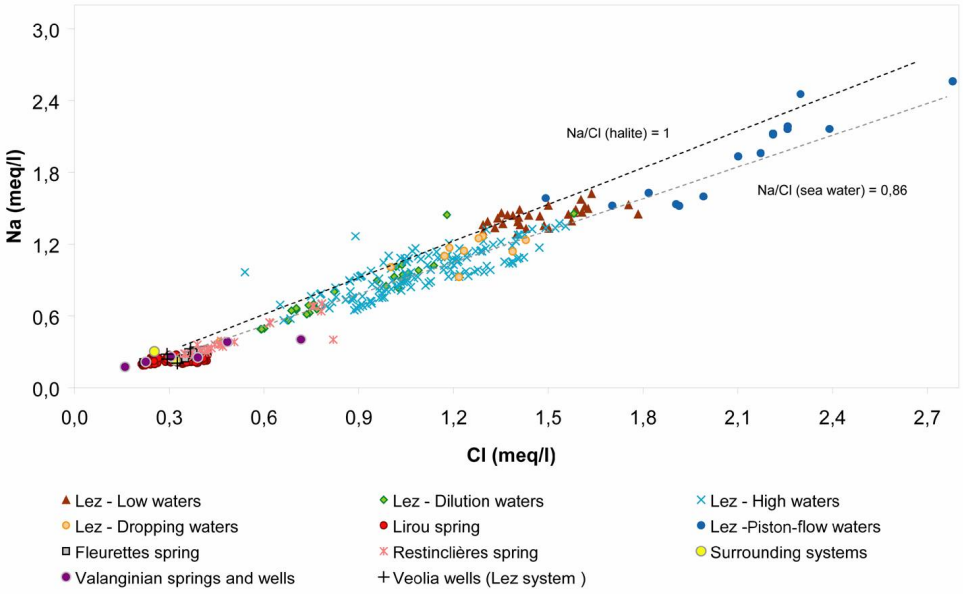


Figure 6 : Concentration en Na vs Cl au sein du système Lez (Bicalho et al., 2010, modifié)

La forte corrélation entre les concentrations de Cl et Na suggère l'existence d'une dissolution de l'Halite (Vengosh et al. 1995; Bernasconi, 1999). Les bonnes corrélations observées pour les éléments comme Cl, Mg, K, SO_4, Na, Ca, Li, B, Rb et Sr semblent marquer une empreinte évaporitique (Pulido-Leboeuf et al., 2003).

La forte minéralisation identifiée à la source du Lez est vraisemblablement associée aux eaux souterraines issues des formations profondes qui circulent à travers les fractures mais les interactions avec des minéraux évaporitiques doivent encore être précisées. La participation de ce pôle fortement minéralisé a été régulièrement observée dans le mélange qui constitue le flux de sortie des eaux de la source du Lez, car même les plus diluées des eaux souterraines présentent une forte minéralisation supérieure à 600 µS/cm. La participation des eaux souterraines profondes augmente notablement pendant les premiers événements de pluie à l'automne, quand la charge hydraulique au sein du système karstique est assez forte pour mobiliser les eaux profondes et les eaux à long temps de résidence.

La singularité des eaux s'écoulant à la source du Lez, notamment en période de crue doit donc être replacée dans un contexte hydrogéologique régional. Pour cela, S. Bosser (2009) a réalisé un premier état des lieux des données hydrogéochimiques disponibles pour les eaux

souterraines régionales en prélude à ce projet. Cette valorisation des données hydrochimiques des bases de données existantes pour la source du Lez et des forages implantés dans les aquifères adjacents, a permis d'acquérir des informations complémentaires sur le fonctionnement de l'aquifère du Lez. Les eaux du Lez présentent un faciès comparable aux eaux du « pli de Montpellier » et une composante saline du type de celle rencontrée dans les aquifères jurassiques de la Gardiole (Figure 7). A l'aide de l'évolution des traceurs chimiques, plusieurs pôles géochimiques contribuant à la composition du faciès chimique du Lez ont pu être discriminés. Parmi les pôles minéralisés, ceux des eaux du Jurassique de l'aquifère de la Gardiole et du système du « pli de Montpellier», essentiellement bicarbonatées calciques et chargées en éléments salins, ont été identifiés. Le pôle peu minéralisé est représenté par les eaux du Jurassique de l'aquifère Nord Montpelliérain et du Crétacé qui sont également bicarbonatées calciques et possèdent des fortes teneurs en magnésium et en sulfate, pouvant résulter de la dissolution respective de calcaires dolomitiques et de roches marneuses. La salinité du Lez est un phénomène réel lié à la contribution de multiples facteurs. L'origine du phénomène est donc probablement due à la contribution d'éléments salins véhiculés par des structures profondes (339,5 mg/l de Na et 288 mg/l de Cl dans le forage d'Antigone par exemple).

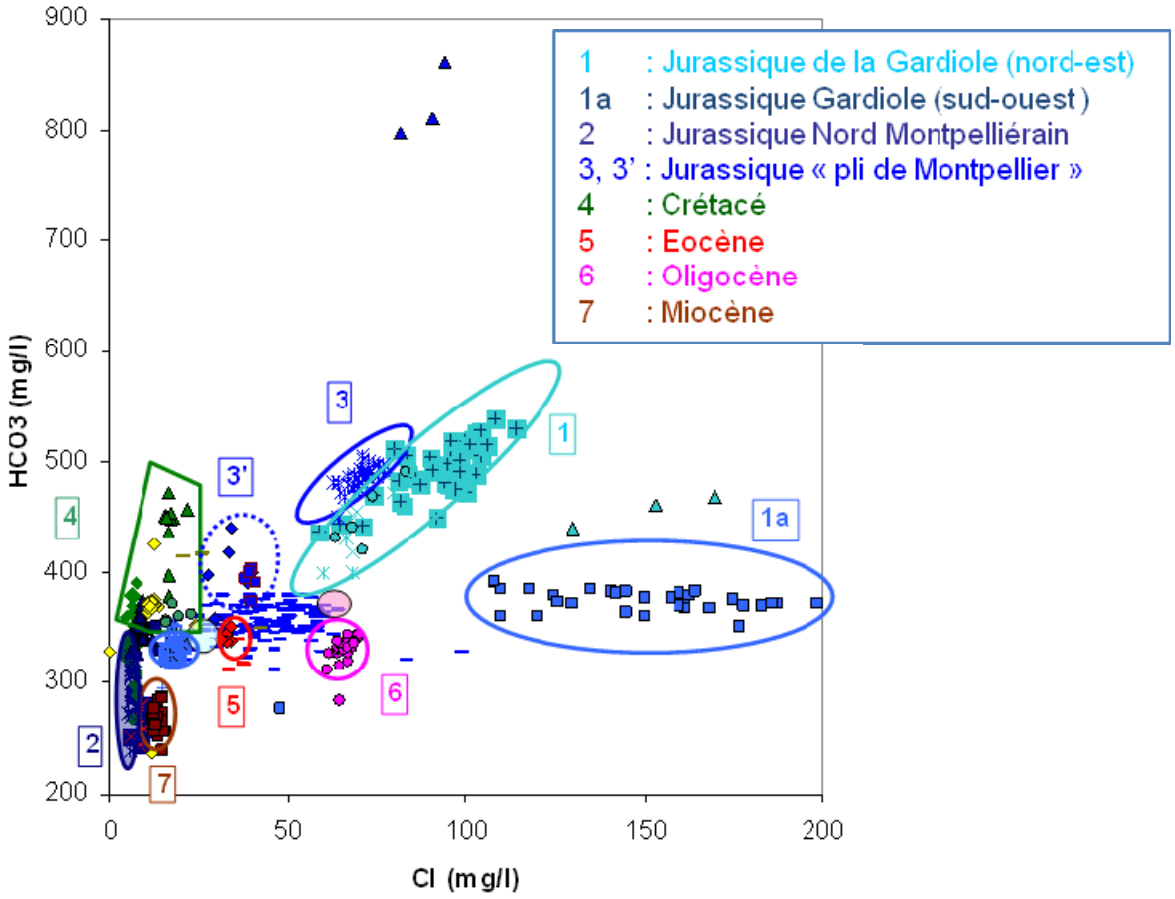


Figure 7: Relation HCO_3 vs Cl pour les aquifères régionaux (Bosser, 2009)

3.1.2. Caractérisation de la réactivité du système et de la recharge saisonnière

Les isotopes stables de l'eau (Oxygène-18 et Deutérium) sont couramment utilisés afin de caractériser les types d'eau et leur mélange à l'exutoire, ainsi que les conditions d'écoulement. En comparant le signal isotopique de la pluie sur le bassin d'alimentation avec le signal à

l'exutoire, il est possible de mettre en évidence la réactivité du système, ainsi que de mieux appréhender les processus de recharge. La Figure 8 présente les variations isotopiques de la source du Lez et des sources temporaires associées au système, en relation avec le contexte hydrodynamique et le signal isotopique de la pluie (pluviomètres de Viols-le-Fort, Montpellier et Sauteyrargues). De façon générale, les sources (Lez, Restinclières et Fleurette) présentent des variations isotopiques faibles comparées à celles des pluies, notamment pour la source du Lez qui présente de faibles variations (1‰ pour $\delta^{18}O$ durant les crues automnales de 2008, Figure 8). Ceci atteste de l'existence d'une importante capacité de stockage au sein de l'aquifère. Cependant, des eaux très récemment infiltrées dans le système participent à l'écoulement aux exutoires, ce qui démontre une certaine réactivité du système (Bicalho et al., 2012-b). La source temporaire du Lirou présente quant à elle de fortes variations, notamment lors des crues d'octobre 2008, démontrant une très forte réactivité suite à un évènement pluvieux important.

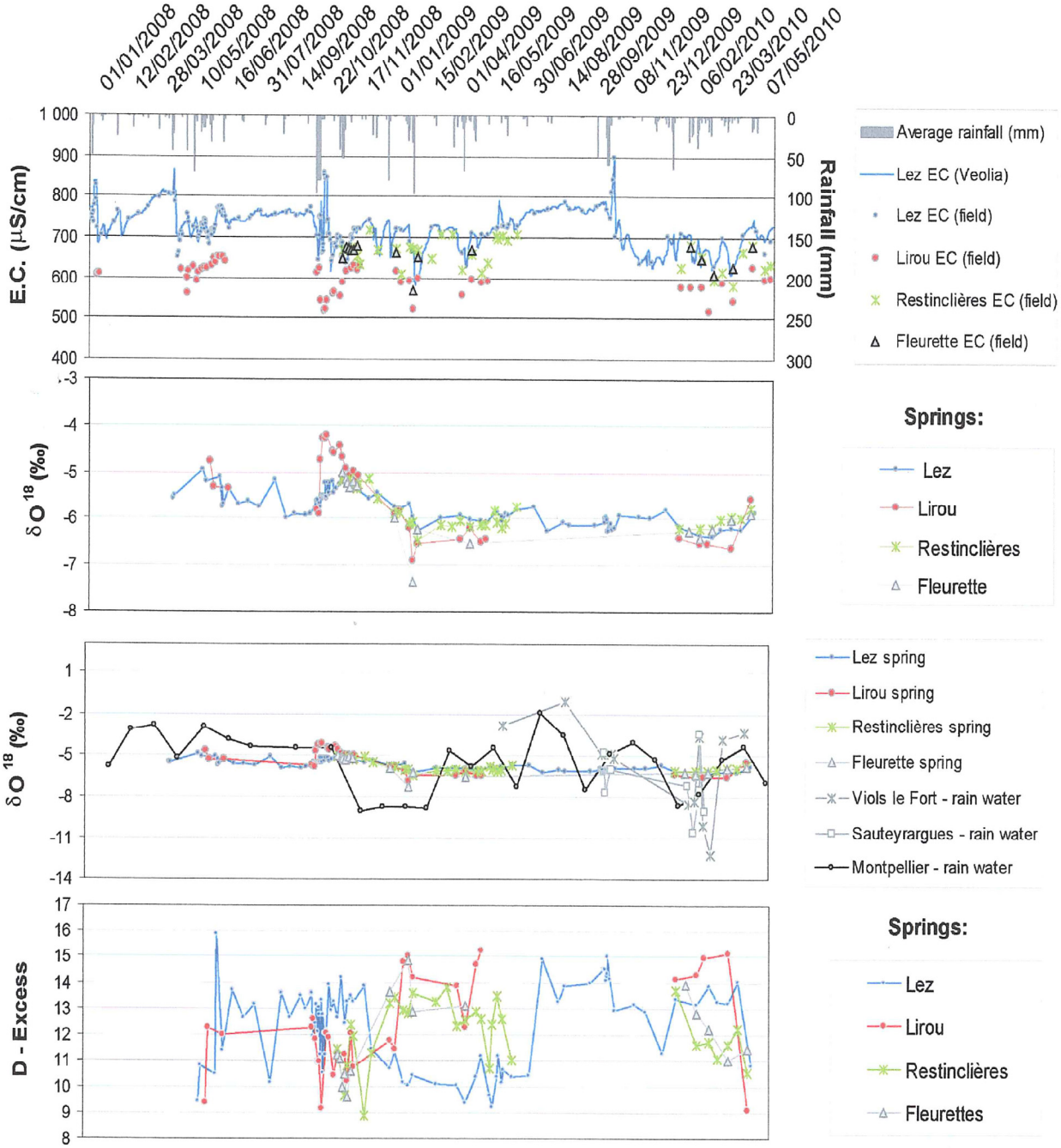


Figure 8 : Pluie (pluviomètres de Montpellier, Viols-le-Fort et Sauteyrargues); Conductivité électrique (EC) ; $\delta^{18}O$ (‰); Excès en Deutérium pour les différentes sources du Système Lez (Lez, Lirou, Fleurette et Restinclières). (d'après Bicalho et al., 2012-b).

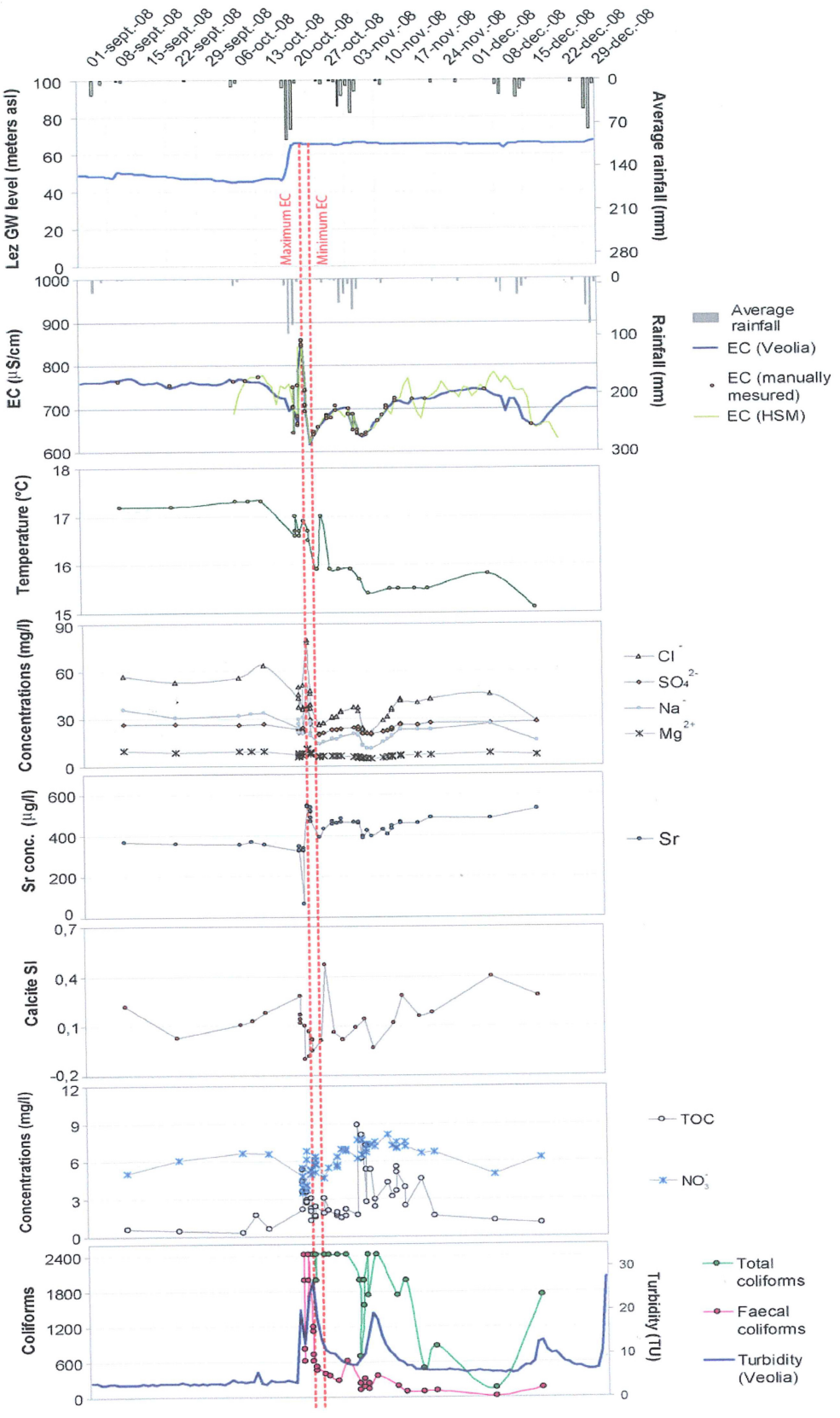


Figure 9 : Variations temporelles de Cl, SO_4, Mg, Sr, COT, NO_3, indice de saturation de la Calcite, coliformes totaux/fécaux (Colony Forming Units : CFU pour 100 ml) et Turbidité (TU). Pluie journalière moyenne calculée pour les stations de Prades, St Martin de Londres et Valflaunès. Niveau piézométrique à la station de pompage de la source du Lez. T et CE mesurées à la source du Lez (Véolia) et CE mesurée sur le terrain (HSM). D'après (Bicalho et al., 2012-a.)

Par ailleurs, des circulations très rapides au sein du système ont également été identifiées de façon récurrente à l'aide de la turbidité (Figure 9), de la bactériologie (coliformes totaux et fécaux) et de la fluorescence de la Matière Organique Dissoute (Bicalho et al., 2012-a. ; Quiers et al. 2011-a et 2011-b), confirmant les observations faites sur une crue automnale par Joseph et al. (1987). Ces circulations rapides sont vraisemblablement rattachées aux flux d'eau de surface qui sont infiltrés par les différentes zones de pertes situées au sein du bassin d'alimentation lors des crues.

3.1.3. Modèle conceptuel simplifié du fonctionnement de l'aquifère du Lez

La Figure 10 représente de façon schématique les différents compartiments à travers lesquels l'eau circule avant de ressortir aux exutoires (source pérenne du Lez et sources temporaires). A la source du Lez, s'écoule un mélange de plusieurs types d'eaux en proportions variables : (1) les circulations peu profondes au sein de l'aquifère « supérieur » (calcaires du Jurassique supérieur et du Berriasien), (2) interactions avec les eaux de surface et influence des eaux ayant été en contact avec les marno-calcaires du Valanginien et (3) circulations profondes des eaux, probablement facilitées par la présence d'importantes failles mettant en contact l'aquifère supérieur avec les réservoirs carbonatés du Jurassique moyen et inférieur et (4) potentiellement des fluides d'origine plus profonde (en provenance du Trias voire même du socle paléozoïque sous-jacent).

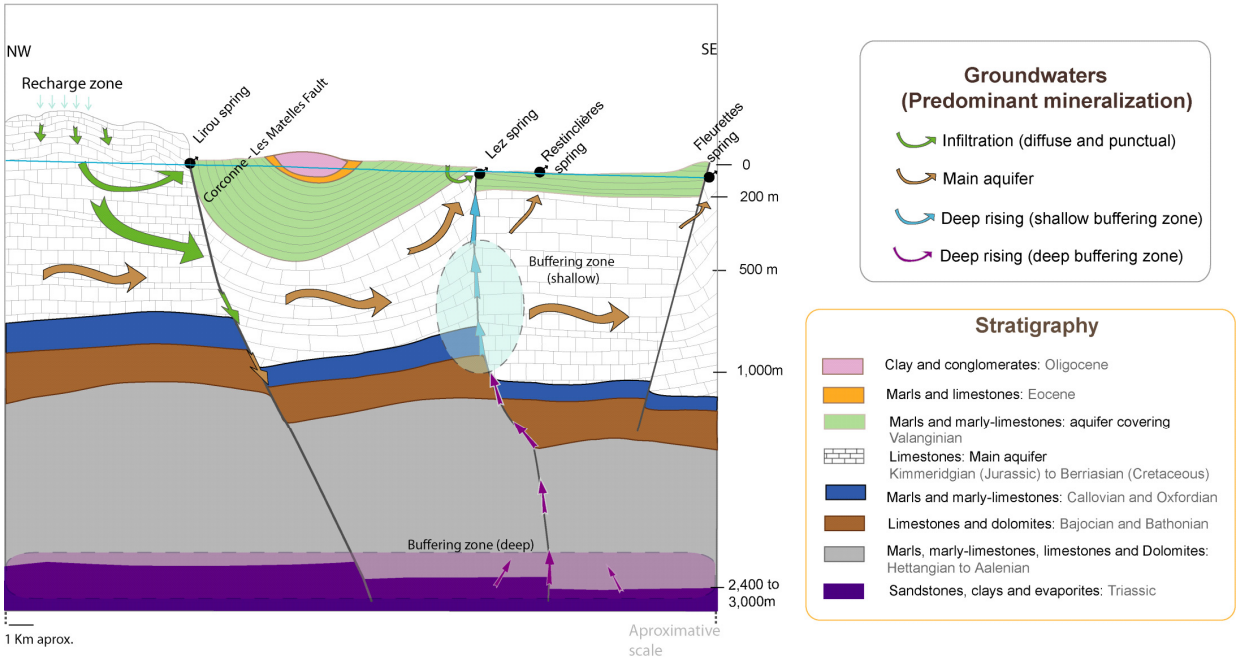


Figure 10 : Modèle conceptuel actuel de fonctionnement de l'aquifère du Lez (Bicalho et al., 2011).

La contribution des pôles profonds (compartiments 3 et/ou 4), se manifeste graduellement lors des périodes estivales et de manière très significative lors des premières crues automnales, par une augmentation de la température et de la minéralisation des eaux de la source du Lez : augmentation importante des teneurs en Cl, Na, B, Li, Sr, Mg et enrichissement en carbone-13 indiquant que ces eaux ont bien évolué en profondeur, en milieu fermé (Bicalho et al., 2012-b).

L'origine du pôle profond (compartiment 3 et/ou 4) qui contribue au fonctionnement hydrodynamique du Lez reste encore à préciser. En particulier, nous cherchons à vérifier si

l'eau profonde mobilisée provient d'un réservoir « tampon » situé dans le Jurassique supérieur (Figure 10), ou des calcaires jurassiques moyens et inférieurs situés sous les marno-calcaires du Callovien-Oxfordien. Dans ce schéma conceptuel, les flux d'eaux profondes en provenance des évaporites du Trias (type halite) et/ou du socle primaire viennent « alimenter » ce réservoir « tampon » situé en profondeur. Ces derniers éléments demandent encore à être clarifiés.

3.2. PROTOCOLE D'ECHANTILLONNAGE ET SUIVIS MIS EN PLACE DANS LE CADRE DU PROJET

Afin de pouvoir valider les hypothèses du fonctionnement hydrogéologique, un suivi régulier et un protocole d'échantillonnage ont été mis en place. Un document détaillé ayant été préalablement rédigé (délivrable L2.1., mars 2010), nous ne rappellerons ici que l'essentiel des points suivis et les analyses effectuées depuis le démarrage officiel du projet en juillet 2009.

3.2.1. Suivi existant avant le projet

Des suivis hydrochimiques ont été effectués avant l'exploitation de la source du Lez ou quelques années après (cycles hydrologiques 1973-1974, Marjolet et Salado, 1976 ; Joseph et al., 1988). Les données hydrochimiques disponibles sur les eaux souterraines du bassin restent ponctuelles et ne concernent en général que les captages AEP. Ainsi, depuis mars 2006, un suivi hydrochimique couplé à l'hydrodynamique a été mis en place sur le bassin, dans le cadre de l'Observatoire MEDYCYSS. Ce suivi a bénéficié de financements au travers des projets suivants :

- projet Lez 1 : « Fonctionnement hydrologique, hydrogéologique et hydraulique du système Lez, de son bassin d'alimentation à la source, jusqu'à la mer ». IFR ILEE (2005). Porteur : H. Jourde. Unités participantes : BRGM, CEMAGREF-ENGREF, HSM ;

- projet Lez 2 : « Modélisation couplée du fonctionnement hydrologique, hydrogéologique et hydraulique ». IFR ILEE (2008). Porteur : V. Borrell. Unités participantes : BRGM, G-Eau, HSM, Tetis ;

- « caractérisation de la matière organique dissoute dans les eaux karstiques et minières par spectrofluorimétrie 3D ». Projet financé par HSM (2007). Porteurs : C. Batiot-Guilhe et C. Casiot.

Le suivi mis en place entre mars 2006 et juillet 2009, assuré par le laboratoire HSM est détaillé comme suit. Les différents sites de prélèvements et/ou mesures sont indiqués sur la Figure 11:

Source du Lez

Suivi HSM depuis mars 2006 : prélèvements bimensuels et plurijournaliers en crue (manuels et à l'aide du préleveur automatique situé dans le local Véolia (déversoir du débit réservé). Installation d'une sonde CTD au niveau du déversoir en septembre 2008 (pression, T, CE : Conductivité Electrique, en continu). Suivi Véolia : enregistrement en continu (CE, T, turbidité, pression). Données complètes disponibles depuis 2006.

Source temporaire du Lirou

Suivi HSM : prélèvements journaliers en périodes de crue (depuis l'automne 2006). Installation d'une sonde CTD dans le réseau karstique en septembre 2007 (pression, T, CE en continu).

Suivi ponctuel HSM en période de hautes eaux

Sources temporaires de Restinclières et Fleurette.

Tournées d'étiage 2009

Suivi HSM : forages du réseau Véolia (Bois des roziers, Laudou, Gour noir, Fontanès), ainsi que les forages et sources de l'aquifère Valanginien (Forages Boinet, Olivier, Lavabre et sources de Lauret, Dolgue, Lavabre).

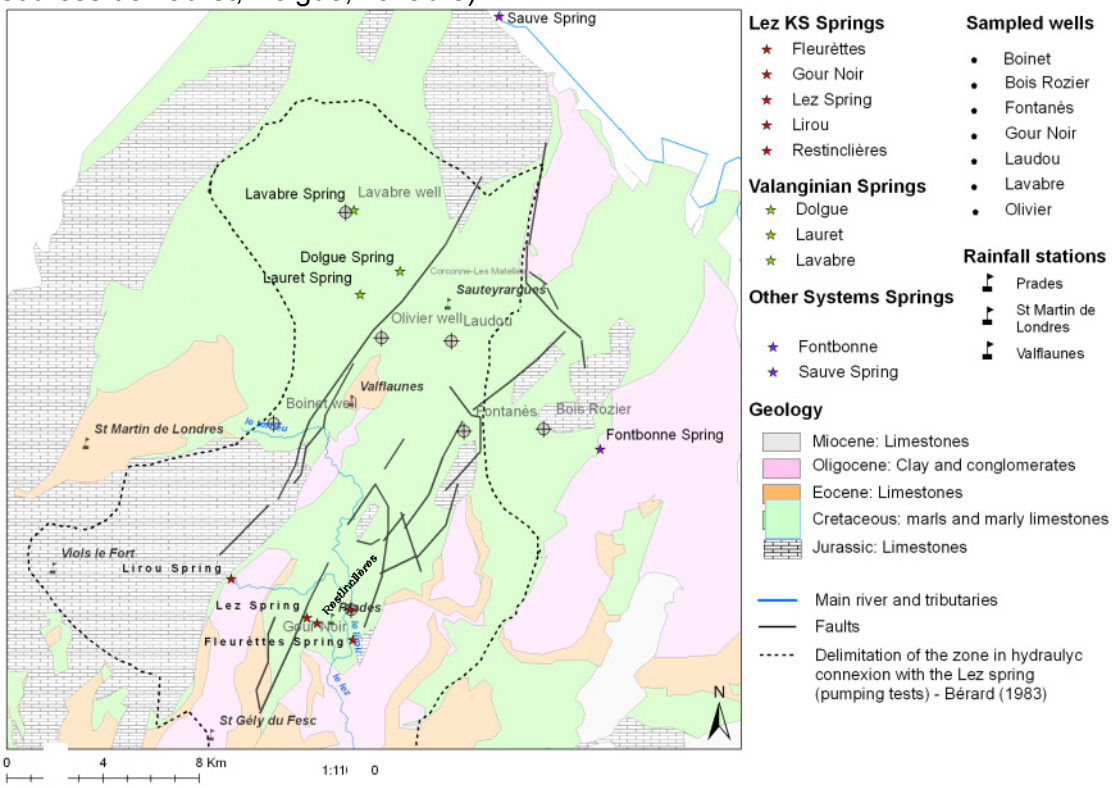


Figure 11 : Carte représentant les différents points de prélèvements effectués avant le démarrage du projet (Bicalho, 2010)

3.2.2. Suivi mis en place dans le cadre du projet

Des informations détaillées sur le protocole d'échantillonnage mis en place dans le cadre de ce projet sont disponibles dans le livrable L2.1. (2010). Cependant, un rappel est fait ici concernant les paramètres suivis ainsi que le planning des prélèvements effectués remis à jour jusqu'à l'étiage 2011 (Tableau 1).

Projet Lez Multi usages. Protocole d'échantillonnage hydrogéochimique eaux souterraines et eaux de surface .

Régulier sur 2 cycles hydrologiques + crues. Aout 2009 à Sept 2011

Bilan suivi AT1 et AT2
HSM - BRGM

	a-09	s-09	o-09	n-09	d-09	j-10	f-10	m-10	a-10	m-10	j-10	j-10	a-10	s-10	o-10	n-10	d-10	j-11	f-11	m-11	a-11	m-11	j-11	j-11	a-11	s-11
Prélèvements hydrogéochimiques **Eaux souterraines (HSM et BRGM)**																										
Spatial Etiage sur sources (Lez, Restinclières, + limitrophes) et quelques Forages (Réseau Véolia+ autres). Paramètres physico-chimiques in situ (pH, T, CE, O2), éléments majeurs et traces, REE, 18O/D, 13C, OrganoSn, isotopes (Sr, B, Li), MOD, bactériol	X										X	X	X												X	
Régulier Source du Lez. Echantillonnage bimensuel : Paramètres physico-chimiques in situ (pH, T, CE, O2), éléments majeurs et traces, MOD, bactériologie, 18O/D, 13C. Ponctuel: REE, OrganoSn, isotopes (Sr, B, Li), pesticides	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Suivis de crues au niveau des sources (Lez + Lirous + sources de débordements) . Paramètres physico-chimiques in situ (pH, T, CE, O2), éléments majeurs et traces, REE, 18O/D, 13C, OrganoSn, isotopes (Sr, B, Li), MOD,bactériologie, pesticides				X	X	X		X	X	X	X				X	X	X			X	X	X				
Caractérisation des pôles géochimiques régionaux. Paramètres physico-chimiques in situ (pH, T, CE, O2), éléments majeurs et traces, COT,18O/D, 13C, isotopes (Sr, B, Li). Ponctuel: REE, OrganoSn, Bactériologie	X												X								X	X			X	
Eaux superficielles (HSM et BRGM)																										
Cours intermittents en crue (Brestalou)+ step (Valflaunès; Viol-le-Fort, Les Matelles). Paramètres physico-chimiques in situ (pH, T, CE, O2), éléments majeurs et traces, REE, 18O/D, 13C, OrganoSn, isotopes (Sr, B, Li), MOD,bactériologie							X												X							

Tableau 1 : Planning des prélèvements effectués dans le cadre du projet (Août 2009-Septembre 2011)

Ainsi, entre août 2009 et septembre 2011 ont été prélevés (informations complémentaires disponibles dans le Délivrable L2.1., 2010) :

- source du Lez : 55 échantillons ;
- sources temporaires (15 échantillons Lirou + 13 échantillons Fleurette + 27 échantillons Restinclières) ;
- cours d'eau temporaires (2 échantillons du Brestalou en février 2010) ;
- stations d'épuration : 3 échantillons (Valflaunès, Viols-le-Fort, Les Matelles) ;
- forages du réseau de surveillance Véolia : 2 tournées d'étiage en août 2009 et août 2010 (Gour Noir, Coutach, Bois des Roziers, Fontanès, Laudou) ;
- forages/sources systèmes voisins : 2 tournées d'étiage en août 2009 et 2010 (Sources de Sauve et Fontbonne et divers forages AEP en 2010 : Suquet, Crouzette, Piste Lauzette, Flès, Maurin-Lou Garigou, Crès, § 3.2.3) ;
- forages/sources en vue de la caractérisation régionale des pôles géochimiques pouvant être à l'origine des flux minéralisés s'écoulant à la source du Lez (§ 3.2.3).

3.2.3. Campagne spatiale d'échantillonnage

La campagne spatiale d'échantillonnage des eaux du système karstique du Lez et des systèmes karstiques voisins s'est déroulée entre les 25 et 29 août 2010. La localisation des points de prélèvement est reportée sur la Figure 12. Le tableau A1 en Annexe 1 récapitule les modalités de prélèvements des différents points d'eau échantillonnés lors de cette campagne.

Les eaux des pôles géochimiques régionaux ont été échantillonnées dans le cadre de cette étude :

- l'ouvrage F40bis[1] (BSS) situé sur la commune de Vergèze permet d'accéder aux eaux carbo-gazeuses en provenance du socle drainé par la faille de Nîmes. Les prélèvements ont été effectués le 15/04/2011 ;
- les sources sulfatées du synclinorium de Saint-Paul-de-Fenouillet [sources de Moullière (10901X0003, commune de Maury, Pyrénéens Orientales) et sources de la clue de Fou situées en rives droite et gauche de l'Agly, commune de St-Paul-de-Fenouillet, Pyrénées Orientales] ont été échantillonnées et analysées afin de qualifier la signature des eaux sulfatées du Trias (pôle gypse). Les prélèvements ont été effectués le 31/05/2011 ;
- les eaux de la source de Sals (10777X0005, commune de Sougraigne ; Aude) ont été échantillonnées et analysées afin de qualifier la composante halite du Trias. Les prélèvements ont été effectués le 31/05/2011 ;
- les eaux de la source de Fontreboule (commune de Lauroux; Hérault) permettent également de qualifier le pôle gypse du Trias dans le secteur de Lodève. Les prélèvements ont été effectués le 30/03/2011.

[1] Nous remercions O. Vidal (Nestlé Waters) de nous avoir permis d'effectuer les prélèvements sur le forage F40

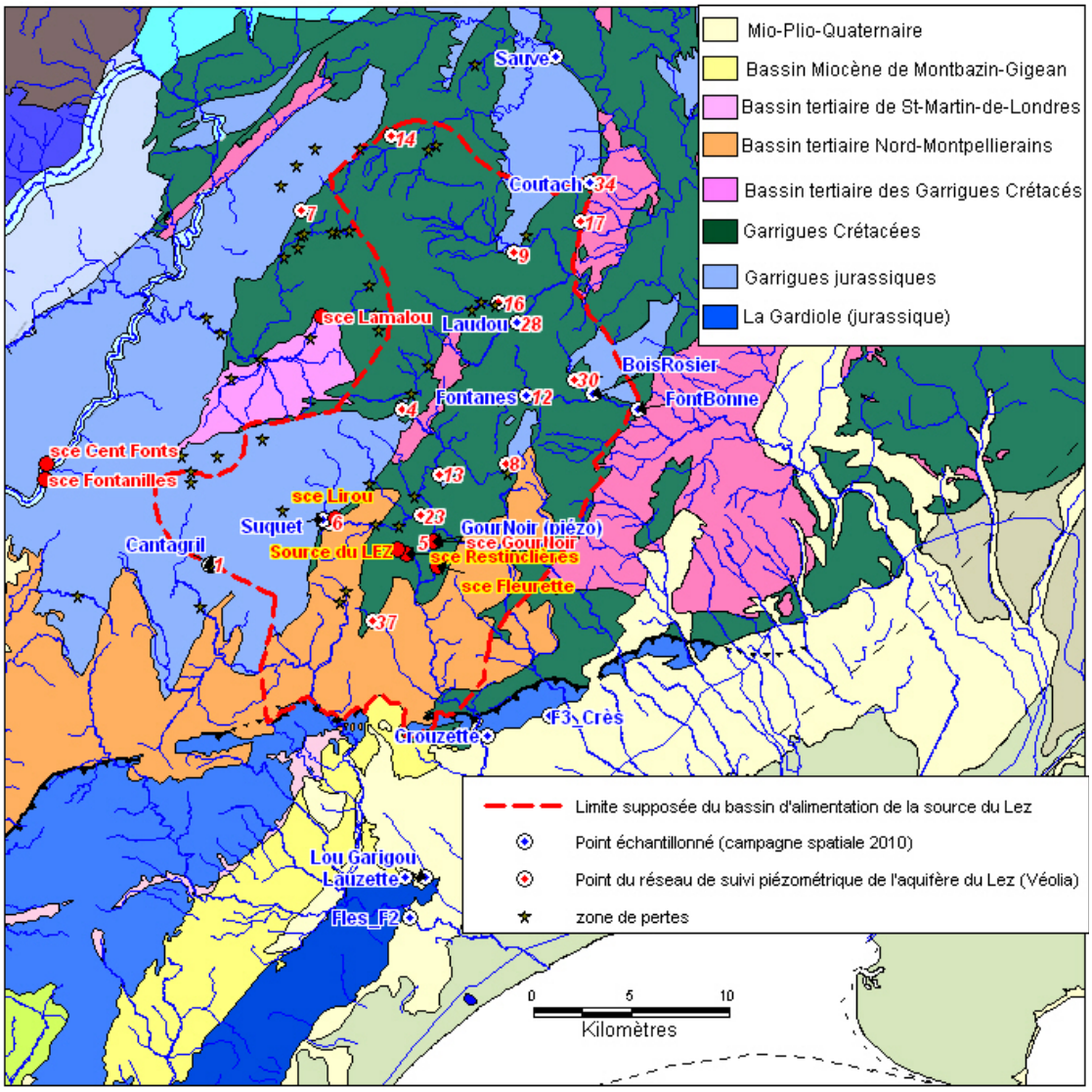


Figure 12 : Localisation des points d'eau prélevés lors de la campagne spatiale d'échantillonnage (août 2010) et localisation des sources suivies dans cette étude (Lez, Fleurette, Restincilières et Lirou) sur la carte des ensembles litho-tectoniques de la Région Languedoc-Roussillon.

3.2.4. Analyses réalisées

Analyses physico-chimiques et chimiques

Les mesures des paramètres physico-chimiques (Conductivité Electrique : CE ; Température et pH) ont été effectuées sur le terrain. La concentration en oxygène dissous et le potentiel redox (Eh) ont été également mesurés sur des échantillons d'eau brute sur le terrain, mais pas systématiquement.

Les différentes analyses effectuées sont récapitulées dans le Tableau 2.

	Analyses effectuées	Laboratoire
Traceurs naturels	Eléments majeurs et mineurs (anions, cations)	HSM
	Alcalinité	HSM
	Eléments en Trace	HSM
	Terres Rares (REE)	HSM
	Carbone Organique Total (COT)	HSM
	Fluorescence de la Matière Organique Dissoute (MOD)	HSM
Traceurs de la contamination anthropique	Bactériologie (Coliformes totaux et E. Coli)	HSM
	Organo-étain (OrgSn)	HSM
	Pesticides	EMA
	Résidus médicamenteux (Carbamazépine)	HSM
Traceurs Isotopiques	Isotopes stables de la molécule d'eau $\delta^{18}O$ et $\delta^{2}H$	HSM
	Isotopes stables du carbone $\delta^{13}C$	EMMAH
	Isotopes du Srontium ($^{87}Sr/^{86}Sr$) , Lithium ($\delta^{7}Li$) et Bore ($\delta^{11}B$)	BRGM/MMA

Tableau 2 : Analyses effectuées au cours du projet et laboratoires impliqués. HSM (HydroSciences Montpellier) ; EMA (Ecole des Mines d'Alès) ; EMMAH (Environnement Méditerranéen et Modélisation des Agro-Hydrosystèmes ; Université d'Avignon) ; BRGM/MMA (laboratoires du service Métrologie Monitoring Analyse du BRGM à Orléans).

Les prélèvements réalisés pour l'analyse des cations, des traces et des terres rares, des isotopes du strontium ($^{87}Sr/^{86}Sr$) et du lithium ($\delta^{7}Li$) ont été filtrés sur membrane cellulose de diamètre 0,22 µm, stockés au frais (4°C) dans des flacons en polyéthylène HDPE préalablement décontaminés et acidifiés à 1 ‰ (HNO_3 Suprapur, pH = 2). Les prélèvements réalisés pour l'analyse des anions et des isotopes du bore ($\delta^{11}B$) ont été filtrés sur membrane cellulose de diamètre 0.22 µm et stockés au frais (4°C) dans des flacons en polyéthylène HPDE. Les échantillons $\delta^{13}C$ ont été prélevés dans des flacons en verre ambré et conservés au frais (4°C). Les prélèvements pour le COT, la MOD et les isotopes stables de l'eau ($\delta^{18}O$-$\delta^{2}H$) ont été effectués dans différents flacons en verre ambré décontaminés. Les analyses ont été réalisées sur les échantillons d'eau brute. Seuls les échantillons pour le COT ont été acidifiés à 1 ‰ (H_3PO_4 suprapur). Ces échantillons ont ensuite été conservés au frais (4°C). La fluorescence naturelle de la MOD a été analysée par spectrofluorimétrie 3D dans un délai de 24h.

Le dosage de l'alcalinité a été réalisé dans un délai maximum de 24h, par titration acide (HCl à 0,1N). Les anions et les cations ont été analysés par chromatographie ionique DIONEX® ICS 1000, Les éléments en trace et les Terres Rares ont été déterminés par ICP-MS quadripolaire X série2 THERMO SCIENTIFIC® du Grand Plateau Technique pour la Recherche « Analyse des Eléments en Trace dans l'Environnement » de l'OSU OREME de l'UM2. Pour la détermination des Terres Rares, les échantillons ont été préalablement préconcentrés (facteur 100) par complexation sur cartouche spécifique C_{18}. Les incertitudes des résultats pour les majeurs et les traces sont respectivement de 5% et 10%.

Analyses de la Matière Organique et analyses bactériologiques

Les quantités de COT ont été mesurées à l'aide d'un analyseur de carbone SHIMADZU® TOC-VCSH dont le principe de mesure est une combustion catalytique à 680°C et une méthode de détection infrarouge du CO_2. Compte tenu de la faible quantité de COT comparativement au carbone minéral, la méthode d'analyse utilisée est la méthode « Non Purgeable Organic Carbon ».

La fluorescence de la MOD a été analysée grâce à un spectrofluorimètre 3D SHIMADZU® RF-5301 PC. Cet équipement a permis d'obtenir des spectres d'excitation-émission selon la méthode suivante (Batiot et al., 2008 et Quiers et al., 2013) :

- *excitation : de* 220 à 450 nm, par pas de 10 nm ;

- *émission : de* 250 à 550 nm par pas de 1 nm ;

- *largeur des Fentes Exc. et Em.* 15 nm.

Les analyses bactériologiques (Coliformes totaux et E. Coli) ont été réalisées à l'aide de la méthode Colilert, mesure approuvée sur le plan international par des tests de conformité (US EPA, Standard Methods, Niemela *et al.*, 2003). Cette technique permet le comptage de pathogènes avec un temps de manipulation faible (ajout de réactifs spécifiques à la souche bactérienne analysée, temps d'incubation 18 heures à 35°C pour les deux populations bactériennes citées).

Analyses isotopiques

Les isotopes stables de l'eau ($\delta^{18}O$-$\delta^{2}H$) ont été mesurés par spectrométrie de masse en phase gazeuse sur un spectromètre de masse ISOPRIM. La composition isotopique de l'eau ($\delta^{18}O$-$\delta^{2}H$) est exprimée en différence relative en part pour mille (‰) par rapport au standard international V-SMOW (Vienna Standard Mean Ocean Water). L'incertitude des résultats concernant les isotopes de l'eau est de 0.8‰ pour le deutérium et de 0.1‰ pour l'oxygène.

Les analyses isotopiques du strontium ont été faites par spectrométrie de masse à thermo-ionisation (TIMS spectrométrie de masse à thermo-ionisation), après séparation sur résine. La justesse et la reproductibilité des mesures des rapports isotopiques $^{87}Sr/^{86}Sr$ sont obtenues par l'analyse répétée du standard international NBS 987. Durant la période d'analyse, 42 déterminations du standard Sr NBS987 ont donné une valeur moyenne de 0,710232 ± 0.000022 (2σ). Les rapports isotopiques des échantillons sont normalisés à la valeur certifiée du standard NBS 987 (0,710240).

De même que pour les isotopes stables de l'eau, les compositions isotopiques du bore sont exprimées en déviation relative (‰) par rapport à un standard. Le standard est l'acide borique NBS951 et les isotopes du bore (^{10}B et ^{11}B) sont mesurés, après purification chimique sur résine spécifique, par spectrométrie de masse à thermo-ionisation (TIMS). La valeur moyenne obtenue sur 20 déterminations du standard NBS951 durant la période analytique est de 4,05078 ± 0.00132 (2σ), ce qui correspond à une reproductibilité externe de 0.33‰ (2σ). La justesse et la reproductibilité de la procédure totale (chimie et mesure par TIMS) sont évaluées par l'analyse répétée d'un standard d'eau de mer (B1, Gonfiantini et al., 2003). La valeur moyenne à long terme obtenue sur ce standard est de $\delta^{11}B$ = 39,19 ± 0,33 ‰ (2σ) (n=51), en accord avec la valeur de l'eau de mer.

Les analyses des isotopes du lithium (^{6}Li et ^{7}Li) ont été réalisées par ICP-MS-MC Neptune (spectromètre de masse à source plasma et multicollection) THERMO SCIENTIFIC® après séparation chimique sur résine. La composition isotopique du lithium est notée en déviation relative (en ‰) par rapport au standard de référence (carbonate de lithium L-SVEC, NIST RM8545).

Analyse des organoétains

La spéciation des organoétains a été réalisée par couplage Chromatographe Gazeux + ICP-MS X série2 THERMO SCIENTIFIC® de la plate-forme régional AETE de l'OSU OREME. Une solution-mère (1000 mg(Sn)/L) contenant les butyl-, phényl- et octyl-étains a été préparée dans du méthanol, à partir de solutions mono-élémentaires de Sigma-Aldrich Chemie S.a.r.l. (France) et LGC Promochem (France) pour l'étalonnage. Le tetraethylborate de sodium ($NaBEt_4$) utilisé pour la dérivation a été préparé quotidiennement. Aucun échantillon certifié pour la détermination des organoétains dans l'eau n'existe actuellement. Les limites de détection et de quantification sont reportées dans le Tableau 3.

	MBT	DBT	TBT	MPhT	DPhT	TPhT
LD ng(Sn)/L	0,04	0,06	0,07	0,09	0,10	0,15
LQ ng(Sn)/L	0,18	0,26	0,28	0,40	0,44	0,62

Tableau 3 : Limites de détection (LD) et de quantification (LQ) des organoétains analysés par GC-ICPMS

Analyse des pesticides

Les échantillons ont été prélevés dans des flacons en verre de 1litre, préalablement nettoyés avec un détergent spécifique NEODISHER LM3 et rincés cinq fois avec de l'eau ultra pure, type MilliQ. En parallèle, des échantillonneurs passifs (chemcatchers**)** ont été également utilisés pour ce suivi.

L'analyse quantitative des pesticides dans l'eau nécessite une étape d'extraction (Solid Phase Extraction, SPE) suivie d'une étape de détection et de quantification par chromatographie liquide haute performance couplée à la spectrométrie de masse en tandem (HPLC/MS/MS).

Extraction des pesticides : Afin de définir le mode d'extraction le plus efficace (Empore Disk C18 ou cartouche HLB Oasis), les rendements d'extraction ont été évalués à partir d'eaux naturelles dopées (eaux du Lez et de Restinclières ou eaux du Galeizon).

Empore Disk C18 : Les eaux du Lez et de Restinclières ont été dopées à une concentration de 100 ng/l. Les résultats obtenus sont globalement bons. Les rendements obtenus pour la 2-Hydroxy atrazine et le flazasulfuron sont, cependant, plus faibles (< 50%). L'extraction des pesticides sur Empore Disks C18 donnant globalement de meilleurs résultats, les échantillons d'eau sont extraits avec cette phase.

Analyse par HPLC/MS/MS : Le module HPLC (Alliance, Waters 2695) est équipé d'une pompe quaternaire, d'un dégazeur à vide et d'un passeur d'échantillon. La chromatographie est réalisée en phase inverse sur une colonne Kinetex C18 (100 mm x 4,6 mm, 2,6 µm) fournie par Phenomenex, France. La détection est réalisée à l'aide d'un spectromètre de masse triple quadripôle (Micromass Quatro micro TM, Waters) en mode d'ionisation par électro-spray. L'acquisition des ions positifs en mode de transition sélectionnée (MRM) s'effectue sur trois canaux successifs avec une valeur commune de 0,01 s le délai inter canal et le délai inter scan.

Principe de fonctionnement des échantillonneurs passifs (chemcatchers): L'accumulation de polluants sur les échantillonneurs passifs repose essentiellement sur des phénomènes de diffusion. Les polluants migrent au travers d'une barrière de diffusion constituée notamment d'une membrane et sont accumulés dans la phase réceptrice présentant une affinité particulière pour ces polluants. Ainsi, un échantillonneur passif, déployé sur le terrain pendant une durée prédéterminée (t), va accumuler d'une manière quasi-linéaire les polluants présents dans l'eau. Après la phase d'exposition, la quantité d'analyte piégée dans la phase réceptrice est analysée

(extraction et analyse par chromatographie). La concentration moyenne est alors calculée à partir du taux d'échantillonnage R_S spécifique d'un polluant donné. La détermination du Rs nécessite une étape de calibration en conditions contrôlées (pilote en laboratoire) où la concentration en polluant (Cw) est connue et où la quantité accumulée (m_D) est déterminée à différents pas de temps selon l'équation suivante :

$$R_S = \frac{m_D(t) - m_0}{C_w * t}$$

Les Chemcatchers, utilisés dans le cadre de cette étude, sont constitués d'une phase réceptrice (Empore disk C18, Phenomenex France) recouverte d'une membrane de PES (Polyéther Sulfone). La membrane et le disque repose sur un plateau rigide et inerte en téflon de 50 mm de diamètre. Sur sa hauteur, le corps de l'échantillonneur est divisé en deux cavités reliées entre elles par un disque à vis, qui permet de stabiliser l'emplacement de la membrane de diffusion et de la phase réceptrice. Un couvercle est utilisé pour le transport et pour la protection contre toute contamination. Les résultats sont exprimés en masse de pesticide accumulé sur la phase réceptrice au terme de 14 jours d'exposition. Une étude des cinétiques d'accumulation a été réalisée au laboratoire permettant d'apprécier l'affinité de cette phase vis-à-vis de 20 pesticides (résultats en cours de publication).

Analyse des résidus médicamenteux : carbamazépine et Epoxycarbamazépine

Les échantillons ont été prélevés dans des flacons en verre de 1 L et conservés à 4°C jusqu'à l'extraction dans les 48 heures suivant le prélèvement. L'eau a été, dans un premier temps, filtrée afin d'éliminer les matières en suspension (GF-C).

L'analyse de la carbamazépine et de son produit de dégradation, l'époxycarbamazépine, nécessite une extraction préalable. Cette dernière a été faite en phase solide sur les cartouches Oasis HLB® (Waters, Milford, USA). Préalablement conditionnées avec 3 ml de méthanol et rincées avec 3 ml d'eau purifiée. Deux litres d'eau sont passés sur une cartouche. Les cartouches ont été rincées avec 5 ml d'eau purifiée, séchées puis stockées dans un emballage aluminium à -20°C. Après décongélation à température ambiante, les cartouches ont été éluées avec 2×5 ml d'acétate d'éthyle contenant l'étalon interne, la carbamazépine d8. Les éluas ont été séchés par passage sur sulfate de sodium anhydre puis, évaporés à sec sous flux d'azote. Les résidus ont ensuite été repris dans 100µl d'un mélange eau-acétonitrile (80-20 : v-v). Une gamme d'étalonnage a été préparée dans de l'eau distillée selon la même procédure d'extraction.

Une méthode d'analyse par CLPH-SM : chromatographie liquide haute performance (système Hewlett Packard LC série 1100) couplée à la spectrométrie de masse (Hewlett Packard Agilent G 1946D) permet la détection simultanée de la carbamazépine, de l'époxycarbamazépine (Leclercq et al., 2009).

Sept points de calibration ont été préparés pour les gammes d'étalonnage, entre 9 et 590 ng/L pour la carbamazépine; 5 et 212 ng/L pour l'époxycarbamazépine. La carbamazépine, la carbamazépine-10,11-époxyde, la carbamazépine d8 (étalon interne) ont été obtenus chez Sigma (Saint Quentin Fallavier, France). Des solutions mères des molécules étudiées ont été préparées dans l'acétone et conservées à 4°C. Les solvants acétonitrile et acétone de qualité pour analyse HPLC ont été obtenus chez Merck (Nogent/Marne, France). Le méthanol et l'acétate d'éthyle de qualité pour analyse des pesticides ont été fournis par Carlo Erba Reactifs (Val de Reuil, France). Les limites de détection et de quantification pour ces deux molécules sont indiquées dans le tableau ci-dessous :

	Ions (m/z)	Temps de rétention (mn)	LD* (ng/L)	LQ^x (ng/L)	Rendement d'extraction (%)
Carbamazépine	194, 237	13,9	3	10	93
Epoxycarbamazépine	180, 236	11,9	3	5	96

*Tableau 4 : Paramètres chromatographiques de la Carbamazépine, l'Epoxycarbamazépine. *LD: Limite de détection; ^{x}LQ: limite de quantification*

3.3. CARACTERISATION DU FONCTIONNEMENT DE L'AQUIFERE DU LEZ PAR IDENTIFICATION DES POLES GEOCHIMIQUES

3.3.1. Introduction

Les travaux initiés depuis 2006 sur le système karstique du Lez, principalement issus de la thèse de C. Bicalho (2010), ont permis de réactualiser et d'enrichir les informations hydrochimiques disponibles sur les eaux du système karstique. Ces nouvelles données permettent d'établir une comparaison entre la période actuelle, caractérisée par la gestion active par pompage dans le drain karstique (30 m de rabattement maximum), et la période 1972-1973, caractérisée par la gestion active par pompage dans la vasque (7 m de rabattement maximum).

La synthèse des nouvelles données acquises par Bicalho (2010) a permis de renforcer le schéma conceptuel de fonctionnement établi par Marjolet & Salado (1976).

L'origine du pôle profond (compartiments 3 et/ou 4) qui contribue au fonctionnement hydrodynamique du Lez reste encore à préciser. C'est l'objectif principal de cette section que d'apporter des éléments de connaissance nouveaux à la caractérisation de l'origine de ces eaux minéralisées. En particulier, nous cherchons à vérifier si l'eau profonde mobilisée provient d'un réservoir « tampon » situé dans le Jurassique supérieur (Figure 10), ou des calcaires du Jurassique moyen et inférieur situés sous les marno-calcaires du Callovien-Oxfordien. Dans ce schéma conceptuel, les flux d'eaux profondes ayant circulé au contact des évaporites du Trias (type halite) et/ou du socle primaire viennent « alimenter » ce réservoir « tampon » situé en profondeur.

Compte-tenu des singularités hydrogéochimiques des eaux s'écoulant à la source du Lez et la mise en évidence de remontées de flux d'origine profonde, il est nécessaire de caractériser le ou les pôles géochimiques participants aux écoulements. Dans cette étude, cette caractérisation a été réalisée par une approche géochimique inédite basée sur l'analyse des éléments majeurs et traces, des Terres Rares et le traçage multi-isotopique (stables de l'eau et du carbone, isotopes du Strontium, du Bore et du Lithium).

Un premier état des lieux des connaissances hydrogéochimiques disponibles sur le secteur d'étude a permis de replacer les eaux du système karstique du Lez dans le contexte géochimique régional. Ce travail initié par S. Bosser (2009) a permis d'identifier les systèmes aquifères qu'il conviendrait d'échantillonner pour déterminer leurs signatures chimiques et isotopiques respectives. Des prélèvements complémentaires sur des forages et/ou sources appartenant au système karstique du Lez, sur des systèmes karstiques voisins, ainsi qu'à d'autres systèmes régionaux (Corbières, Perrier, Fontreboule), ont été réalisés en août 2010 et

au printemps 2011. Les résultats vont permettre de mieux contraindre les différents pôles d'eau et ainsi d'identifier celui ou ceux influençant le chimisme de la source du Lez.

3.3.2. Contexte hydrologique des échantillons sélectionnés pour l'étude isotopique

La Figure 13 présente l'évolution temporelle du contexte hydrologique et physico-chimique de la source du Lez. Les dates pour lesquelles des prélèvements d'eau ont été effectués sont également reportées (points noirs). Pour la source du Lez, la détermination multi-isotopique a été réalisée sur 7 échantillons d'eau (points rouges). La sélection permet de caractériser la signature géochimique pour trois contextes hydrodynamiques différents : éch. n°1 et 4 : crue de reprise de cycle hydrologique ; éch. n°2, 5, 6, 7 : crues printanières (pas de sollicitation des réserves du karst) ; éch. n°3 : période de basse eau (période de sollicitation des réserves du karst).

Les crues de reprise du cycle hydrologique sont caractérisées par des augmentations temporaires de la conductivité électrique des eaux. Les minéralisations les plus élevées en chlorures sont observées lors de ces épisodes (Figure 14).

Les sources karstiques du Lirou, de Restinclières et de Fleurette ont également fait l'objet d'un suivi lors des périodes de hautes et moyennes eaux. En période de basses eaux les sources sont taries. La caractérisation multi-isotopique de ces sources concerne les crues printanières (éch. n° 2, 5, 6 et 7, Figure 13).

Les eaux prélevées en août 2010 dans les forages et les piézomètres des systèmes karstiques connexes au Lez sont caractéristiques d'un contexte de basses eaux. Pour la source du Lez, les eaux prélevées à la même date correspondent à un contexte de sollicitation des réserves du karst par pompage (Figure 13).

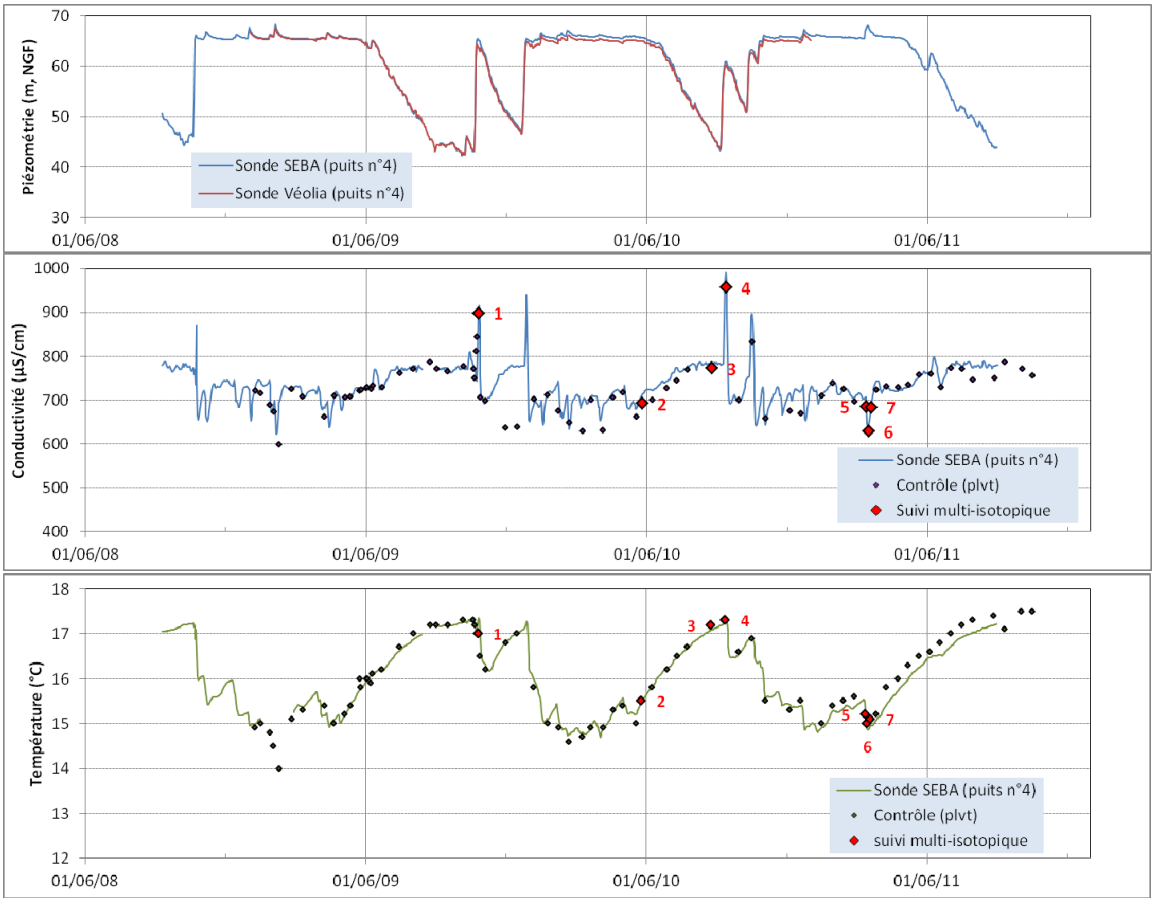


Figure 13 : Evolution du contexte hydrodynamique (piézométrie) et physico-chimique (conductivité électrique et température) de la source du Lez depuis septembre 2008.
Les points noirs représentent les points de suivis chimiques (éléments majeurs, traces). Les points rouges représentent les points de suivis chimiques (éléments majeurs, traces et terres rares) et multi-isotopiques ($^{87}Sr/^{86}Sr$, $^{11}B/^{10}B$, $^{7}Li/^{6}Li$, $^{18}O/^{16}O$, $^{2}H/^{1}H$ et $^{13}C/^{12}C$ de carbone minérale total dissous (CMTD). Descriptif des échantillons : Ech n°1 et 4 : crue de reprise de cycle hydrologique ; Ech. n°2, 5, 6, 7 : crue printanière (pas de sollicitation des réserves du karst), Ech. n°3 : période de basse eau (période de sollicitation des réserves du karst)

A titre d'information, nous présentons dans l'Annexe 2 les évolutions des charges hydrauliques des ouvrages AEP suivis par le Conseil Général de l'Hérault (Forages du Suquet, de Fontbonne, du Fles et de la Crouzette) sur lesquels des prélèvements d'eau ont été effectués pour analyses. Les évolutions piézométriques observées depuis 2008 ne seront pas commentées dans le cadre de ce rapport consacré uniquement à l'interprétation des résultats géochimiques.

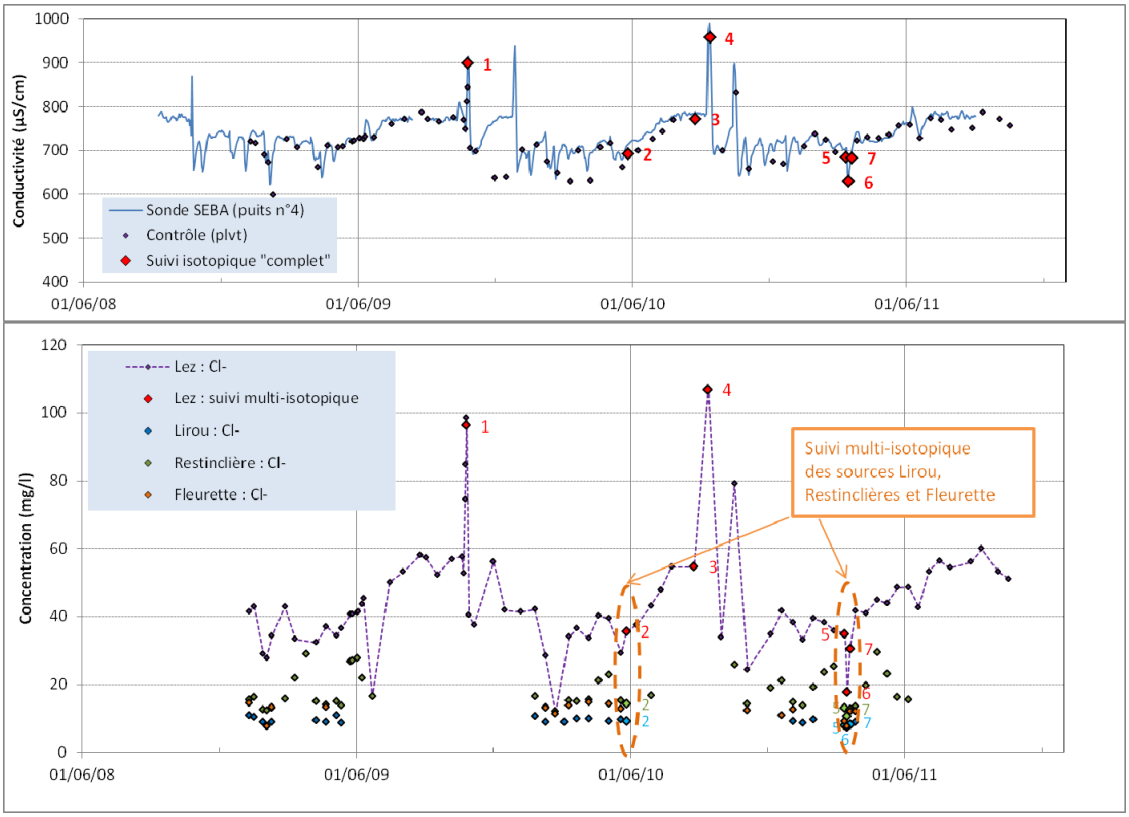


Figure 14 : Evolution des teneurs en chlorure et de la conductivité électrique des eaux de la source du Lez sur la période septembre 2008 – septembre 2011. Les teneurs en chlorure des sources karstiques du Lirou, de Restinclière et de Fleurette sont également reportées.
Les points rouges (échantillons 1 à 7) représentent les échantillons pour lesquels des analyses multi-isotopiques ont été effectuées. Les périodes des suivis multi-isotopiques des sources karstiques sont également reportées.

3.3.3. Interprétation des résultats de l'approche « multi-isotopique »

Les résultats des analyses chimiques (majeurs et traces) et isotopiques sont rassemblés dans les tableaux de synthèse de l'Annexe 1.

Caractérisation des pôles géochimiques par « ACP»

Dans le but de mieux comprendre l'évolution du contexte géochimique de l'eau du Lez et d'apporter des informations sur l'organisation des écoulements et des masses d'eau, nous avons réalisé une Analyse en Composantes Principales (ACP)[2] des résultats des analyses des

[2] L'ACP est une technique mathématique classiquement utilisée pour la compression et la classification des données : elle consiste à transformer des variables liées entre elles (dites "corrélées" en statistique) en nouvelles variables indépendantes les unes des autres (donc "non corrélées"). Ces nouvelles variables sont nommées "composantes principales" (CP), ou axes, elles permettent de réduire l'information en un nombre de composantes plus limité que le nombre initial de variables. L'utilisation la plus commune de l'ACP est de fournir, à partir de données décrites par un grand nombre de variables quantitatives, des représentations **planes** (et donc interprétables visuellement) aussi fidèles que possible. Pour cela, on projette ces données sur des **plans factoriels**, chaque plan

échantillons d'eau prélevés pour la caractérisation multi-isotopique. Cette analyse statistique permet de traiter des tableaux de données quantitatives pour réduire la dimensionnalité concernant les principaux facteurs d'interaction entre variables et représenter graphiquement ces interrelations.

La composante principale 1 (*CP1 : 57 % de variance expliquée,* Figure 15) permet de qualifier les mélanges entre les eaux minéralisées et les eaux peu minéralisées, respectivement liées aux composantes profonde et superficielle. Les variables associées à cette composante principale sont les suivantes : *au 1er ordre : Conductivité, Cl, Na, K, SO_4, Mg, B, Sr, Li, Rb, Ba ; au second ordre : δ^7Li, δ^{11}B.* Au sein de cette « famille », les éléments Mg, SO_4 et Sr se distinguent des teneurs en Cl, Na, Rb et B, ce qui indique qu'une distinction géochimique des masses d'eau peut être mise en évidence en opposant les traceurs de chacun de ces sous-groupes (Cl vs Sr par exemple, Figure 15).

La composante principale 2 (*CP2 : 18,8 % de variance expliquée* Figure 15*)* permet de distinguer les eaux chaudes et chargées en HCO_3 des eaux froides moins chargées en bicarbonates. Les valeurs élevées en HCO_3 peuvent être liées à la présence et à l'action du CO_2 d'origine profonde (issu du socle) sur les carbonates (dissolution). Les températures élevées sont liées à des eaux d'origine profonde.

La composante principale 3 (*CP3 : 11 % de variance expliquée,* Figure 15*)* permet de distinguer les eaux par leur signature isotopique en strontium ($^{87}Sr/^{86}Sr$). Le rapport isotopique du strontium ($^{87}Sr/^{86}Sr$) d'une eau est directement lié à celui du minéral ou de l'assemblage minéralogique avec lequel l'eau a interagi. Cet outil permettra donc d'identifier la nature des réservoirs mobilisés dans le système karstique du Lez au cours du cycle hydrologique.

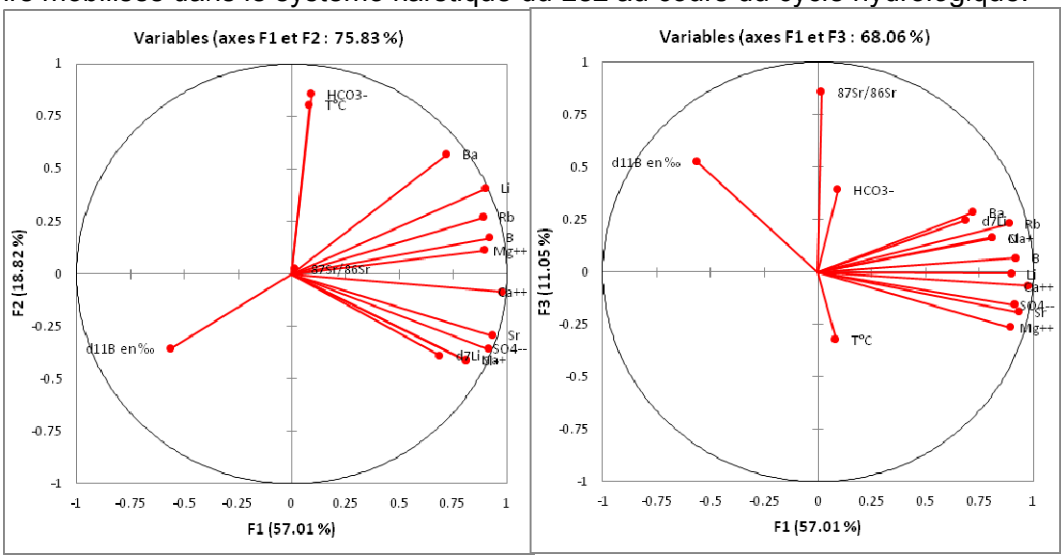


Figure 15 : Analyse en composantes principales sur les résultats des éléments majeurs et traces (B, Sr, Rb, Ba et Li), température et mesures isotopiques (δ^7Li, δ^{11}B et $^{87}Sr/^{86}Sr$).

La projection des différents échantillons sur le plan factoriel 1-2 (Figure 16) permet de bien individualiser les différents pôles géochimiques régionaux (Trias et Socle) et de repérer les

étant défini par une paire de Composantes Principales prises parmi les premières CP (CP expliquant le maximum de variance).

points de prélèvement affectés par des processus de mélange d'eau en provenance de ces pôles.

Sur le plan factoriel 1-2, les eaux peu minéralisées issues des calcaires jurassiques (Garrigues jurassiques, Figure 16) se distinguent très faiblement des eaux des calcaires crétacés (Garrigues crétacées, Figure 16). Les eaux des sources sulfatées du synclinorium de Saint-Paul-de-Fenouillet (Trias) se distinguent nettement des eaux sulfatées de la source de Fontreboule située près de Lodève. Aucune explication n'est donnée à ce constat.

Les résultats indiquent par ailleurs que les pôles Trias gypse (sources sulfatées du synclinorium de Saint-Paul-de-Fenouillet, source Fontreboule) et halite (source de Sals) ne paraissent pas expliquer les évolutions observées à la source du Lez. De plus, ces pôles ne paraissent pas contribuer au fonctionnement des autres systèmes aquifères échantillonnés dans cette étude.

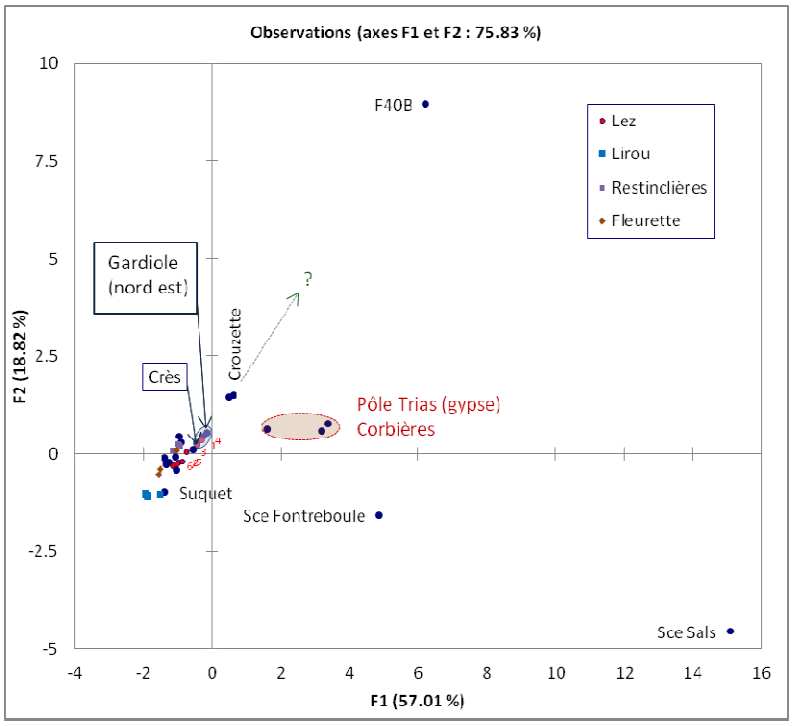


Figure 16 : Analyse en composantes principales : projection des points d'eau sur le plan factoriel 1-2.

Les eaux minéralisées et chaudes (20,1°C) échantillonnées à la Crouzette (aquifère karstique du Bajocien du Pli de Montpellier) paraissent significativement expliquées par des eaux carbo-gazeuses d'origine profonde du type de celle échantillonnée à Vergèze (F40B « forage gaz » du site de Perrier). Les eaux de la Crouzette sont enrichies en Li par rapport aux autres eaux karstiques (Figure 17c) ce qui renforce l'idée d'une contribution d'eau profonde en provenance du socle. Les teneurs élevées en Ba (concentration de 36 µg/l) peuvent également étayer ces interprétations. Dans ce contexte, l'aquifère karstique du Bajocien du Pli de Montpellier paraît être rechargé par un flux d'eau profonde en provenance du socle. La nature du transfert des eaux profondes, direct par faille profonde s'enracinant dans le socle (Figure 2), ou indirect, par un aquifère profond « relais » demande encore à être précisée.

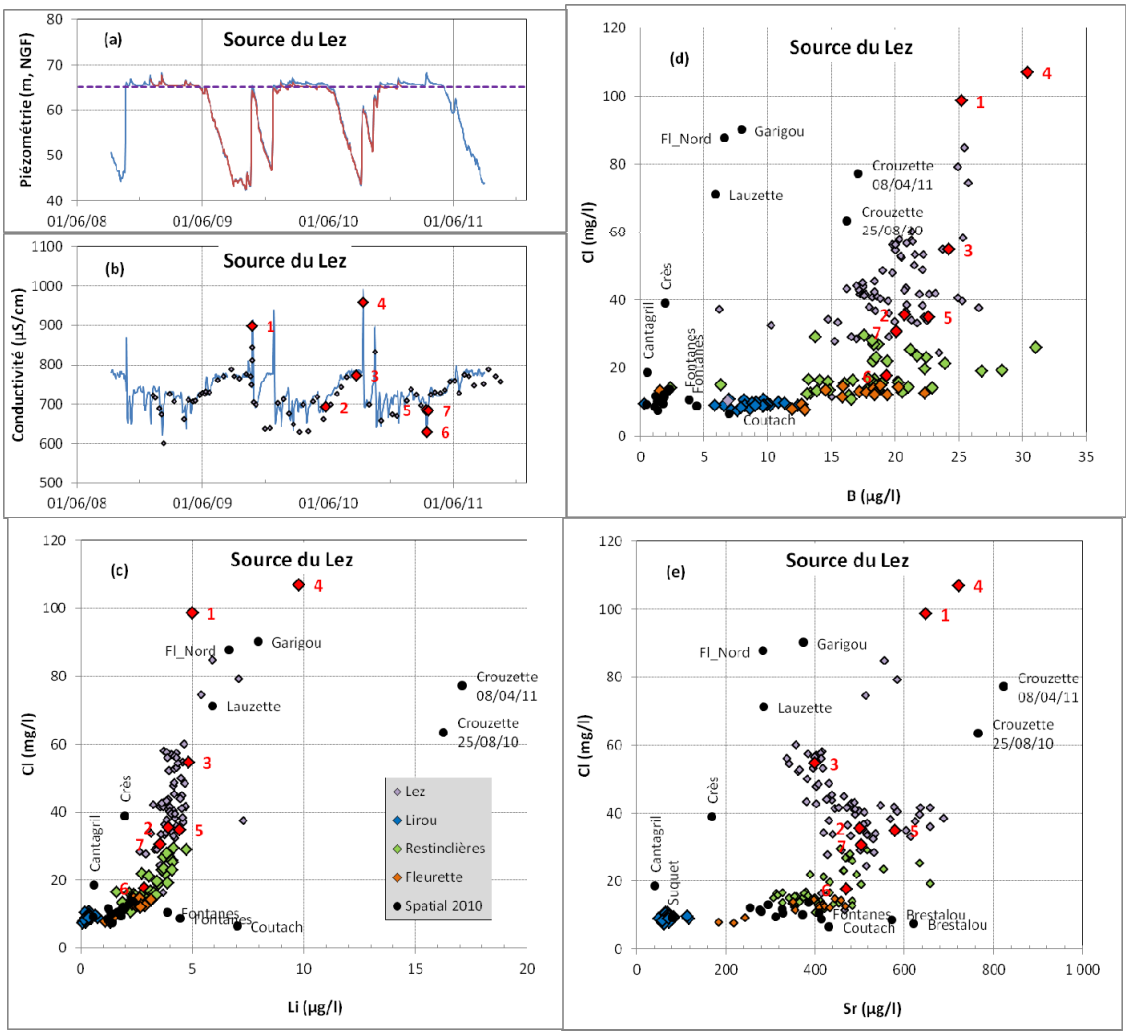


Figure 17 : Evolution des teneurs en chlorure, bore, lithium et strontium des eaux des sources du Lez, du Lirou, de Restinclières et de Fleurette sur la période 2009-2011.
Les signatures chimiques des eaux échantillonnées lors de la campagne spatiale du mois d'août 2010 sont également reportées. Les points rouges (échantillons 1 à 7) représentent les points pour lesquels des analyses multi-isotopiques ont été effectuées. Le contexte hydrodynamique (piézométrie) et le contexte physico-chimique (conductivité électrique de l'eau de la source du Lez) des échantillons sélectionnés pour les analyses isotopiques sont également reportés. Le trait pointillé (Figure 17 a) *correspond à la cote de débordement de la vasque de la source du Lez.*

Dans le plan factoriel 1-2 (Figure 16), les eaux karstiques de la Gardiole dans le secteur de St-Jean-de-Vedas paraissent également impactées par une composante minéralisée profonde en provenance du socle. Dans le plan factoriel 1-2, les eaux du Lez semblent évoluer linéairement (mélange binaire) entre un pôle peu minéralisé, représenté par exemple par le pôle jurassique (Lirou - Suquet), et une contribution d'eau minéralisée, d'origine profonde, du type de celle qui est mobilisée par le forage de la Crouzette (aquifère du Bajocien du Pli de Montpellier) ou du type de celles mobilisées par les forages AEP situés sous couverture au sein des calcaires jurassiques de la Gardiole (Figure 16).

La projection des différents échantillons sur le plan factoriel 1-3 (Figure 18) permet d'individualiser les eaux suivant les signatures isotopiques en strontium et leurs minéralisations. Dans cette représentation, les pôles triasiques (gypse et halite) se distinguent nettement des eaux karstiques, de même que pour les eaux carbogazeuses en provenance du socle

(caractérisées par l'ouvrage F40B). Dans le plan factoriel 1-3, les eaux karstiques des garrigues jurassiques (Suquet-Lirou) se distinguent nettement des garrigues crétacées par les signatures isotopiques en strontium. Dans cette représentation, les eaux du Lez semblent globalement très influencées par le pôle crétacé. En période de basses eaux (éch. n°3) et lors des phases d'augmentation temporaire de minéralisation des crues de reprise hydrologique (éch. n°2 et 4), les eaux du Lez semblent évoluer vers un pôle plus minéralisé et globalement plus radiogénique ($^{87}Sr/^{86}Sr$ plus élevé que le rapport $^{87}Sr/^{86}Sr$ du Crétacé).

Nous allons maintenant nous intéresser plus spécifiquement aux signatures isotopiques des différents traceurs utilisés (Sr, Li et B) afin de mieux contraindre les interprétations réalisées à partir de l'analyse en composantes principales (ACP).

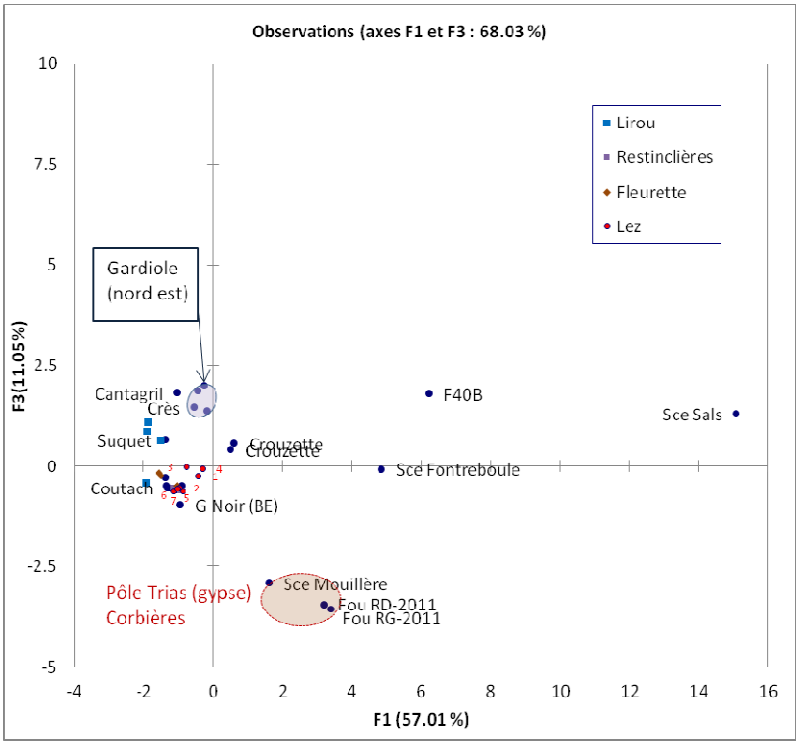


Figure 18 : Analyse en composantes principales : projection des points d'eau sur le plan factoriel 1-3.

Informations apportées par les isotopes de Li, B, et Sr

Les données isotopiques du strontium pour la campagne de prélèvements d'août 2010 et des suivis temporels sont reportées dans le tableau A6 en Annexe 1. Pour l'ensemble des eaux, les rapports $^{87}Sr/^{86}Sr$ sont compris entre 0,707200 et 0,708717.

La Figure 19 présente l'évolution des rapports $^{87}Sr/^{86}Sr$ des eaux échantillonnées en fonction des concentrations en strontium. Nous avons reporté les concentrations des eaux du forage profond d'Antigone (09908X0331) situé à Montpellier [foré en 1982, essai de pompage en 1992 (BRGM 92 LR 963 PR)]. Les niveaux producteurs ont été rencontrés entre 843 m et 953 m de profondeur au sein du Bajocien. Les teneurs en strontium sont élevées (comprises entre 1000 et 1400 µg/l). Pour les besoins de cette étude, nous avons supposé que la signature isotopique en strontium des eaux pompées pouvait être identique à celle de la formation carbonatée du Bajocien, dont la signature théorique (Veizer, 1988) est représentée par le rectangle orange nommé «*pôle Bajocien ?* ». Sur cette même figure, nous avons également reporté les différents pôles triasiques (gypse, halite) caractérisés dans cette étude, d'un point de vue chimique

(majeurs, traces, terres rares) et isotopique ($^{87}Sr/^{86}Sr$, $^{7}Li/^{6}Li$, $^{11}B/^{10}B$). Dans le but de mieux contraindre le pôle crétacé, nous avons utilisé les données bibliographiques de Bicalho (2010) et de Ladouche *et al.*, (1999). Ces données concernent la source du Lamalou (causse de l'Hortus, Figure 12) et les forages et sources du secteur de Lauret (Garrigues crétacées, Figure 11). La signature isotopique en strontium des eaux du forage F40B de Perrier est faiblement radiogénique pour des eaux en provenance du socle. On s'attendait à trouver des rapports $^{87}Sr/^{86}Sr$ supérieurs à 0,710 comme pour les eaux carbogazeuses de la source de Sallièges à Florac (Lozère). Les valeurs faiblement radiogéniques des eaux du forage F40B témoignent d'une importante réaction eau-roche avec les formations carbonatées du Crétacé en présence de CO_2. Le rapport $^{87}Sr/^{86}Sr$ des eaux du forage ne reflète donc pas celles du socle sous-jacent situé entre 2500 m et 3000 m de profondeur dans la zone d'étude (Figure 2).

Sur la Figure 19, on montre que les différents pôles géochimiques se distinguent bien les uns des autres, tant du point de vue des teneurs en éléments que des signatures isotopiques. Les eaux des sources Fleurette, Restinclières, Gour Noir ainsi que les eaux échantillonnées dans les piézomètres (Laudou, Fontanès, Gour Noir, Bois des Rosiers, Coutach) paraissent fortement influencées par le pôle Crétacé. En période de basses eaux (août 2010), la signature isotopique de la source de Fontbonne est très comparable à celle du Crétacé. L'écoulement semble donc essentiellement assuré par des eaux qui ont transité et/ou séjourné dans le Crétacé. La source du Lez en période de hautes eaux serait également très influencée par le pôle Crétacé. Ces derniers résultats suggèrent que le réservoir du Berriassien (Crétacé inférieur) joue un rôle majeur dans le fonctionnement de l'hydrosystème du Lez en période de crue.

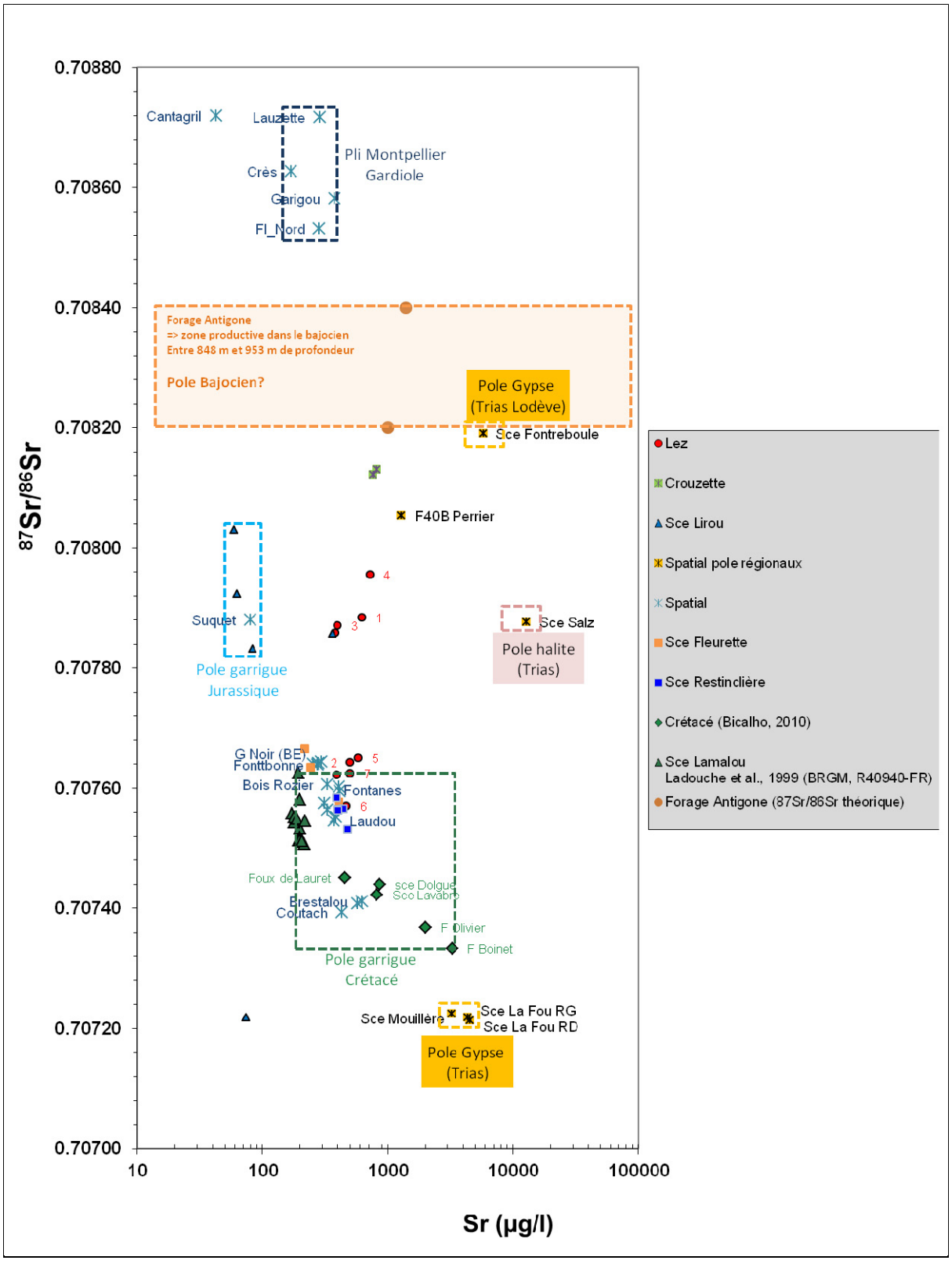


Figure 19 : Evolution du rapport $^{87}Sr/^{86}Sr$ en fonction des teneurs en Sr mesurées dans les eaux du système aquifère du Lez et les pôles géochimiques régionaux.

En période de basses eaux (en période de sollicitation des réserves par le pompage), la signature des eaux du Lez évolue, les rapports $^{87}Sr/^{86}Sr$ augmentent tandis que les teneurs en Sr diminuent. Ces résultats sont interprétés comme le résultat d'une sollicitation d'une contribution plus importante d'un réservoir (ou plusieurs réservoirs) présentant des signatures géochimiques différentes de celles du Crétacé. Le sens de l'évolution sur la Figure 19 indique une mobilisation d'eau en provenance des formations jurassiques. Les eaux jurassiques mobilisées présentent des teneurs en strontium a priori supérieures à celles de l'aquifère jurassique situé à l'ouest de la faille de Corconne (Suquet, Lirou). Les eaux mobilisées lors de ces périodes doivent présenter par ailleurs des teneurs en Cl, B et Li supérieures à celles de ce compartiment aquifère (Figure 20 et Figure 21) pour expliquer les évolutions observées à la source du Lez. Les résultats suggèrent donc une mobilisation d'eau jurassique plus profonde, ce qui est en accord avec l'augmentation graduelle de température qui est observée en période de sollicitation des réserves par le pompage.

Lors du phénomène d'augmentation temporaire de minéralisation (dit « effet piston ») qui a été échantillonné les 26/10/09 (éch. 1) et 13/09/10 (éch. 4) lors des crues de reprise du cycle hydrologique, la signature isotopique en strontium des eaux mobilisées est plus radiogénique ($^{87}Sr/^{86}Sr$ plus élevé) et les eaux présentent un enrichissement notable en Cl, Na, B et Li (Figure 19, Figure 20 et Figure 21) par rapport aux eaux du mois d'août 2010 (contexte de basse eaux, en phase de sollicitation des réserves par pompage). Ces résultats suggèrent que les eaux profondes qui sont graduellement mobilisées lors de la sollicitation par pompage peuvent être fortement mobilisées, mais de façon temporaire, lors des crues de reprise. Ce comportement par effet piston évoque un transfert de masse rapide dans un ou plusieurs conduits karstiques.

Dans le but de mieux comprendre le ou les phénomènes de mélange impliqués et de préciser l'origine des eaux minéralisées qui sont mobilisées lors de ces périodes, nous nous sommes intéressés à l'évolution du rapport $^{87}Sr/^{86}Sr$ en fonction des rapports élémentaires Cl/Sr et SO_4/Sr (Figure 22 et Figure 23). Dans ces représentations, les phénomènes de mélange peuvent se matérialiser par des droites lorsqu'ils existent.

Sur la Figure 22 et la Figure 23, les eaux du Lez s'alignent suivant des droites définies entre le pôle Crétacé et un pôle Jurassique de type Bajocien qualifié à l'aide des signatures chimiques (Cl/Sr, SO_4/Sr) des eaux de l'ouvrage Antigone échantillonnées en 1992. Ces résultats semblent donc indiquer la participation des eaux du réservoir bajocien au fonctionnement hydrogéologique de la source du Lez. Les concentrations élevées en Li, B, Sr, K et Na des eaux du forage Antigone (Tableau 5) sont à attribuer à une participation d'eau du socle pour ce réservoir. En effet, les pôles Trias échantillonnés dans cette étude ne permettent pas d'expliquer les teneurs élevées en bore et lithium observées au forage Antigone contrairement à une eau carbogazeuse de socle du type de celle prélevée à la source de Sallièges près de Florac (Tableau 6).

Nous allons maintenant examiner les informations apportées par les isotopes du bore et du lithium.

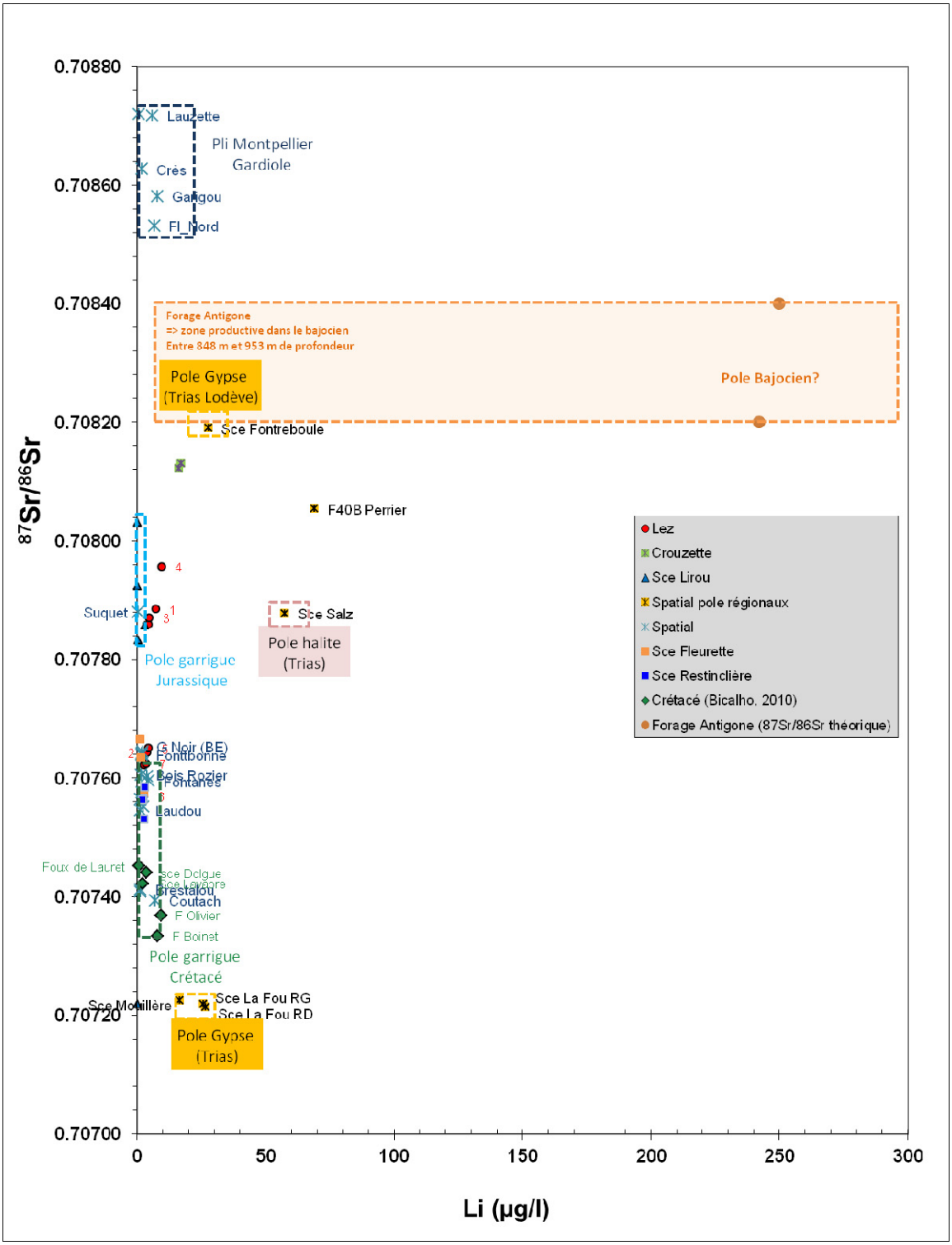


Figure 20 : Evolution du rapport $^{87}Sr/^{86}Sr$ en fonction des teneurs en Li mesurées dans les eaux du système aquifère du Lez et les pôles régionaux.

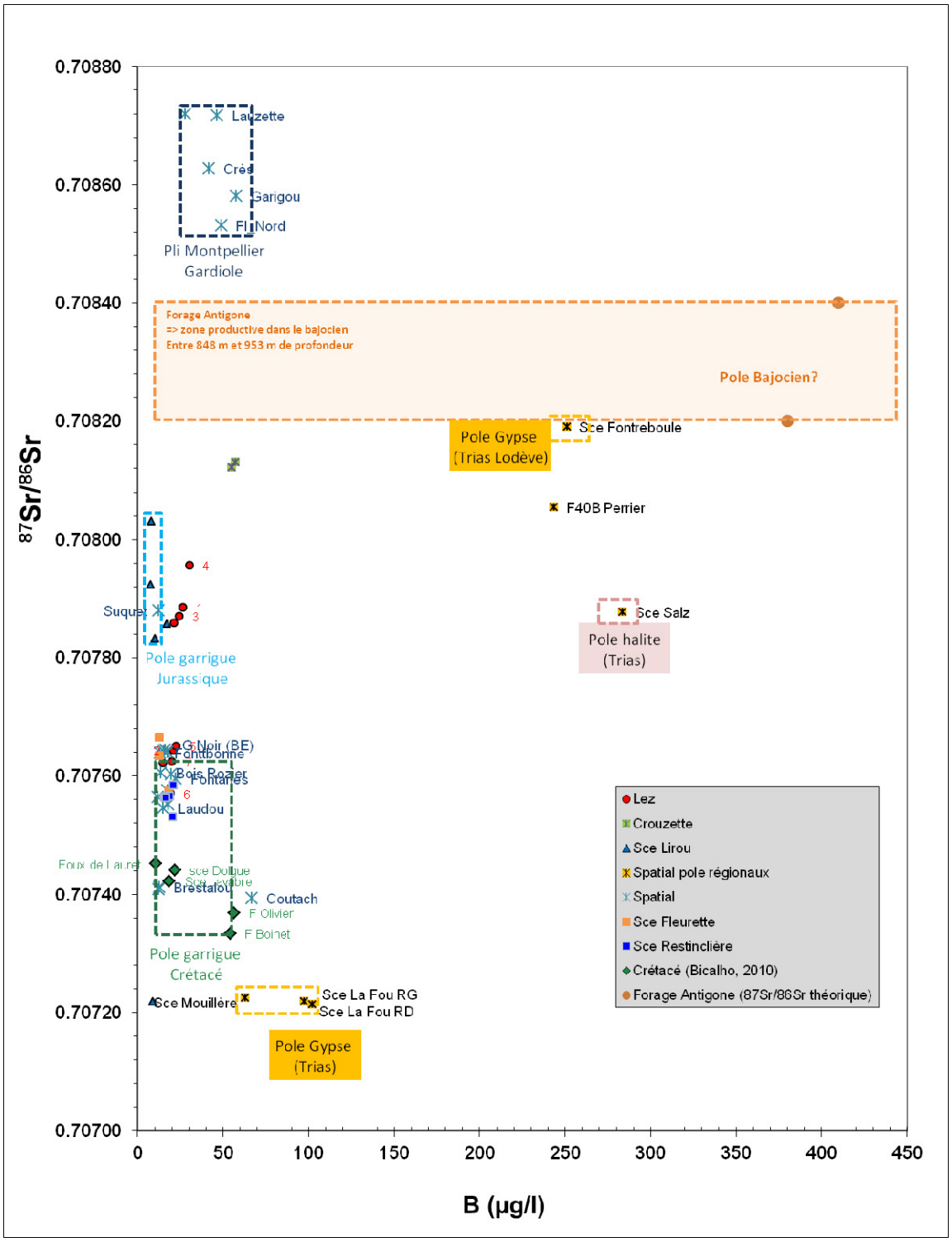


Figure 21 : Evolution du rapport $^{87}Sr/^{86}Sr$ en fonction des teneurs en B mesurées dans les eaux du système aquifère du Lez et les pôles régionaux.

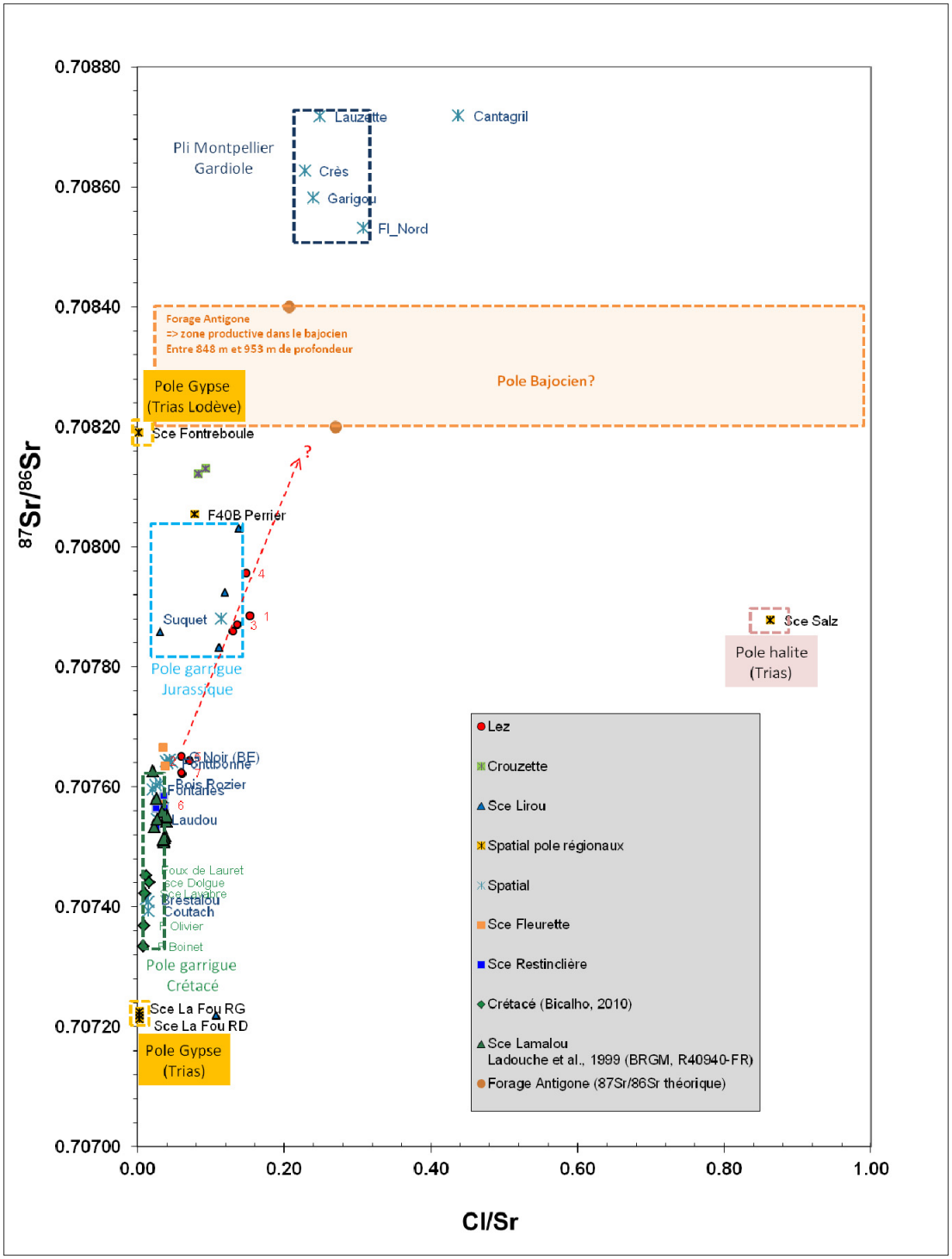


Figure 22 : Evolution du rapport $^{87}Sr/^{86}Sr$ en fonction du rapport Cl/Sr mesuré dans les eaux du système aquifère du Lez et les pôles régionaux.

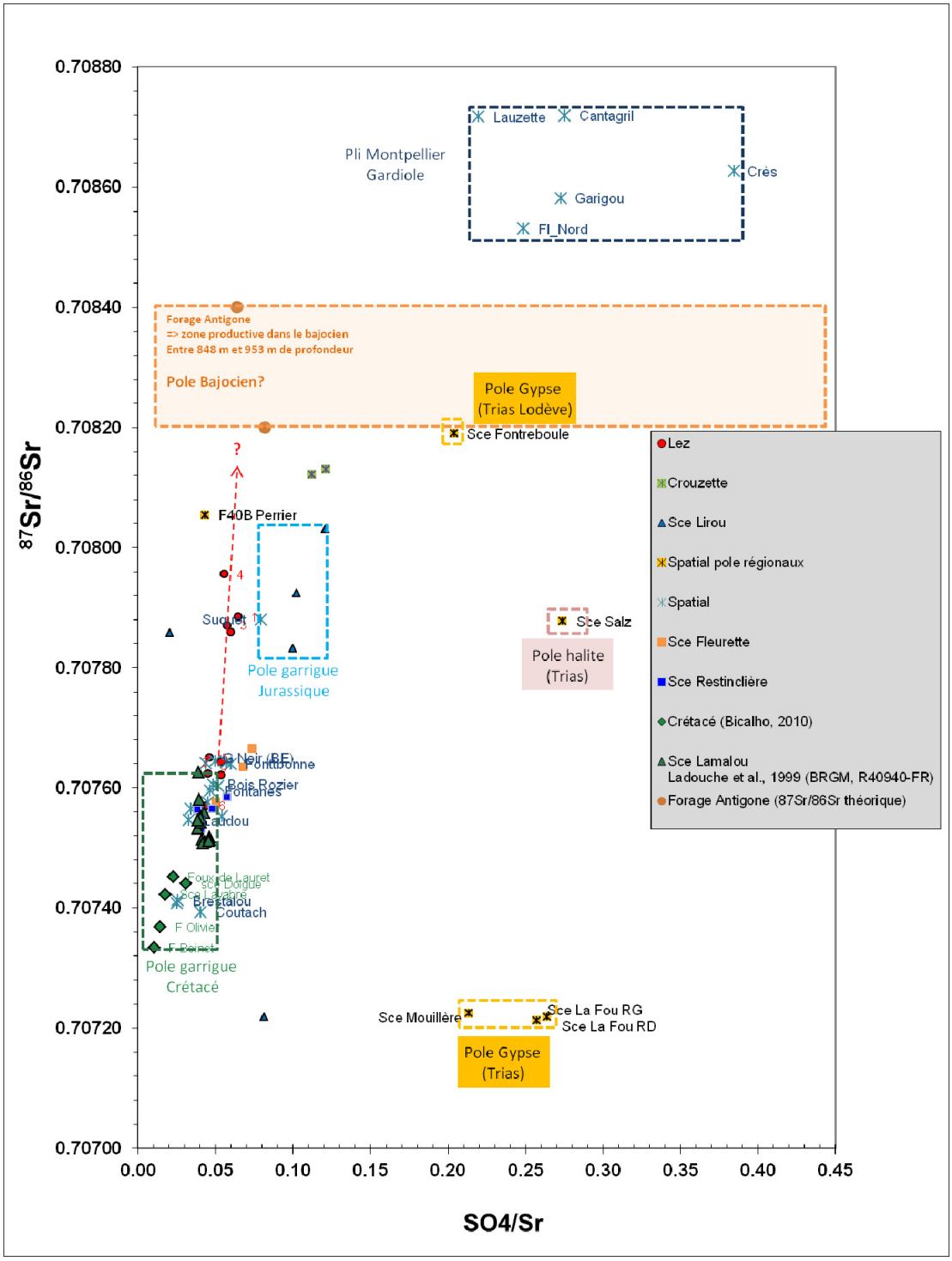


Figure 23 : Evolution du rapport $^{87}Sr/^{86}Sr$ en fonction du rapport SO_4/Sr mesuré dans les eaux du système aquifère du Lez et les pôles régionaux.

Prélèvement	C µS/cm	T°C	mg/l Cl	mg/l Na	mg/l K	mg/l SO4	mg/l HCO3	mg/l Ca	mg/l Mg
Analyse du 04/05/1992 (IBB)	1667	42.5	289	352	30	89.5	602.7	45.7	24.8
Analyse du 27/05/1992 (IBB)	1642		270	306	23.6	82	608.8	41	24.2
prélèvement	mg/l NO3	mg/l NH4	mg/l SiO2	mg/l F	mg/l Fe	µg/l B	µg/l Sr	µg/l Li	µg/l Al
Analyse du 04/05/1992 (IBB)	<1	0.55	20.4	1.67	0.85	410	1400	250	14
Analyse du 27/05/1992 (IBB)	<1	0.7	20.5	1.55	0.5	380	1000	242	18

Tableau 5 : Composition chimique des eaux échantillonnées dans le forage Antigone en 1992 (IBB : Institut Buisson Bertrand)

Référence	Nom	date	mg/l HCO3	mg/l K	mg/l Na	µg/l Li	µg/l B	µg/l Sr	µg/l Rb	µg/l Ba
BRGM/RC-57030-FR	Sce Sallièges	21/03/07	2764	140	793	1840	3500	935	610	8180
BRGM/RC-57030-FR	Sce Sallièges	24/08/07	2916	143	792	1556	3661	979	624	8543
BRGM/RC-57030-FR	Sce Sallièges	02/10/08	2739	139	753	1933	3588	1143	646	9179

Tableau 6 : Composition chimique des eaux échantillonnées à la source carbo-gazeuse de Sallièges à Florac (08868X0063)

Les données isotopiques du bore pour la campagne de prélèvements d'octobre 2010 et des suivis temporels sont reportées dans le tableau A6 en annexe 1. D'une manière générale, $\delta^{11}B$ varie de 9,8 ‰ à 34,5‰ (F40B et Lirou 21/03/11 respectivement).

On peut souligner que les eaux des garrigues jurassiques situées à l'ouest de la faille de Corconne (Suquet et Lirou) présentent des valeurs $\delta^{11}B$ assez homogènes, comprises entre 29,5 et 34,5‰ (Figure 24). A l'inverse, les eaux des garrigues crétacées présentent de grandes variations : de 14,1 à 31,8 ‰. Les eaux jurassiques du pli de Montpellier et de la Gardiole sous couverture présentent également de significatives variations : 21 à 29,9 ‰. Dans ce contexte, les isotopes du bore ne permettent pas de distinguer les eaux peu minéralisées du Jurassique et du Crétacé puisque les domaines de variation des pôles se recouvrent.

Les eaux des pôles Trias ont des signatures isotopiques assez homogènes ($\delta^{11}B$ compris entre 10,7 et 13,1 ‰) mais présentent des teneurs en bore très variables (de 62 à 283 µg/l). Les eaux carbogazeuse du Forage F40B paraissent légèrement plus appauvries ($\delta^{11}B$ = 9,8 ‰) que celles du Trias.

Les eaux de la source du Lez présentent des signatures isotopiques en bore comprises entre 16,6 et 20,8 ‰. La position des points du Lez et l'importante variabilité des différents pôles géochimiques ne permet pas de conclure quant à l'évolution observée. Dans ce contexte, les isotopes du bore ne paraissent pas pertinents pour l'identification et la caractérisation des phénomènes de mélange d'eau au sein de l'aquifère du Lez.

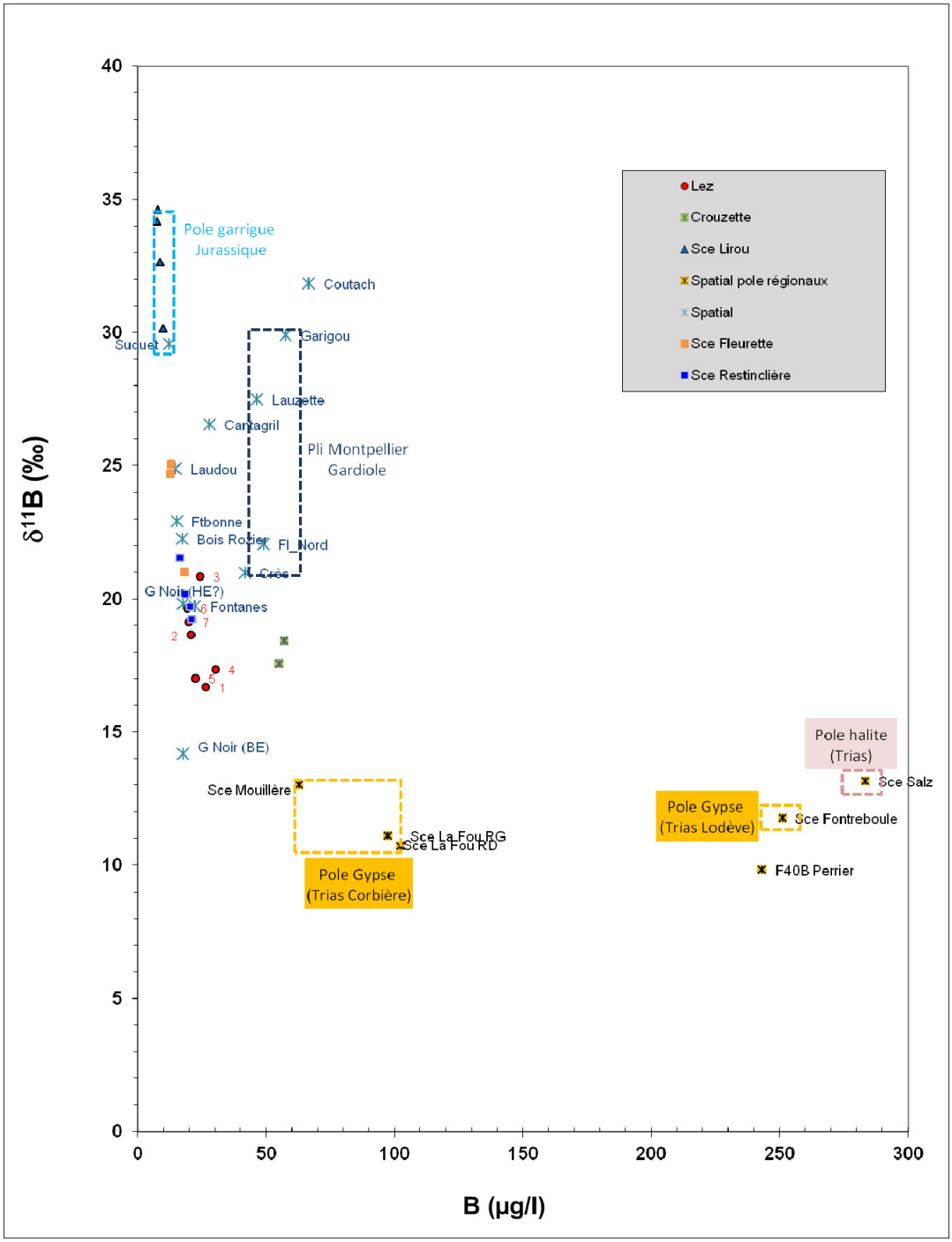


Figure 24 : Evolution de la signature isotopique du bore ($\delta^{11}B$) en fonction des teneurs en B mesurées dans les eaux du système aquifère du Lez et les pôles régionaux.

Les données isotopiques du lithium pour la campagne de prélèvements d'octobre 2010 et des suivis temporels sont reportées dans le tableau A6 en annexe 1. D'une manière générale, δ^7Li varie de 4,2 ‰ à 30,4‰ (Brestalou et Sals respectivement).

Les eaux du Trias qualifiées par la source de Sals (pôle halite) et la source de Fontreboule (pôle gypse) présentent des signatures isotopiques identiques (δ^7Li de 30‰). Ces valeurs sont

en parfait accord avec la signature de l'eau de mer actuelle (31,0‰, voir la compilation des données dans Millot et al., 2004). Les eaux sulfatées (Trias) du synclinorium de St-Paul de Fenouillet (Mouillère, Fou RD et RG) présentent des valeurs bien plus faibles (δ^7Li compris entre 11 et 13,4‰). Le caractère thermal de ces sources (24,3°C et 25°C, respectivement) peut expliquer les signatures isotopiques du lithium si l'on compare ces résultats aux signatures isotopiques acquises par Millot et Négrel (2007) pour les eaux thermales à l'échelle nationale.

On peut souligner que les eaux des garrigues crétacées présentent des valeurs δ^7Li assez homogènes, comprises entre 4,2 et 8 ‰. A l'inverse, les eaux des garrigues jurassiques situées à l'ouest de la faille de Corconne (Suquet et Lirou) présentent des valeurs très variables comprises entre 5.9 et 13.9 ‰. Les eaux jurassiques du pli de Montpellier et de la Gardiole sous couverture présentent des valeurs plus homogènes comprises entre 9,4 et 11,6‰. Dans ce contexte, les isotopes du lithium ne permettent pas de distinguer les eaux peu minéralisées du Jurassique et du Crétacé, puisque les domaines de variations des pôles se recouvrent aussi.

Les eaux carbo-gazeuses du forage F40B présentent des signatures isotopiques basses (δ^7Li = 7,8 ‰) et des teneurs en Li élevées (Li = 69 µg/l). Les valeurs élevées en lithium peuvent s'expliquer par une contribution d'eau carbogazeuse en provenance du socle du type de celle qualifiée à la source carbogazeuse de Salièges (Tableau 6). La signature isotopique du δ^7Li de cette source n'a pas pu être déterminée dans le cadre de notre étude car la source est devenue inaccessible suite aux crues du Tarn qui se sont produite depuis fin 2008.

Les eaux de la source du Lez présentent des signatures isotopiques en lithium comprises entre 6,2 et 9,1 ‰. La position des points du Lez dans la Figure 25 qui exprime l'évolution de la signature isotopique du lithium en fonction des concentrations en lithium indique un sens d'évolution en basses eaux et lors de « l'effet piston » vers des eaux minéralisées présentant des signatures lithium (δ^7Li) du type de celles mesurées à la Crouzette et au forage F40B (forage influencé par une composante d'eau en provenance du socle). Nous ne pouvons pas conclure formellement quant à la participation du pôle Bajocien du type de celui qualifié par le forage Antigone, faute de données isotopiques mesurées pour ce pôle.

L'étude permet néanmoins de montrer que les deux pôles Trias ne permettent pas d'expliquer l'évolution observée au Lez lors des périodes de basses eaux et lors des crues de reprise hydrologique (effet piston).

L'importante variabilité des différents pôles géochimiques ne permet pas de conclure quant à l'évolution observée. Dans ce contexte, les isotopes du bore et du lithium ne paraissent pas suffisamment discriminants pour l'identification et la caractérisation des phénomènes de mélange d'eau au sein de l'aquifère du Lez.

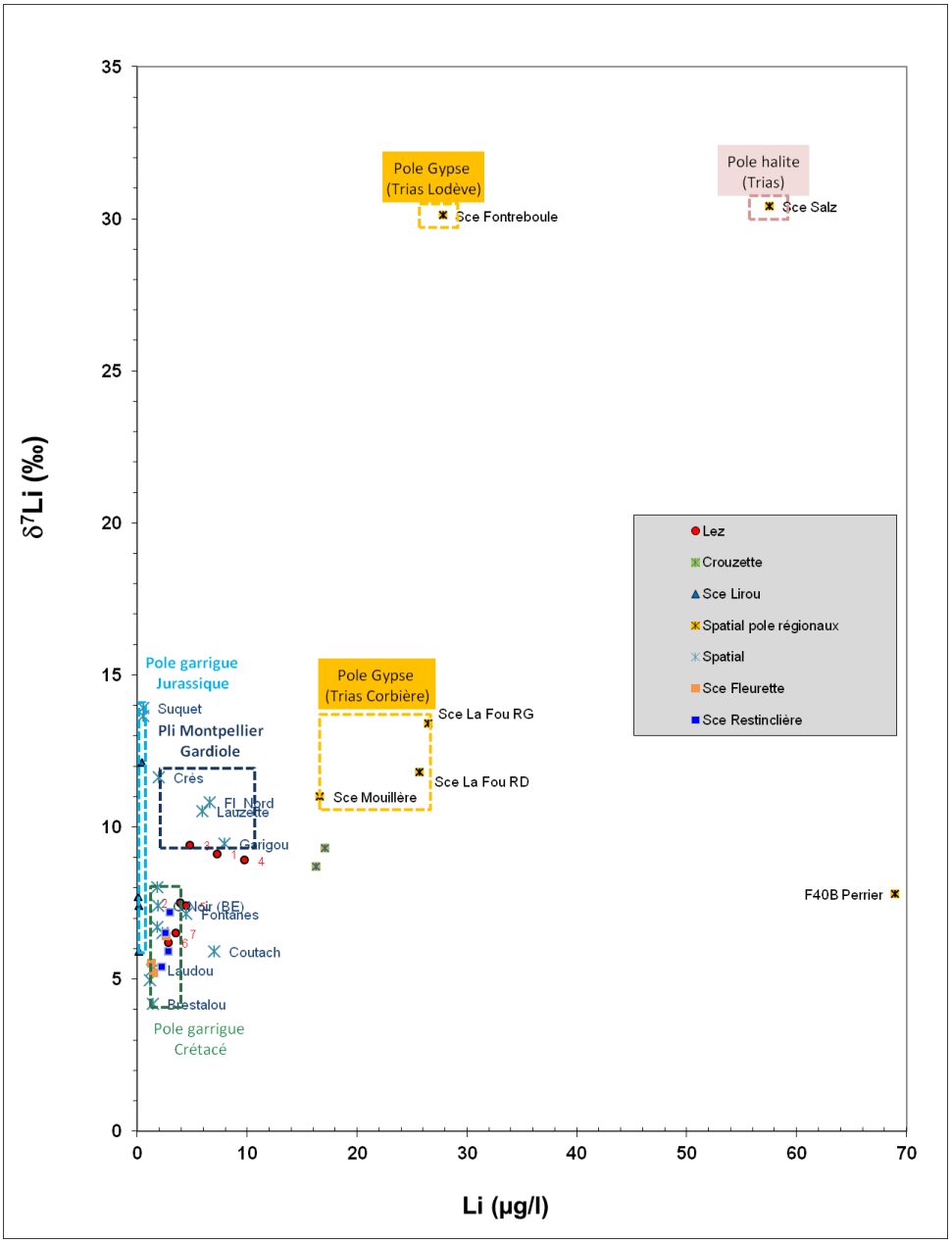


Figure 25 : Evolution de la signature isotopique du lithium (δ^7Li) en fonction des teneurs en Li mesurées dans les eaux du système aquifère du Lez et les pôles régionaux.

Informations apportées par les Terres Rares

Les résultats des analyses des Terres Rares pour les échantillons de la campagne spatiale d'août 2010 ainsi que ceux des suivis temporels et de l'échantillonnage des différents pôles géochimiques sont reportés dans l'annexe 1, ainsi que la liste des 14 terres rares (Tableaux A1-8 à A1-14).

Les Terres Rares (Rare Earth Elements) constituent un groupe d'éléments métalliques naturellement présents à l'état de trace dans les eaux naturelles superficielles et souterraines. Leur concentration dans les eaux est principalement héritée des roches dans lesquelles elles circulent par les processus d'interaction eau-roche. Elles ont un comportement chimique

similaire et les 14 REE sont habituellement étudiées ensemble et forment ainsi un groupe bien distinct. Leur signature dans les eaux est donc principalement caractéristique de la lithologie des roches aquifères ou traversées. Cette signature permet d'identifier l'origine des eaux et de mettre en évidence d'éventuels mélanges d'eau lorsque les signatures sont contrastées. Le profil des Terres Rares est conventionnellement représenté après normalisation à un matériau géologique de référence, le North American Shale Composite pour les eaux naturelles, qui correspond à un échantillon moyen des schistes argileux nord-américains.

Les profils des Terres Rares ont au moins été déterminés dans les d'échantillons représentatifs des conditions d'étiage, de hautes eaux et en crue : une dizaine d'échantillons de la source du Lez, cinq échantillons pour chacune des sources temporaires du Lirou, de Restinclières et de Fleurette (en période de hautes eaux et en crue uniquement), dans l'ensemble des eaux prélevées lors de la campagne spatiale d'août 2010 et dans les forages/sources choisis pour la caractérisation régionale des pôles géochimiques pouvant être à l'origine des flux minéralisés s'écoulant à la source du Lez. Les Terres Rares ont ainsi été analysées dans tous les échantillons considérés pour l'approche multi-isotopique, afin de mieux croiser les informations apportées. Les profils de chacune des sources sont présentés dans les Figure 26 à Figure 29.

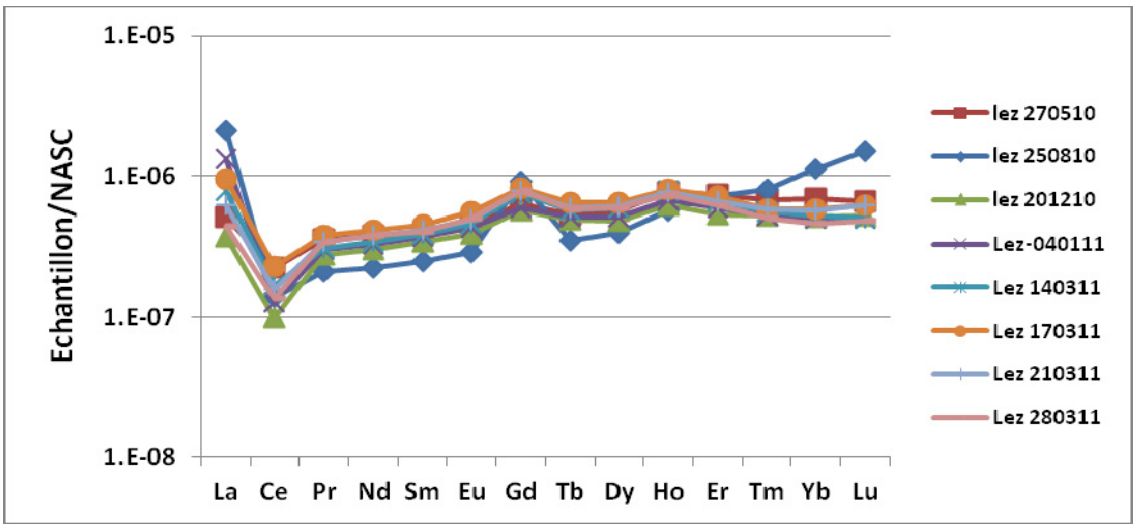


Figure 26 : Variation temporelle des profils de REE dans la source du Lez

Les profils sont caractéristiques des eaux karstiques avec une anomalie négative en Césium (Ce) et un profil relativement plat montrant la faible anomalie positive et naturelle de Gadolinium (Gd). Les profils de la source du Lez sont homogènes en allure et en concentration totale en REE (Figure 26). Seul le profil du 25/08/2010 se distingue par un enrichissement notable en Lanthane et en REE lourdes (HREE : Tm, Yb, Lu) et présente une importante anomalie positive en Gd (Gd* = 2,86), d'origine anthropique. La signification de cette anomalie sera discutée dans le paragraphe sur les traceurs émergents traitant de la vulnérabilité de l'aquifère.

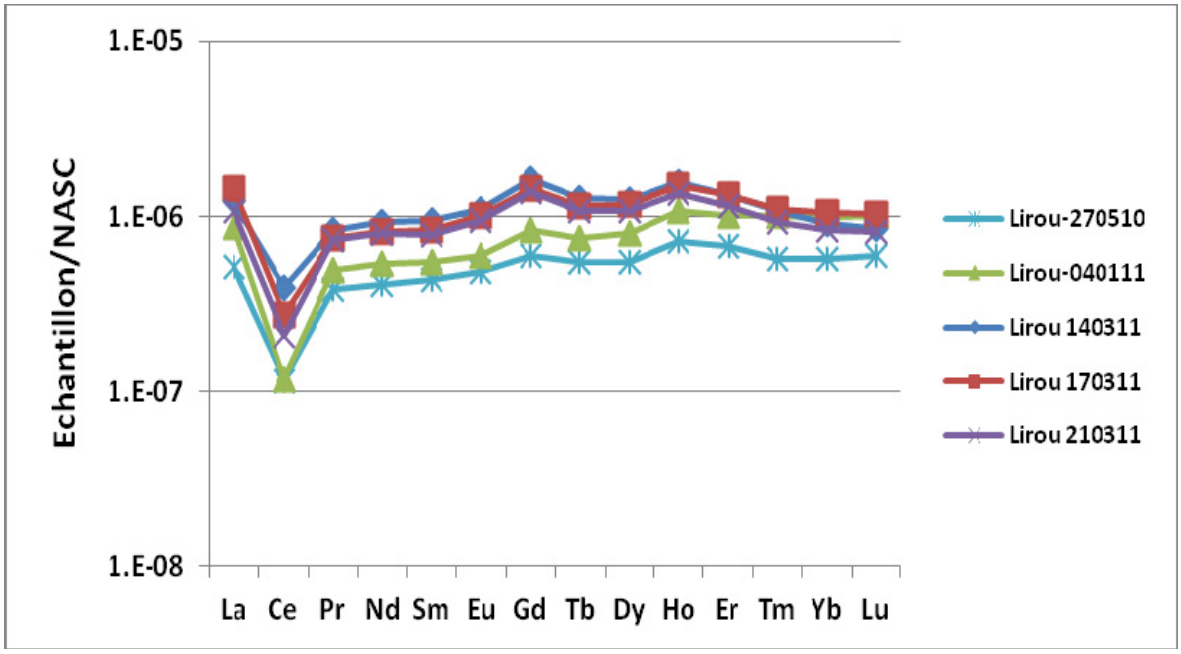


Figure 27 : Variation temporelle des profils de REE dans la source du Lirou

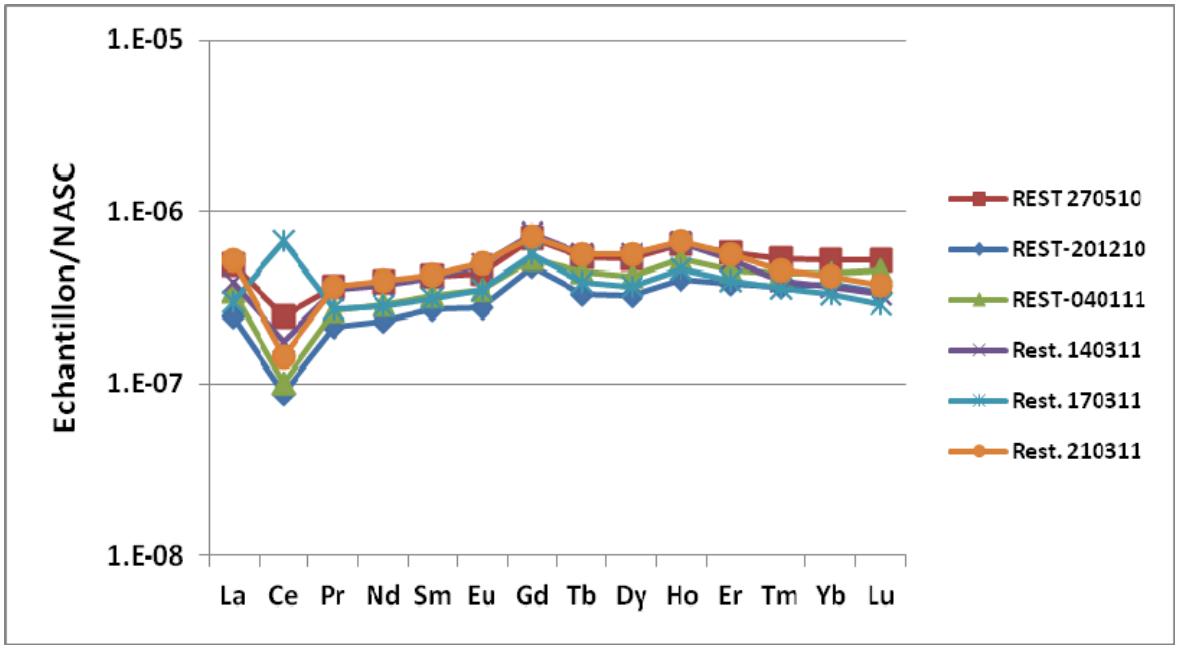


Figure 28 : Variation temporelle des profils de REE dans la source de Restinclières

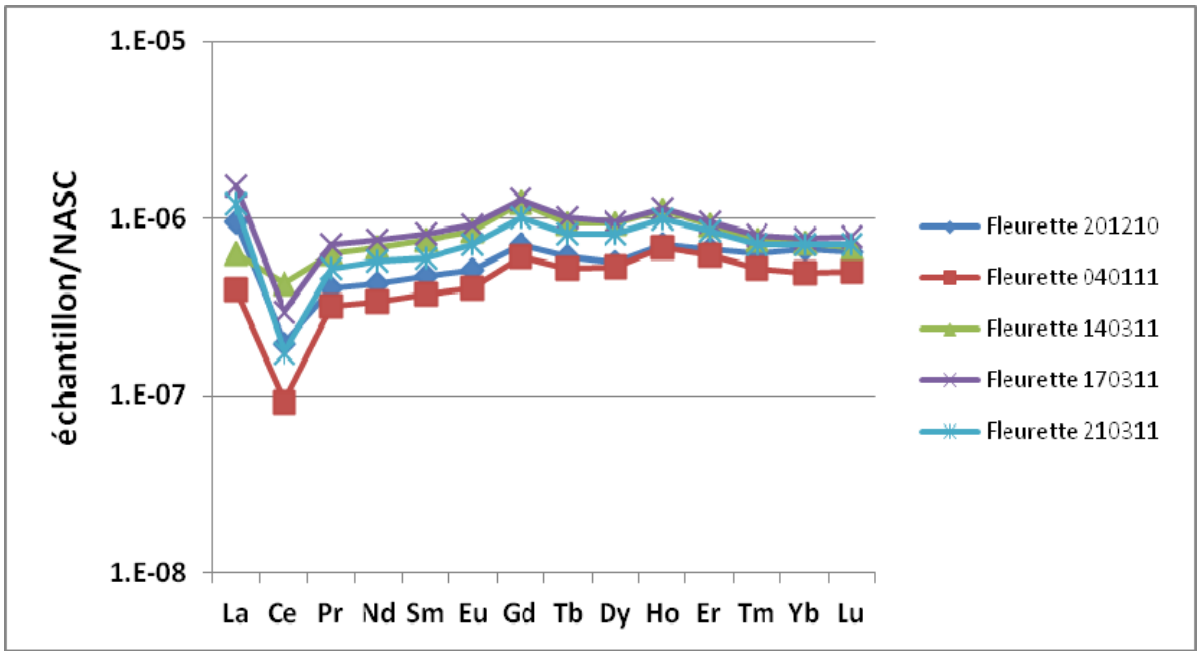


Figure 29: Variation temporelle des profils de REE dans la source de Fleurette

Les profils des trois sources temporaires (Lirou, Fleurette et Restinclières) présentent toujours la signature caractéristique des eaux karstiques (profil plat avec anomalie négative en Ce et légère anomalie positive en Gd) mais sont moins homogènes en concentration totale en REE. Les trois profils correspondant à la crue de mars 2011 (14, 17 et 21 Mars) sont plus enrichis pour les quatre sources et montrent une hiérarchisation constante de la concentration totale en REE (Figure 30).

Le profil REE de la source du Lez lors de cette crue est intermédiaire à ceux des sources du Lirou et Restinclières. Le profil REE de la source Fleurette apparaît intermédiaire à ceux de la source du Lez et du Lirou. La concentration totale en REE (tableaux A1-8 à A1-13 en annexe 1) augmente dans l'ordre : Restinclières, Lez, Fleurette et Lirou. Ces graduations en terme de profils et de concentrations permettent d'illustrer les différences des matériaux géologiques avec lesquelles l'eau a été en contact et permet également de souligner l'existence de mélange d'eaux de natures différentes. Lors de cette crue, la composante jurassique qualifiée par la source de trop plein du Lirou paraît s'exprimer d'avantage à la source de Fleurette qu'à la source du Lez. Le profil Terres Rares de la source du Lez durant cette crue peut s'expliquer par le mélange d'eaux issues du Jurassique (Lirou) et du Crétacé (Restinclières), la part crétacé parassant prépondérante.

L'anomalie positive en Ce dans l'échantillon de Restinclières du 17/03/2011 traduit des conditions plus anoxiques (milieu sans oxygène).

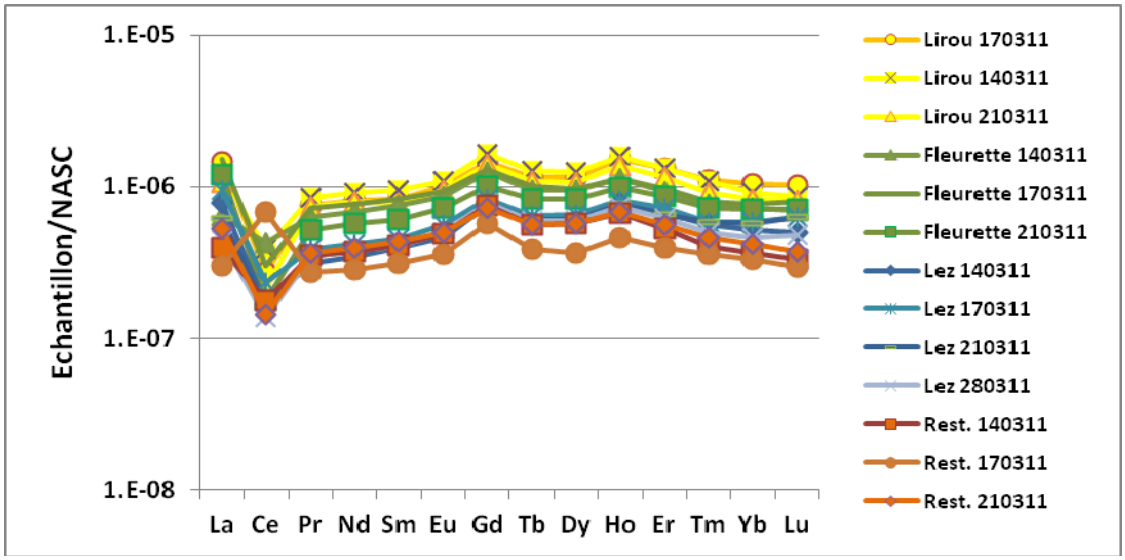


Figure 30 : Profils des REE dans les sources du Lez, Lirou, Restinclières et Fleurette lors de la crue de mars 2011.

Comparaison du profil des terres rares (REE) de la source du Lez aux profils REE des eaux du contexte régional

La concentration totale en REE augmente dans l'ordre : Restinclières, Lez, Fleurette et Lirou et peut marquer des variations de lithologie ou des processus de mélange différents.

Les profils des Terres Rares ont été déterminés dans tous les échantillons prélevés lors de la campagne spatiale d'août 2010 (étiage d'été) afin de mieux préciser les signatures des différentes lithologies présentes dans le système karstique du Lez et les systèmes karstiques voisins (Figure 31).

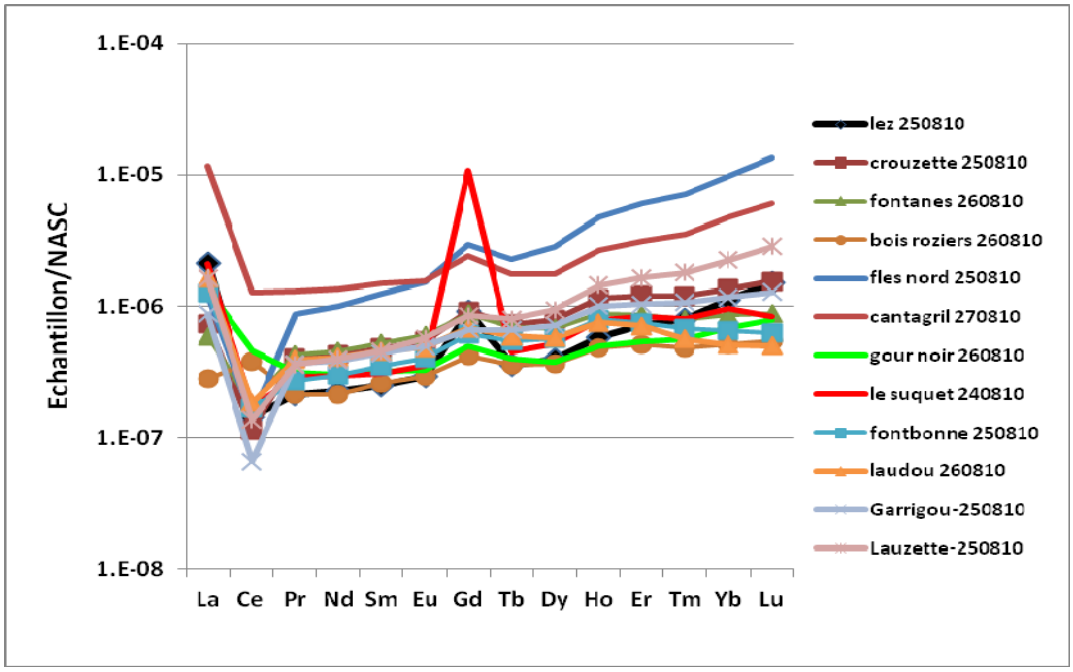


Figure 31 : Profils des REE de la campagne spatiale d'Août 2010 (étiage d'été)

Les profils en terres rares de Flès Nord et Cantagril se distinguent nettement des autres par des concentrations totales en REE bien supérieures aux autres eaux (Tableau A1-12 en annexe). Ces eaux paraissent par ailleurs enrichies en REE lourdes (HREE). Les eaux des forages Lauzette, Crouzette et Garrigou paraissent également enrichies en terres rares lourdes. Le profil de la source du Lez est lui aussi légèrement enrichi en HREE (Tm, Yb et Lu notamment). La forte anomalie positive de Gd pour le forage du Suquet et la source du Lez sera discutée dans la partie 4 portant sur l'impact anthropique sur la ressource en eau.

De la même manière, les profils en REE ont été déterminés pour les différents pôles géochimiques régionaux afin de mettre en évidence l'influence de ces pôles sur la variation temporelle du profil des REE de la source du Lez (Figure 32).

Les eaux thermales de Balaruc (Forage F9 ; Gourdin, 2011) se distinguent très nettement des autres eaux par l'allure du profil et également par des concentrations élevées en terres rares (tableau A1-13 en Annexe 1). Le profil des eaux du pôle halite (source de Sals) se distingue des autres profils par un appauvrissement relatif en terres rares lourdes. Les profils des eaux sulfatées (Trias) des sources du synclinorium de St-Paul-de-Fenouillet sont identiques et présentent une évolution comparable aux eaux sulfatées de Fontreboule. Les eaux sulfatées du Trias présentent une importante concentration en Lanthane (La) qui représente entre 90 et 93 % des concentrations totales en terres rares (tableau A1-13 en Annexe 1). Les profils en terres rares des eaux du pôle gypse du Trias se distinguent très nettement des eaux karstiques et des eaux carbo-gazeuses influencées par le socle (Forage F40B de Vergèze). Le profil de la source du Lez ne paraît pas être directement influencé par les eaux des pôles halite et gypse du Trias ce qui corrobore les résultats de l'étude multi-isotopique, même si pour les échantillons de la source du Lez du 20/12/2010 et du 04/01/2011, l'appauvrissement en REE pourrait être attribué à une faible participation d'eau du pôle gypse du Trias, globalement appauvri en Terres Rares. De la même façon, le pôle thermal des eaux de Balaruc ne permet pas d'expliquer le profil des eaux du Lez.

On a montré précédemment qu'en période de hautes eaux, le profil des eaux du Lez est encadré par le pôle Jurassique (Lirou) et Crétacé (Restinclières), la part Crétacé paraissant prépondérante. En période d'étiage et de sollicitation des réserves du karst (25/08/2010), le profil en Terres Rares de la source du Lez se différencie par un enrichissement en Terres Rares lourdes tout comme les eaux du forage de la Crouzette situé dans le Bajocien. Le profil des eaux de la Crouzette semble influencé par une composante carbogazeuse en provenance du socle. Les évolutions des profils en Terres Rares des points d'eau Crouzette et F40B sont en effet très comparables. Dans ce contexte, l'enrichissement en Terres Rares lourdes observées en basses eaux à la source du Lez pourrait s'expliquer par une contribution d'eau en provenance du Bajocien sous-jacent. L'absence de mesure des Terres Rares lors de la crue de reprise du cycle hydrologique (13/09/2010) ne permet pas d'étayer et de renforcer ces premiers résultats.

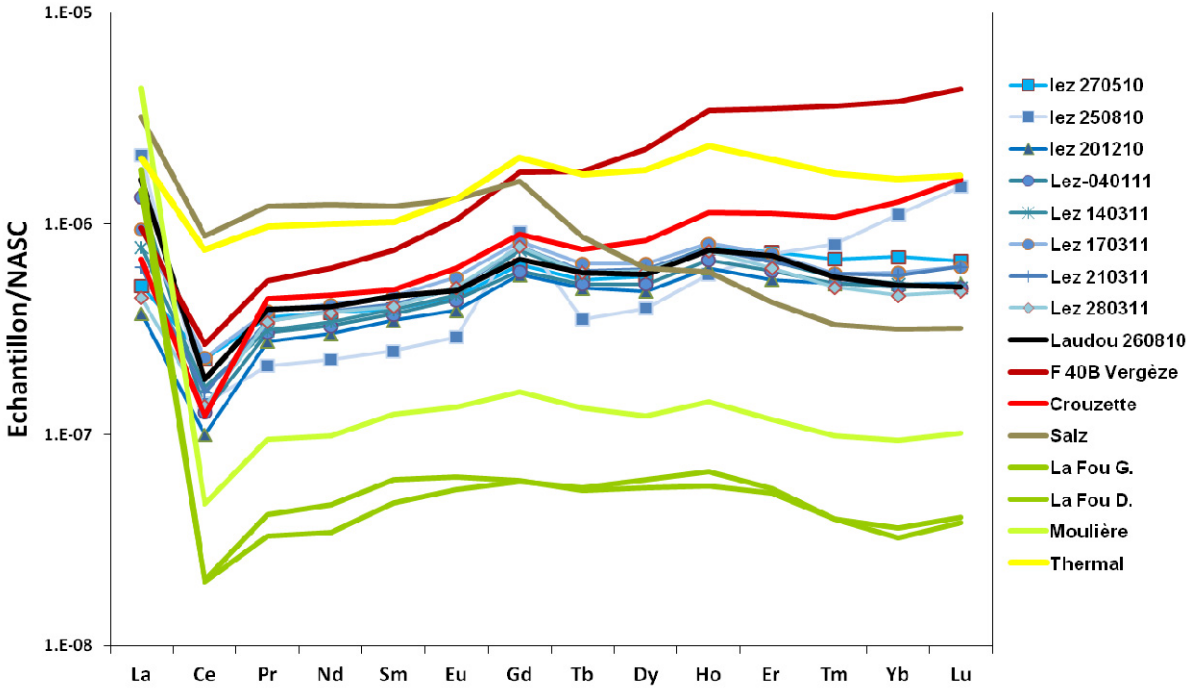


Figure 32 : Comparaison des profils des REE de la source du Lez et des pôles géochimiques régionaux

3.3.4. Quantification des contributions des pôles de mélange par la méthode EMMA

Méthodologie

La méthode EMMA (End-Member Mixing Analysis) a été utilisée pour déterminer les proportions des pôles géochimiques contribuant aux eaux de la source du Lez en suivant les procédures décrites par Christophersen and Hooper (1992). Les échantillons d'eau du Lez ainsi que les compositions des pôles géochimiques ont été standardisés pour tous les traceurs utilisés (conductivité électrique, ions majeurs, isotopes, traces) en utilisant la moyenne et l'écart-type de l'eau pompée en suivant la procédure décrite par Burns et al. (2001). En conclusion, les étapes sont les suivantes :

1. un set de données consiste en concentrations en *n* solutés dans *N* échantillons d'eau de la source du Lez ;
2. les données ont été standardisées au sein de la matrice de corrélation de façon à ce que les solutés avec des variations plus importantes n'aient pas plus d'influence sur la modélisation que ceux qui ont des fluctuations plus faibles (isotope du Sr par exemple) ;
3. une analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée sur la matrice de corrélation en utilisant *n* solutés ;
4. les concentrations des pôles géochimiques ont été standardisées et projetées dans l'espace U défini par l'ACP de l'eau de la source du Lez, en multipliant les valeurs standardisées par la matrice des vecteurs propres de l'ACP ;
5. la façon avec laquelle les pôles géochimiques encadrent la composition de l'eau de la source est examinée dans l'espace U ;

6. la cohérence des concentrations prédites par l'EMMA avec les concentrations mesurées à la source du Lez est estimée via une régression linéaire aux moindres carrés.

Le modèle EMMA est alors utilisé pour calculer la proportion d'eau de la source du Lez provenant de chacun des pôles géochimiques pour chaque échantillon collecté pendant la période étudiée en résolvant les équations de conservation de la masse suivantes (pour trois pôles à titre d'exemple) :

$$1 = f_1 + f_2 + f_3 \tag{8}$$

$$U1_p = U1_1 f_1 + U1_2 f_2 + U1_3 f_3 \tag{9}$$

$$U2_p = U2_1 f_1 + U2_2 f_2 + U2_3 f_3 \tag{10}$$

où f_i est la proportion du pôle *i* dans l'eau de la source du Lez, et *U1* et *U2* sont les premières et secondes composantes principales de l'ACP; l'indice « p » signifie « pompage » et 1, 2, et 3 les trois sources contributives respectivement.

L'incertitude des résultats du modèle EMMA quant aux pourcentages d'eau de la source provenant de chacun des pôles géochimiques a été calculée au moyen d'une adaptation de la méthode décrite par (Genereux, 1998) et Burns et al. (2001). Une valeur d'incertitude a été calculée pour chacune des deux composantes principales utilisée dans le modèle en incorporant l'erreur analytique de chacun des solutés (Huntington et al., 1993) selon:

$$W_{ui} = \sqrt{\left[\left(V_{ia} W_a\right)^2 + \left(V_{ib} W_b\right)^2 + \ldots\right]} \tag{11}$$

où W_{ui} la valeur de l'incertitude pour la composante principale *i*, $V_{ia} V_{ib}$ sont les vecteurs propres pour les solutés *a* et *b* sur la composante principale *i*, et W_a et W_b sont les incertitudes analytiques sur les valeurs des concentrations en solutés *a* et *b*.

Pour les pôles caractérisés par un ensemble d'analyses multiples (caractérisant la variabilité spatiale et temporelle), l'incertitude est supposée égale à l'erreur standard du set de données dans l'espace *U1*, *U2*.

Selon Burns et al. (2001), la valeur de l'incertitude pour chaque composante principale a alors été successivement additionnée et soustraite des valeurs de *U1* et *U2* pour chaque pôle et pour chaque échantillon d'eau de la source afin de créer deux nouveaux sets de valeurs pour *U1* et *U2*. Ces nouvelles valeurs de *U1* et *U2* ont alors été utilisées dans les équations (8) –(10) pour calculer une gamme d'incertitude W_{fi} sur la contribution du pôle (f_i) pour chacun des échantillons d'eau de la source du Lez.

L'erreur sur les concentrations en solutés calculées a été estimée au moyen de l'équation suivante (Genereux, 1998):

$$W_y = \sqrt{\left(Y_1 W_{f1}\right)^2 + \left(Y_2 W_{f2}\right)^2 + \left(Y_3 W_{f3}\right)^2} \tag{12}$$

avec W_y l'incertitude sur la concentration calculée en soluté *Y* dans l'eau de la source, $Y_{j=1\ to\ 3}$ est la concentration en soluté *Y* dans le $j^{ème}$ pôle et W_{fj} est l'incertitude sur la proportion calculée du pôle *j*.

Résultats

L'analyse EMMA a été réalisée sur les données hydrochimiques disponibles à la source du Lez entre le 16 juillet 2009 et le 18 octobre 2011, soit une série de 54 analyses d'éléments majeurs et traces. Les éléments considérés dans l'analyse sont les suivants : CE, Cl, SO4, Sr, Mg, Na, et Li.

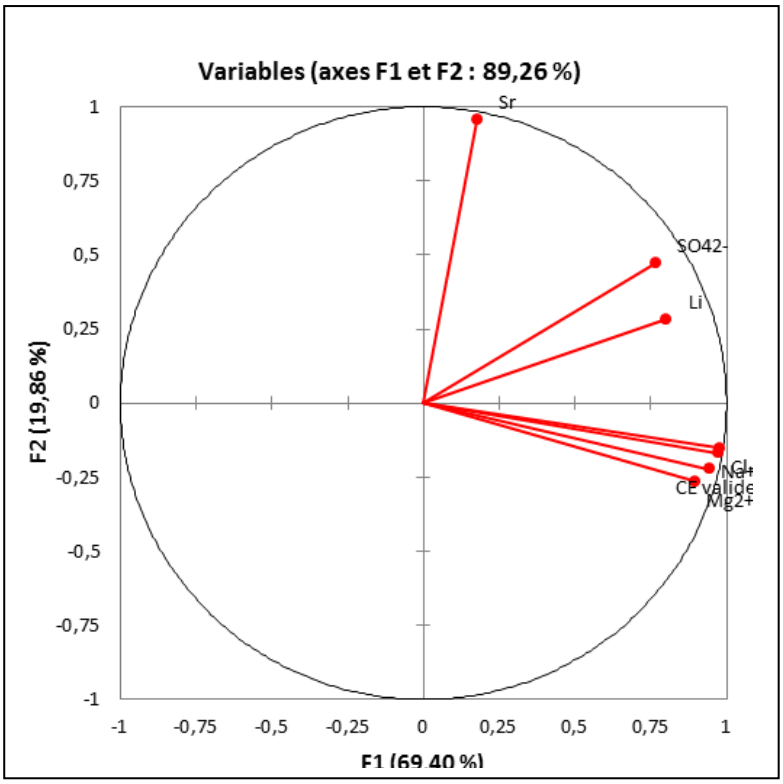


Figure 33: Analyse en composantes principales: corrélations entre les éléments chimiques et les composantes principales

L'analyse en composantes principales indique que les deux composantes principales F1 et F2 permettent d'expliquer 89,3 % de la variance de la composition chimique de la source du Lez sur la période étudiée (Figure 33). La composante principale U1 est fortement corrélée avec l'ensemble des éléments chimiques hormis Sr. La composante principale U2 est fortement corrélée avec Sr.

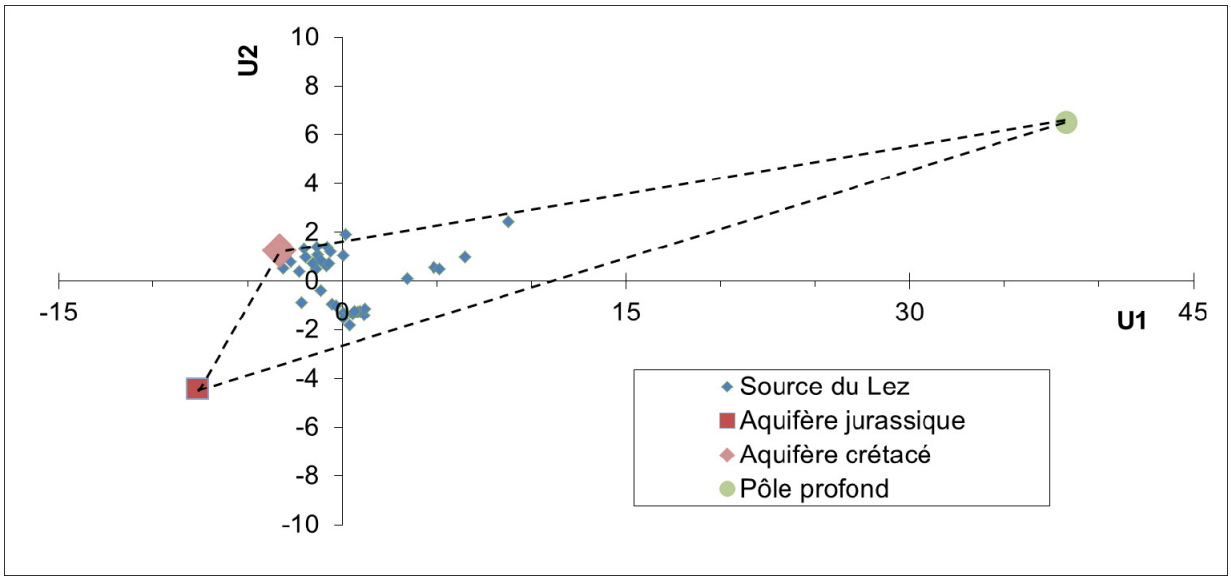


Figure 34 : Analyse en composantes principales : projection des points d'eau sur le plan factoriel 1-2, y compris la source du Lez et les pôles géochimiques potentiels

L'ensemble des analyses chimiques sur la période considérée sont relativement bien encadrées par les trois pôles géochimiques suivants (Figure 34) :

- un pôle considéré comme représentatif de l'Aquifère crétacé correspondant à une moyenne des teneurs mesurées aux points Fontanès et à la source de Dolgue situés au sein du Crétacé ;

- un pôle représentatif de l'aquifère jurassique : il s'agit d'un échantillon prélevé le 24 août 2010 au forage du Suquet ;

- un pôle dit « profond » dont la signature géochimique a été optimisée. Ce pôle a été défini sur la base des résultats de l'approche multi-isotopique qui indique la contribution d'un pôle minéralisé en provenance du jurassique moyen (bajocien) et qui présenterait des minéralisations comparables à celles de l'ouvrage profond d'Antigone (Tableau 5).

Les compositions chimiques de ces trois pôles utilisés dans l'approche EMMA sont données dans le tableau suivant (Tableau 7). Il s'agit de compositions réellement observées pour les deux premiers pôles et d'une composition légèrement modifiée (baisse de la teneur en Li de 250 µg/l observée à Antigone à 20 µg/l dans le pôle profond optimisé).

Pôle géochimique	CE (µS/cm)	Cl^- (mg/l)	SO_4^{2-} (mg/l)	Sr (µg/l)	Mg^{2+} (mg/l)	Na^+ (mg/l)	Li (µg/l)
Jurassique	584	9,2	6,4	80	3,5	5,3	0,6
Crétacé	674	10,9	22,4	563	6,4	5,5	3,9
Profond	1700	300	90	1300	24	250	20

Tableau 7 : Compositions chimiques des pôles identifiés et utilisés dans l'approche EMMA

Les contributions relatives des trois pôles géochimiques, calculées par résolution des équations de mélange au sein de l'espace des composantes principales U1-U2 sont représentées dans la Figure 35. On constate que le pôle Crétacé domine largement lors des périodes de hautes eaux lorsque la source déborde (Figure 35b). Par contre, lorsque les pompages sollicitent les réserves de l'aquifère, la contribution du pôle Jurassique augmente jusqu'à prédominer (Figure 35a). Elle diminue à nouveau brusquement lors de chaque période de recharge. En moyenne globale, la contribution du Crétacé aux flux est de 67% tandis que celle du Jurassique est de 24%. La contribution du pôle profond est globalement faible (en moyenne 9% des flux) avec des pics supérieurs à 20 % (un maximum observé de 27%) au moment des crues de reprise en automne (Figure 35c).

Ce résultat indique le rôle prépondérant joué par la formation du pôle Crétacé (Berriasien) dans le fonctionnement de l'aquifère, notamment en période de hautes eaux durant lesquelles le ruissellement sur les marno-calcaires du Valanginien peut également contribuer, par le biais des zones de pertes des cours d'eau, à l'alimentation de la zone noyée du système karstique du Lez (voir § 3.4 sur l'infiltration rapide).

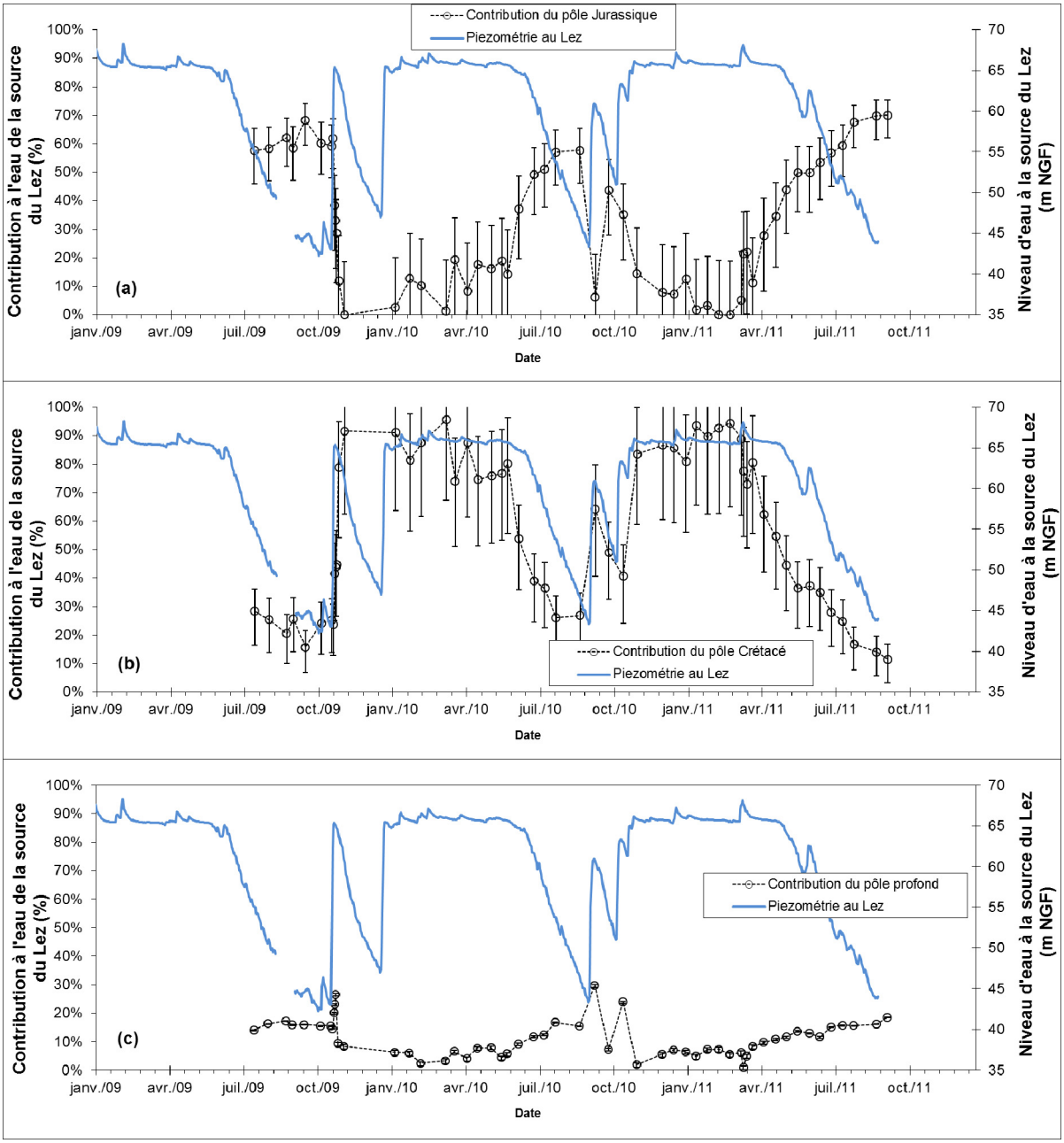


Figure 35 : Contributions relatives des trois pôles géochimiques aux eaux de la source du Lez sur la période d'étude (2009-2011)

Les résultats de la modélisation des teneurs en divers éléments sont très satisfaisants avec des coefficients de Pearson égaux à 0,96 (CE), 0,97 (Cl), 0,91 (SO_4), 0,97 (Sr), 0,79 (Mg), 0,97 (Na) et 0,84 (Li). A titre d'exemple, les résultats obtenus pour la conductivité électrique (CE) et le sodium (Na) sont présentés dans la Figure 36.

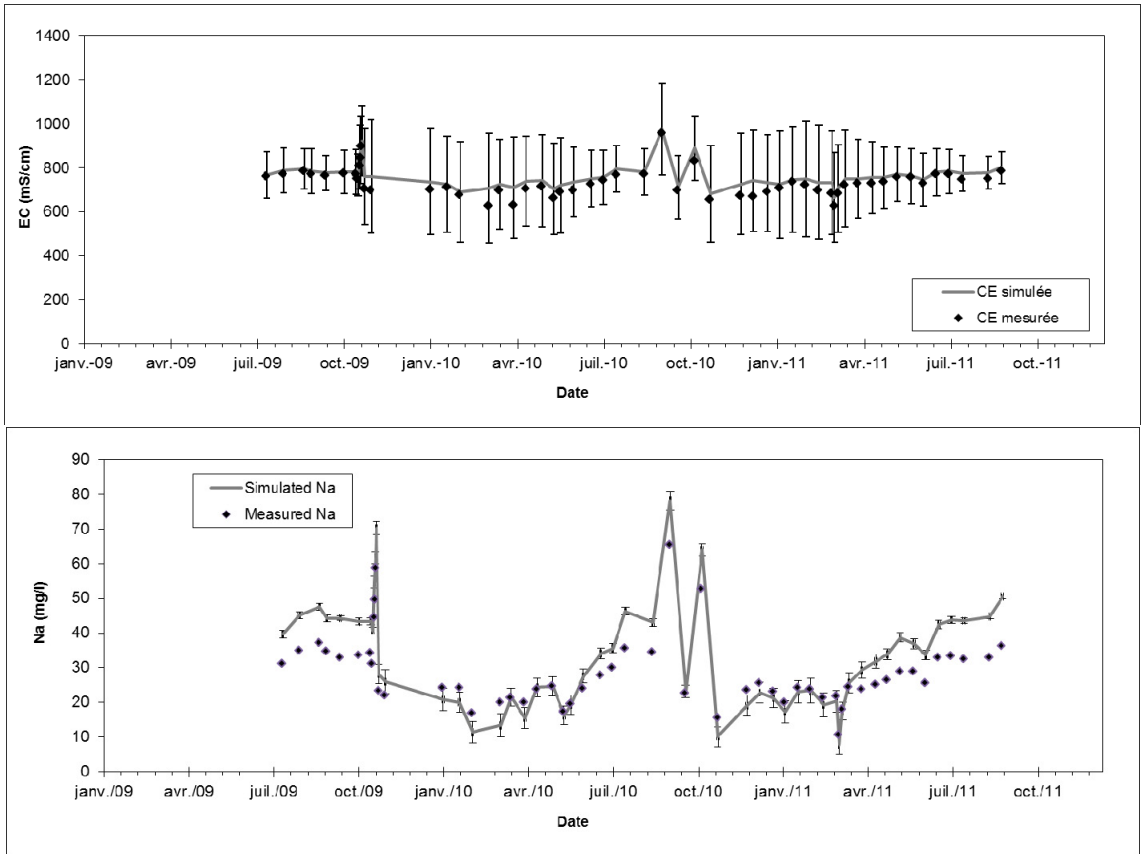


Figure 36 : Evolution des conductivités électriques et teneurs en sodium mesurées et simulées par EMMA

Les résultats des simulations du Bore sont comparés aux observations dans la Figure 37. L'aptitude de la méthode à reproduire correctement les ordres de grandeur des teneurs et fluctuations en B permet de valider la méthode EMMA dans la mesure où cet élément n'a pas été considéré dans l'ACP.

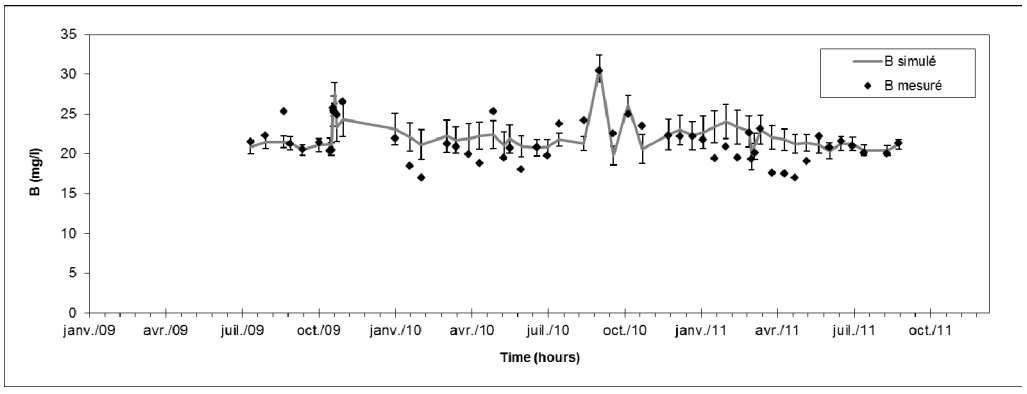


Figure 37 : Evolution des teneurs en Bore mesurées et simulées par EMMA – validation de la méthode

Ces résultats satisfaisants ont été obtenus en optimisant la composition chimique du pôle profond dont la composition est inconnue. La composition géochimique de ce pôle a été définie sur la base des eaux profondes du bajocien collectées par l'ouvrage Antigone (Tableau 5). Ces eaux karstiques sont enrichies en Na, Li et B par une contribution d'eau profonde en provenance du socle sous-jacent.

3.3.5. Synthèse

Les singularités hydrogéochimiques des eaux s'écoulant à la source du Lez ont été étudiées par une approche géochimique inédite basée sur l'analyse des éléments majeurs et traces, des Terres Rares et le traçage multi-isotopique (stables de l'eau, isotopes du Strontium, du Bore et du Lithium). Des éléments d'informations nouveaux sur la nature des réservoirs et l'origine des eaux qui s'écoulent en contexte de hautes et basses eaux ont pu être apportés.

La contribution des eaux minéralisées se manifeste graduellement lors des périodes estivales et de manière très significative lors des premières crues automnales, par une augmentation de la température et de la minéralisation des eaux du Lez : augmentation importante des teneurs en Cl, Na, B, Li, Sr, Mg et enrichissement en carbone-13 indiquant que ces eaux ont bien évolué en profondeur, en milieu fermé (Bicalho et al., 2011-b).

L'étude des données isotopiques du Bore, Lithium et Strontium ne semble pas montrer que les pôles Trias (halite et gypse) permettent d'expliquer les augmentations de minéralisation observée au Lez lors des périodes de basses eaux et lors des crues de reprise hydrologique (effet piston), contrairement aux profils des Terres Rares des eaux de la source du Lez, qui malgré une signature proche du pôle « Crétacé », semblent évoluer entre le profil du Bajocien et le profil fortement appauvri des eaux du pôle « Trias gypse ».

L'origine des eaux minéralisées mobilisées lors de ces périodes est bien d'origine profonde et serait à relier à une composante d'eau de type carbogazeux en provenance du socle. La contribution de ces eaux ne se fait pas de manière directe mais par l'intermédiaire d'un réservoir carbonaté profond dont l'eau présente des minéralisations élevées du type de celles qui ont été mesurées dans l'ouvrage profond d'Antigone. L'évolution des signatures isotopiques du strontium des eaux du Lez laisse suggérer la participation de la formation bajocienne (Jurassique moyen). Dans ce contexte, les lignes de courant de l'aquifère mobiliseraient les eaux jusqu'à des profondeurs de plus de 1000 m compte tenu de la localisation de ces formations pour le système aquifère du Lez (Figure 10).

La chimie des eaux du Lez au cours du cycle hydrologique évolue en fonction de la contribution relative des eaux en provenance des trois pôles géochimiques : Crétacé ; Jurassique et pôle profond. Le pôle dominant est le pôle Crétacé avec une contribution moyenne de 67 % aux eaux de la source du Lez. Ce résultat indique le rôle prépondérant joué par la formation du Berriasien (Crétacé) dans le fonctionnement de l'aquifère notamment en période de hautes eaux. En période de hautes eaux, le ruissellement sur les marno-calcaires du Valanginien (Crétacé) peut également contribuer, par le biais des zones de pertes des cours d'eau, à l'alimentation de la zone noyée du système karstique du Lez. Ce point sera abordé dans le paragraphe suivant (§ 3.4). Le second pôle est le pôle Jurassique avec une contribution moyenne de 24 % qui augmente en période de basses eaux lors des pompages. La contribution du pôle « profond » est mineure, de l'ordre de 9% en moyenne à l'échelle d'un cycle hydrologique.

Lors des crues de reprise du cycle hydrologique, on constate une augmentation de la contribution du pôle Crétacé au détriment du pôle Jurassique. Lors de ces mêmes crues, la contribution du pôle « profond » augmente jusqu'à un maximum de 27% le 13 septembre 2010.

3.4. CARACTERISATION DE LA RECHARGE ET DE L'INFILTRATION RAPIDE AU SEIN DE L'AQUIFERE DU LEZ

3.4.1. Introduction

La caractérisation des flux d'infiltration rapide et les modalités de recharge de l'aquifère du Lez ont été principalement étudiées à l'aide de l'utilisation conjointe du COT (Carbone Organique Total) et de la fluorescence naturelle de la MOD (Matière Organique Dissoute), couplée aux traceurs hydrochimiques classiques.

En effet le COT est un traceur couramment utilisé pour caractériser les flux d'infiltration rapides, notamment en milieux karstiques (Albéric et Lepiller, 1998 ; Emblanch et al., 1998; Batiot, 2002, Batiot et al., 2003-a et 2003-b).

La MOD est constituée d'une grande diversité de composés. Environ 20% de la MOD est représentée par des composés simples tels que les acides aminés ou les acides carboxyliques. Les substances humiques (regroupant les acides humiques, les acides fulviques et les humines ; Thurman, 1985) représentent quant à elles 50% de la matière organique et la majeure partie de la fraction hydrophobe. Les 30% restants correspondent à des « acides hydrophiles ». La fluorescence naturelle des eaux naturelles est essentiellement due aux composés humiques et protéiques. L'étude du signal de fluorescence de la MOD dans les aquifères karstiques a récemment montré la pertinence de cet outil dans la caractérisation des flux d'infiltration rapide et les modalités de circulation au sein de ces systèmes (Batiot, 2002 ; Batiot et al., 2008 ; Blondel, 2008 et Mudarra et al., 2011).

Le suivi en COT a débuté en mars 2006, celui de la fluorescence naturelle de la MOD par spectrofluorimétrie 3D, début 2008. Les prélèvements ont été effectués en parallèle des prélèvements physico-chimiques et hydrochimiques, à pas de temps bimensuel voire pluri-journaliers en crue à la source du Lez, ainsi qu'en période de crue au niveau des sources temporaires du Lirou, Restinclières et Fleurette.

3.4.2. Caractérisation de la MOD dans les eaux karstiques de la source du Lez

Les premiers résultats présentés ici sont issus du travail de Marine Quiers (Quiers, 2010 ; Quiers et al., 2011a, 2011b et 2013). Les composés fluorescents caractéristiques de la MOD identifiés dans les 4 exutoires étudiés sont représentés dans la Figure 38. Ces 5 massifs principaux sont référencés dans la bibliographie (Coble, 1996 , Parlanti et al., 2000 ; Hudson et al., 2007) et leurs origines sont synthétisées dans le Tableau 8.

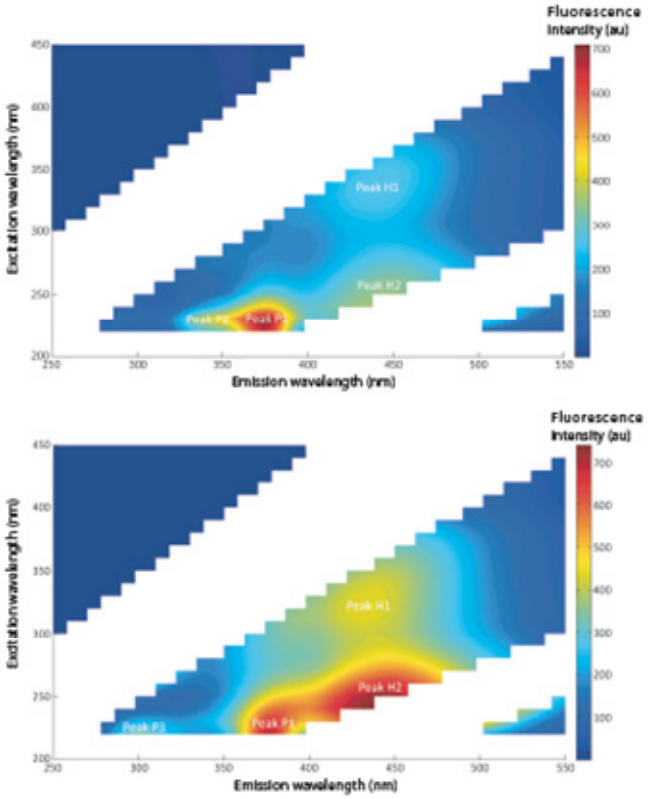


Figure 38 : Différents composés fluorescents identifiés à la source du Lez (Quiers, 2011-b)

Nom	Couple λ_{Exc}-λ_{Em} (nm)	Nature	Origine	Correspondance dans la littérature (Coble, 1996)
H1	350-450	Type humique	Pédologique	C
H2	250-445			A
P1	230-373	Type protéïque	Pédologique, bactérienne et/ou anthropique	T
P2	230-342			B1
P3	230-302			B2

Tableau 8 : Nature et origine des différents composés fluorescents présents dans les 4 sources karstiques principales du système Lez (Quiers, 2011-b, modifié)

La première famille de composés correspond à des molécules organiques complexes d'origine naturelle, pédologique (type humique H1 et H2), fluoresçents dans des domaines de longueurs d'onde d'Excitation > 400 nm. La deuxième famille de composés organiques (type protéique, P1, P2 et P3) regroupe des composés d'origine naturelle (pédologique, litière fraiche du sol) et également d'origine anthropique (activité bactérienne, indiquant souvent la contamination par des eaux usées traitées ou non).

3.4.3. Évolution temporelle du signal de fluorescence naturelle de la MOD à la source du Lez

Les variations temporelles des intensités de fluorescence naturelle sont présentées sur la Figure 39. De manière générale, l'intensité de fluorescence totale (somme des intensités de fluorescences des différents fluorophores, Figure 39 a/) est fortement liée aux conditions hydrologiques : elle augmente fortement en périodes de crues et diminue très fortement pour se stabiliser globalement en période d'étiage. La teneur globale de la MOD fluorescente d'origine naturelle et anthropique augmente donc en période de crue, attestant ainsi de la contribution des eaux récemment infiltrées dans le système karstique.

Les variations des intensités globales des composés de type humique (somme des intensités de fluorescence des 2 pics H1 et H2) et des composés de type protéique (somme des intensités de fluorescence des 3 pics, P1, P2 et P3) sont reportées sur la Figure 39 b/. Ces 2 familles de composés présentent des augmentations de leur intensité de fluorescence, indiquant que leurs quantités augmentent en périodes de crue et diminuent durant l'étiage. Toutefois ces deux familles de composés ne présentent pas tout à fait les mêmes amplitudes de variations, notamment en fonction des conditions hydrologiques.

Les composés de type protéique augmentent en proportions supérieures à celles des composés de type humique, au moment des crues de reprise suivant l'étiage estival (fortes hausses notamment visibles durant les automnes 2008, 2009 et 2010). Ces deux familles de molécules organiques fluorescentes semblent donc apporter des informations complémentaires sur l'origine des écoulements à la source du Lez.

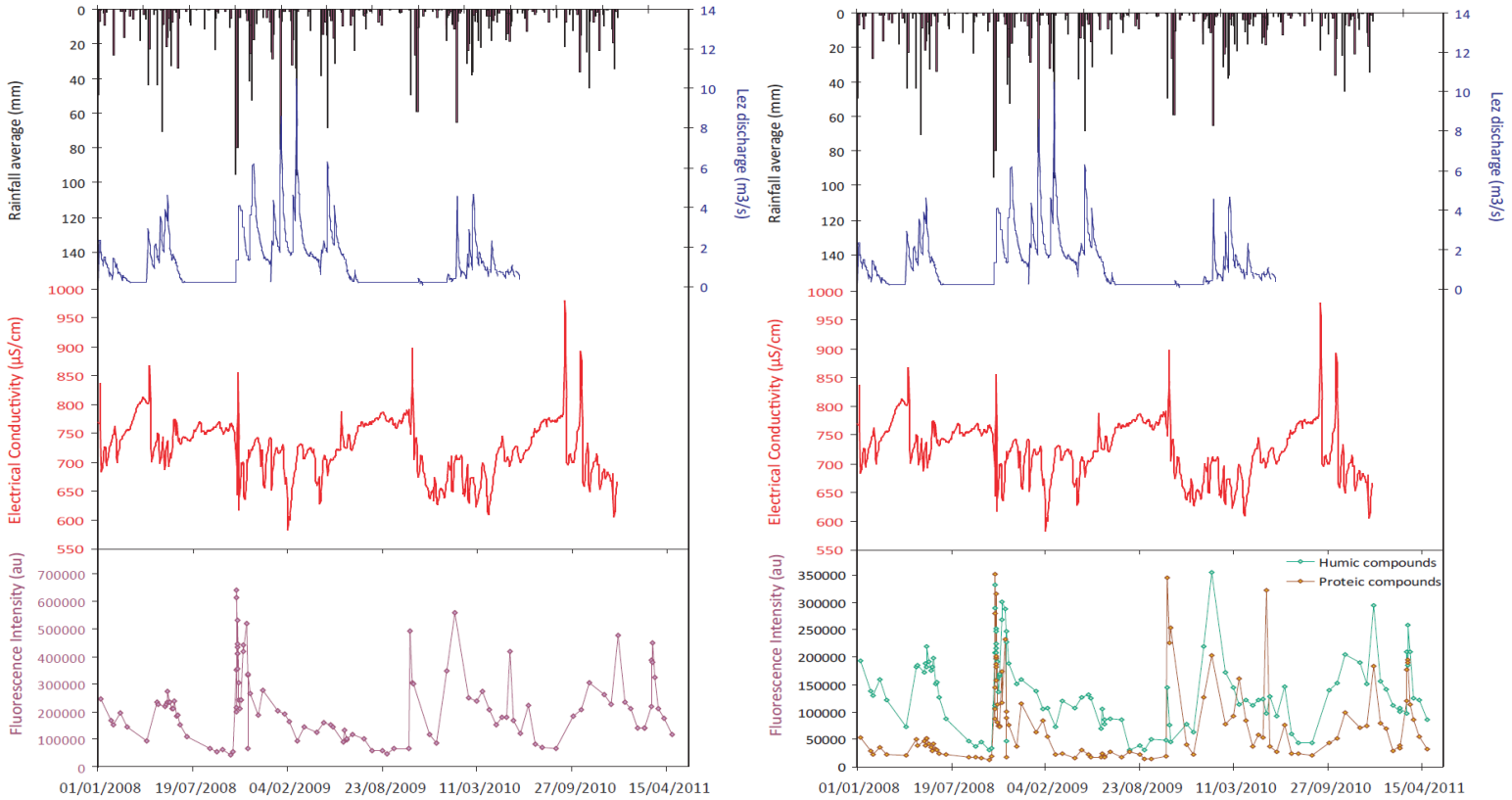


Figure 39 : Variations temporelles du débit, de la conductivité électrique et des intensités de fluorescence (a/ totale ; b/ pour la somme des composés humiques et celles des composés protéiques) à la source du Lez.

3.4.4. Caractérisation des flux de recharge par l'étude de la fluorescence naturelle de la MOD

Dans le paragraphe précédent, nous avons vu que les informations données par les composés de types protéique et humique étaient complémentaires, ce qui montre tout l'intérêt d'analyser le signal de fluorescence complet de la MOD naturelle par spectrofluorimétrie 3D. Pour aller plus loin dans la caractérisation des écoulements souterrains et notamment les modalités de recharge, les paramètres physico-chimiques (conductivité électrique, température, turbidité) ont été couplés avec les intensités de fluorescences des deux familles précédentes de composés organiques, ainsi qu'avec d'autres traceurs naturels : Cl^-, Mg^{2+}, COT et les bactéries fécales (Figure 40).

Le COT infiltré se dégrade au cours du temps et voit donc ainsi sa concentration diminuer au sein du milieu souterrain. Son évolution temporelle est donc opposable à celle du magnésium car ce dernier est mis en solution lentement (Harum et al., 1992). De plus, les bactéries fécales de type *Escherichia coli* sont également des traceurs de l'infiltration rapide dans les systèmes karstiques. Elles sont entrainées dans le système lors des événements pluvieux. Leur faible taux de survie (< à une semaine, Personné et al., 1998) implique que les fortes concentrations retrouvées à l'exutoire correspondent à un flux d'eau à très faible temps de séjour dans le système. Une eau s'écoulant à l'exutoire présentant des teneurs élevées en COT et E. Coli et des teneurs faibles en Mg^{2+} correspond donc à l'arrivée d'une eau récemment infiltrée dans le système.

Ces résultats montrent au moment des crues (en dehors des pics de minéralisation), de fortes augmentations en COT, turbidité, bactéries fécales, intensités de fluorescence des composés de type humique et protéique, corrélées à une diminution de la conductivité électrique et des teneurs en Cl^- et Mg^{2+}. Cependant, l'étude des variations de fluorescence naturelle de ces 2 familles de composés ne donne pas les mêmes indications sur les flux de recharge. En effet les composés de type humique présentent des augmentations de leur intensité de fluorescence à chaque épisode de crue. Les composés de type protéique quant à eux, présentent des augmentations beaucoup plus marquées et brutales au moment des crues de reprise après l'étiage. Ces augmentations sont très souvent corrélées avec des pics de bactéries fécales, et diminuent ensuite rapidement durant la crue. Cela indique donc l'arrivée à l'exutoire d'eaux très récemment infiltrées dans l'aquifère, soit directement au niveau des calcaires affleurants, soit via des pertes localisées généralement au contact marno-calcaires valanginiens et calcaires jurassiques. A noter que ces pertes sont pour certaines localisées à proximité de stations d'épuration, ce qui expliquerait les fortes teneurs en bactéries fécales retrouvées à la source du Lez en début de crue. Ces éléments de réflexion concernant le positionnement des STEP et la vulnérabilité de l'aquifère seront abordés dans la partie 5.5.

Les intensités de fluorescence des composés protéiques sont en général faibles et bien inférieures à celles des composés de type humique, sauf en début de crue et encore plus fortement lors des crues de reprise. Leurs intensités dépassent alors ponctuellement celles des composés d'origine pédologique et semblent bien corrélées avec les pics de bactéries fécales (notamment pour le composé P2, Figure 41).

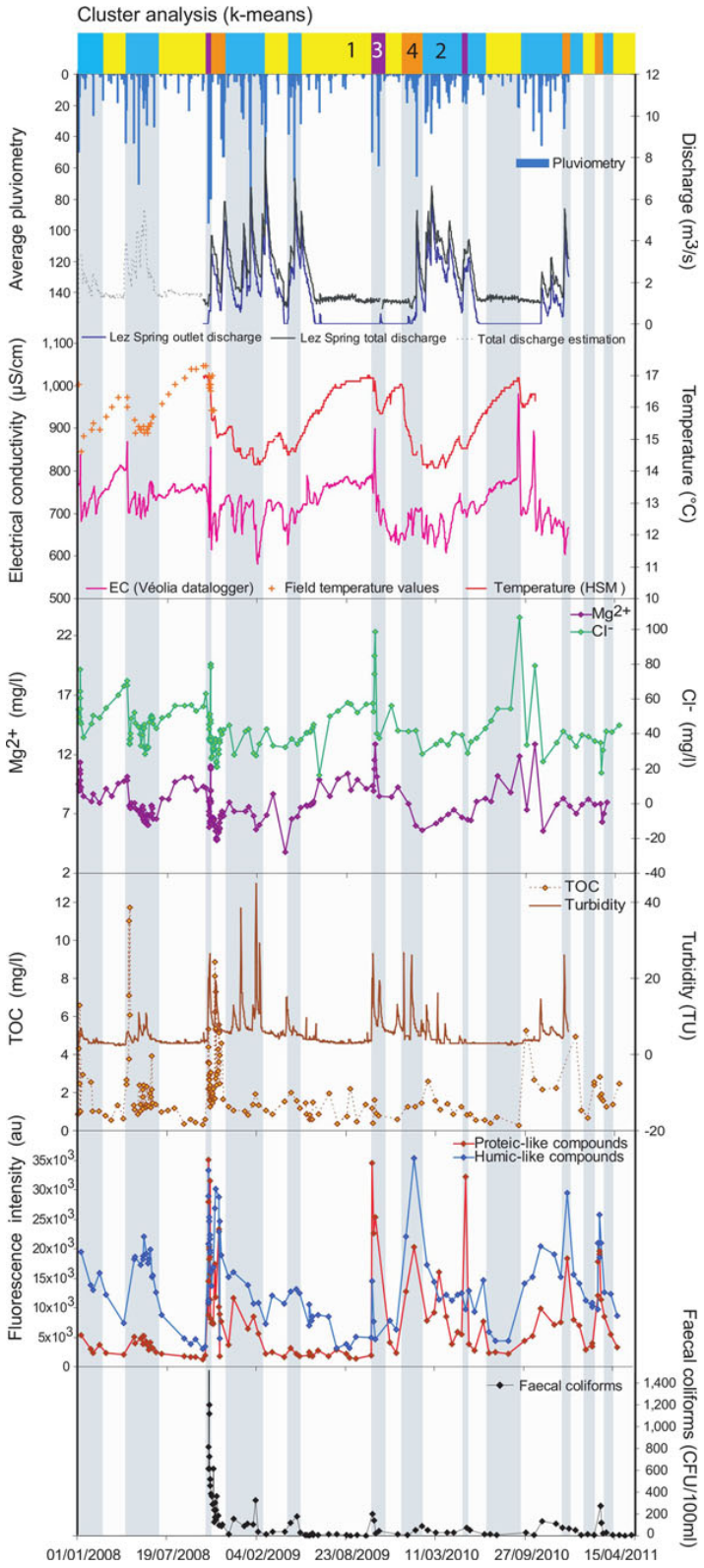


Figure 40: Evolution temporelle des paramètres débit, température, conductivité électrique, turbidité, Cl, Mg, COT, intensités de fluorescence et bactéries fécales (E. Coli) à la source du Lez (Quiers etal., 2013).

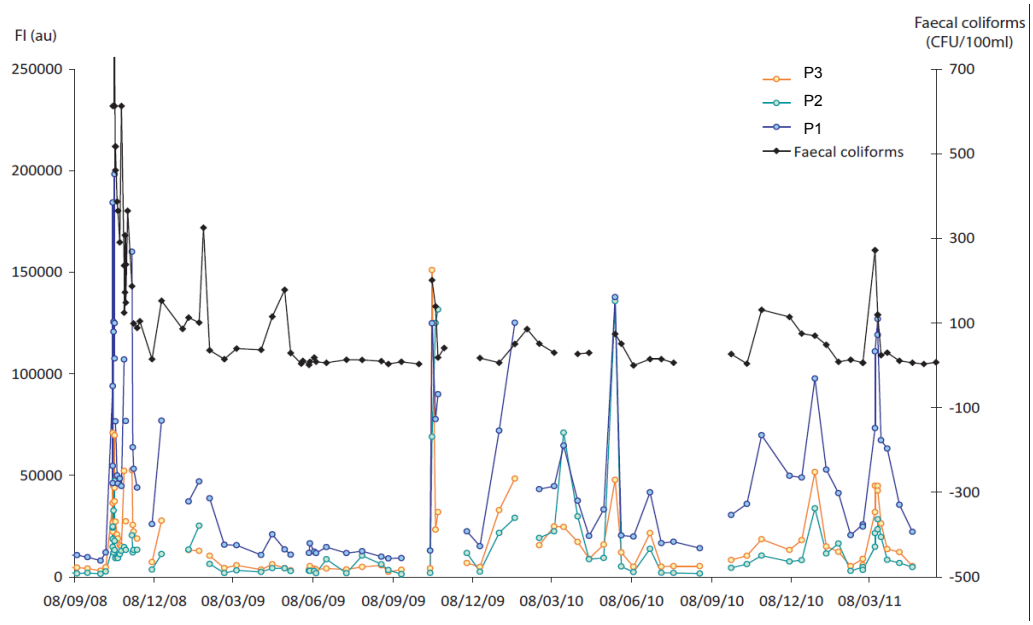


Figure 41 : Variations temporelles des intensités de fluorescence pour les 3 composés de type protéique (P1, P2, P3) et des coliformes fécaux (E. Coli), Quiers et al. 2011-a.

3.4.5. Synthèse

L'étude de la fluorescence de la MOD, couplée à des traceurs des temps de séjour courts (bactéries fécales, COT) et long Mg et Cl (dans le cas de la source du Lez, car les chlorures sont liés aux eaux minéralisées de la zone noyée et aux flux profonds), apporte de précieuses informations sur les modalités de recharge de l'aquifère. Ainsi, les composés de type humique sont des traceurs plus adaptés pour caractériser les flux d'infiltration rapide en périodes de crues. Les composés de type protéique semblent plutôt reliés aux bactéries fécales et donnent des informations sur les flux d'infiltration immédiate (< une semaine, temps de survie maximal des E. Coli), ainsi que les contaminations anthropiques associées.

4. Qualité de la ressource en eau et sensibilité aux impacts anthropiques

4.1. IMPACT DES ACTIVITES AGRICOLES : SUIVIS PESTICIDES

Les traitements phytosanitaires (traitements des maladies, désherbages, traitements contre les insectes,…) peuvent induire une pollution des eaux de surface ou des eaux souterraines par lessivage des sols. La culture de la vigne et de l'olivier sont caractéristiques des zones méditerranéennes. Ces cultures représentent l'essentiel des zones agricoles sur le bassin versant du Lez (cf. 5.3). Une liste de produits phytosanitaires pouvant potentiellement être retrouvés dans les eaux de surface et eaux souterraines, et ciblée sur ces cultures a été proposée suite à une étude bibliographique menée par HSM (Biesbrouck et al., 2009). Il s'agit donc d'un suivi ciblé sur les produits phytosanitaires potentiellement utilisés sur la zone d'étude en fonction du type de culture majoritaire préalablement identifié. Ce suivi n'est pas exhaustif et ne permet pas une évaluation de la teneur en pesticides totaux. Par ailleurs, il faut noter que les agriculteurs ne sont pas les seuls utilisateurs potentiels de ces produits : particuliers et collectivités peuvent en faire usage également.

Le laboratoire HSM a confié au LGEI de l'Ecole des Mines d'Alès l'analyse des 16 pesticides identifiés (Tableau 9). Le suivi a été mené de septembre 2010 à septembre 2011, sur la base de 15 campagnes de prélèvements sur la source du Lez et sur les sources temporaires de Restinclières, Fleurette et du Lirou.

Composés	utilisation	N° CAS	Formule	Famille chimique	Utilisation (périodes d'épandage)
*Atrazine	Herbicide	1912-24-9	$C_8H_{14}ClN_5$	Triazine	
Azoxystrobine	Fongicide	131860-33-8	$C_{22}H_{17}N_3O_5$	Strobilurine	Oïdium (Avril, Mai, Juin)
Chlortoluron	Herbicide	15545-48-9	$C_{10}H_{13}ClN_2O$	Phenylurée	
Déséthylatrazine (DEA)	Métabolite	6190-65-4	C6H10ClN5	Triazine	
Déisopropylatrazine (DIA)	Métabolite	1007-28-9	C5H8ClN5	Triazine	
*Diuron	Herbicide	330-54-1	$C_9H_{10}Cl_2N_2O$	Phenylurée	
Flazasulfuron	Herbicide	104040-78-0	$C_{13}H_{12}F_3N_5O_5S$	Sulfonylurées	Végétaux indésirables (Février, Avril, Juin)
2-hydroxy atrazine	Produit de dégradation	2163-68-0	$C_8H_{15}N_5O$	Triazine	

Imidaclopride	Insecticide	105827-78-9138261-41-3	$C_9H_{10}ClN_5O$	Néonicotinoïdes	
Isoproturon	Herbicide	34123-59-6	$C_{12}H_{18}N_2O$	Phenylurée	
*Métalaxyl	Fongicide	57837-19-1	$C_{15}H_{21}NO_4$	Acylalanines	Mildiou (Avril, Mai, Juin, Juillet, Août)
*Oxadixyl	Fongicide	77732-09-3	$C_{14}H_{18}N_2O_4$	Phenylamide	
Penconazole	Fongicide	66246-88-6	$C_{13}H_{15}Cl_2N_3$	Triazole	Oïdium (Avril, Mai, Juin)
*Simazine	Herbicide	122-34-9	$C_7H_{12}ClN_5$	Triazine	
*Terbutylazine	Herbicide	5915-41-3	$C_9H_{16}ClN_5$	Triazine	
Terbutylazine déséthyl	Métabolite	30125-63-4	$C_7H_{12}ClN_5$	Triazine	

*Tableau 9: Liste des pesticides sélectionnés pour cette étude. Les composés surlignés en gris font partie des 33 substances prioritaires définies par la DCE. * produits qui ne sont plus autorisés en France*

4.1.1. Résultats

Les profils de concentration (ng/l) des composés les plus régulièrement mesurés, entre septembre 2010 et septembre 2011, sont représentés Figure 42, Figure 43 et Figure 44. L'ensemble des résultats d'analyses sont présentés en Annexe 3.

De façon générale, les concentrations observées dans les échantillons d'eau ne dépassent pas 22 ng/l (concentration mesurée pour le Flazasulfuron en mai 2011 à Restinclières). A contrario, les concentrations les plus faibles sont observées pour le Penconazole (maximum de 4 ng/l). Les composés les plus fréquemment détectés sont le chlortoluron, le diuron, la simazine, la terbutylazine déséthyl, et le métalaxyl. Les faibles rendements d'extraction obtenus pour le flazasulfuron et la 2-hydroxyatrazine peuvent expliquer des fréquences d'observation plus faibles.

Les Chemcatchers (échantillonneurs passifs) n'étant déployés qu'à partir de 2011, les quantités de pesticides accumulées sur ces derniers (ng/disc) ne sont observées que pour 2011. L'ensemble des résultats relatifs aux Chemcatchers est résumé en Annexe 3. On peut noter que certains composés ne sont pas retenus par les Chemcatchers, notamment l'azoxytrobine, le flazasulfuron, le penconazole. Inversement, le métalaxyl, la simazine, la terbutulazine déséthyl, la terbutylazine et le diuron sont plus facilement accumulés. Les quantités maximales accumulées sont observées pour la simazine, la terbutulazine déséthyl, la terbutylazine lors de la campagne du 20 juin au 6 juillet 2011 (Lez) démontrant l'efficacité des Chemcatchers vis à vis de ces composés. Par conséquent, ces échantillonneurs passifs semblent être prometteurs pour faire un suivi continu sur certaines périodes au niveau des sources.

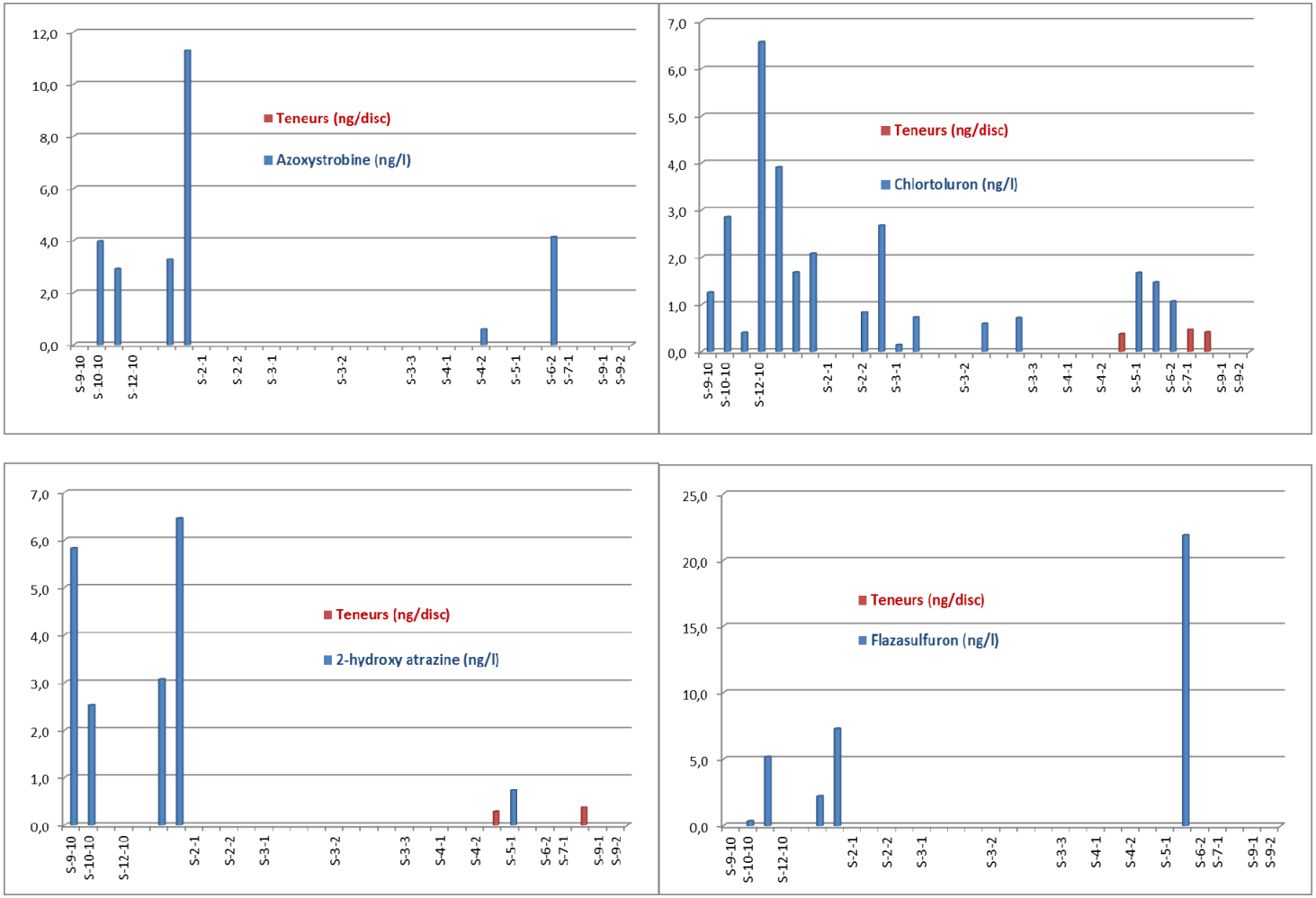


Figure 42 : Variation temporelle des pesticides à la source du Lez dans l'eau (en ng/L) et sur les chemcatchers (ng/disc)

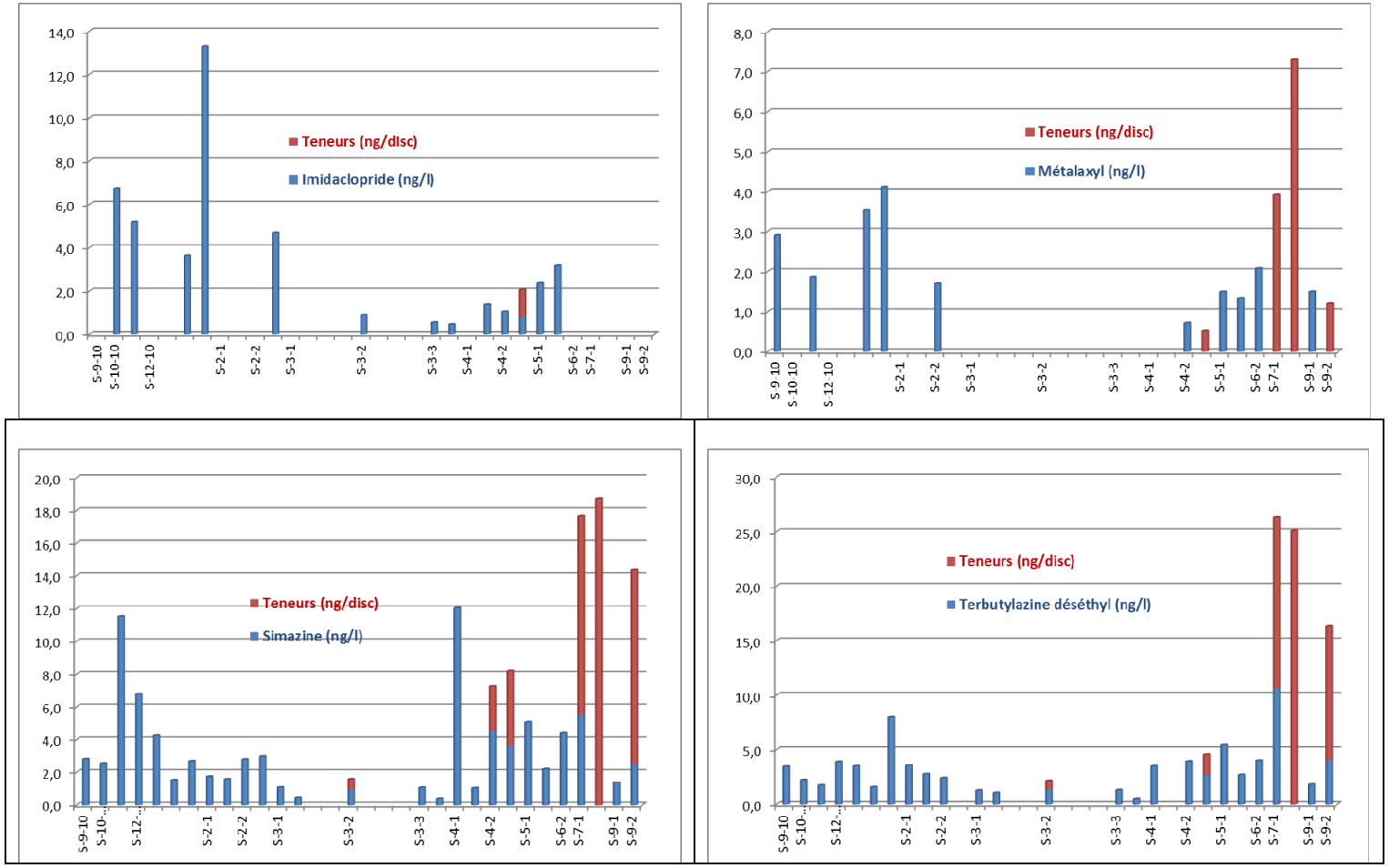


Figure 43 : Variation temporelle des pesticides à la source du Lez dans l'eau (en ng/L) et sur les chemcatchers (ng/disc)

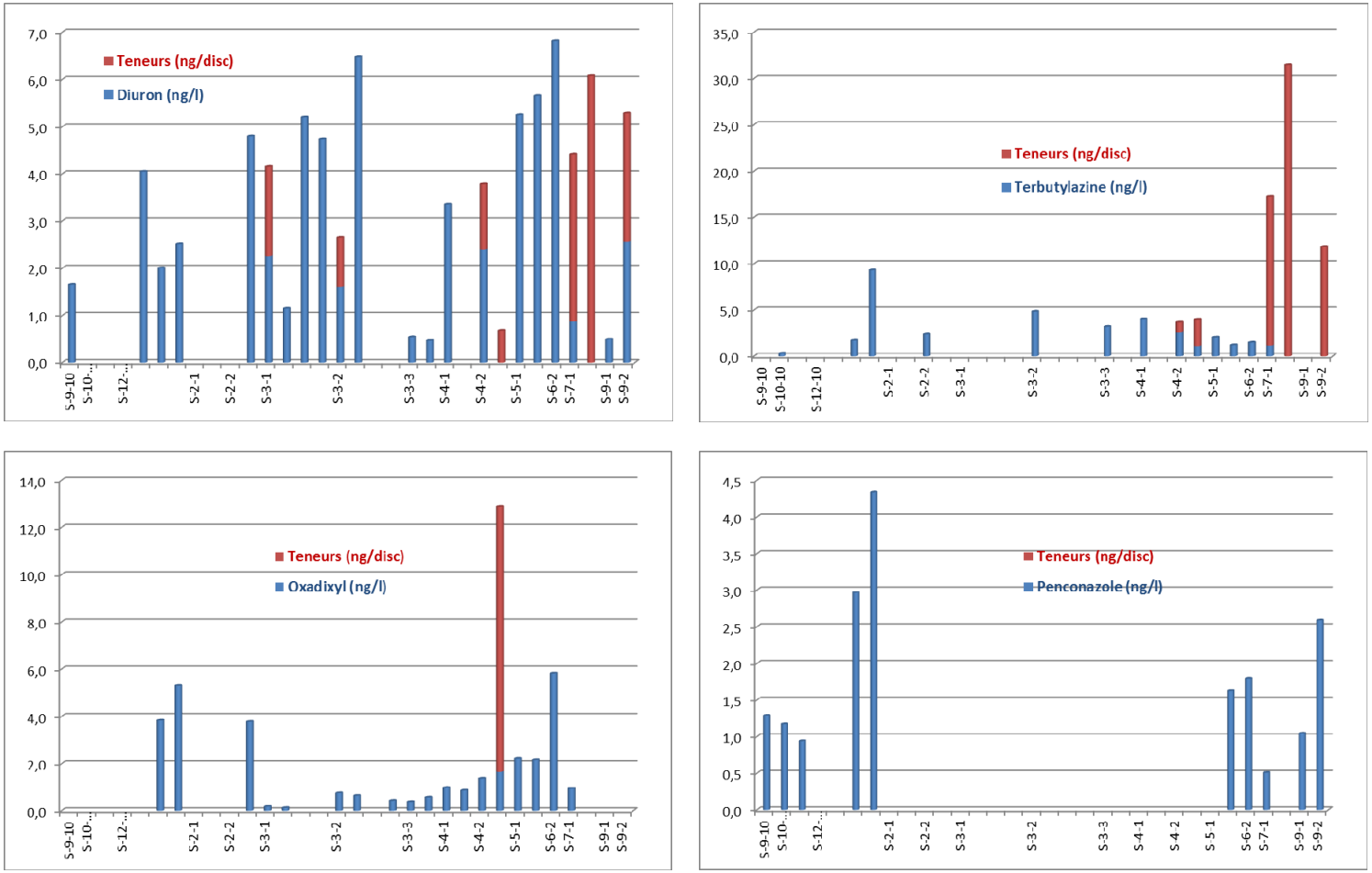


Figure 44: Variation temporelle des pesticides à la source du Lez dans l'eau (en ng/L) et sur les chemcatchers(ng/disc)

4.1.2. Conclusion sur le niveau de contamination en pesticides de l'aquifère du Lez

La recherche de 16 pesticides dans les eaux du Lez a été conduite de septembre 2010 à septembre 2011 sur la base de 15 campagnes de prélèvements, effectuées dans des contextes hydrologiques différents (basses, hautes et moyennes eaux). Les résultats indiquent un niveau de contamination très faible (< 25 ng/l). Pour certains composés, les profils de concentration sont en relation avec une des activités saisonnières au niveau d'herbicides par exemple.

Cette étude a été complétée par l'utilisation d'échantillonneurs passifs (chemcatchers) et a permis de confirmer la présence de certains composés.

Afin d'établir un état des lieux de contamination en pesticides de l'aquifère du Lez sur une période plus large, nous avons intégré les données issues des différents suivis patrimoniaux existant sur la source du Lez (données issues de la banque de données ADES sur les eaux souterraines). Nous n'avons considéré que les molécules étudiées durant notre suivi. Les résultats du suivi réalisé entre 1997 et 2011 à la source du Lez sont présentés dans le Tableau 10. Cette comparaison est effectuée à titre indicatif car des écarts peuvent résulter des différentes méthodes analytiques utilisées.

Molécule	Nombre de mesures	Concentration minimale ng/L	Concentration maximale ng/L	Concentration moyenne ng/L
2-hydroxy-desethyl-Atrazine	1	10	10	10
Azoxystrobine	65	5	25	15
Diuron	77	10	110	20
Flazasulfuron	58	10	50	29
Imidaclopride	70	10	25	21
Isoproturon	76	10	25	20
Métalaxyl	70	10	30	17
Oxadixyl	76	10	25	13
Penconazole	46	25	25	25
Simazine	72	10	100	20

Tableau 10 : Concentrations minimales, maximales et moyennes obtenues à la source du Lez pour les molécules étudiées. Période 1997-2011 (banque de données ADES)

Les prélèvements ont été effectués à différentes périodes du cycle hydrologique. Les concentrations moyennes et maximales observées sont en général faibles (respectivement < 30 ng/l et 50 ng/l) pour l'ensemble des molécules. Ponctuellement, certaines molécules comme la simazine ou le diuron peuvent toutefois dépasser 100 ng/l.

A la vue de l'ensemble de ces résultats, l'aquifère du Lez ne semble pas présenter de contamination chronique en pesticides. Il est toutefois possible, notamment en période de crue, que certaines molécules dépassent la norme de potabilité fixée à 100 ng/l, pour les eaux destinées à la consommation humaine.

4.2. IMPACT DE LA CONTAMINATION DOMESTIQUE

Outre les pressions anthropiques d'origine agricole, l'hydrosystème du Lez est également soumis aux contaminations urbaines et domestiques. Les substances polluantes véhiculées par les eaux usées traitées ou non semblent représenter l'essentiel de ces contaminations. Sur l'ensemble du bassin, différents types de points d'entrée peuvent être identifiés :

- les stations d'épuration (STEP) rejetant l'eau traitée dans les cours d'eau pérennes mais surtout temporaires (cf. 5.4.4 et Annexe 13), entrainant ainsi l'infiltration de ces substances dans le milieu souterrain notamment via les pertes existantes et leur remobilisation lors des premières crues d'automne ;

- les fuites de réseaux d'eaux usées ou débordements dans les systèmes d'assainissement;

- dans une moindre mesure, les assainissements non collectifs défaillants et toutes les canalisations en PVC qui relarguent des organoétains.

Afin d'estimer l'impact de cette contamination sur l'hydrosystème du Lez nous avons focalisé notre suivi sur les composés organostaniques, l'anomalie de Gadolinium et les résidus médicamenteux. A noter également que l'étude de la fluorescence de la MOD couplée à la bactériologie fournit également des informations sur les flux d'infiltration rapide et immédiate (3.4.4) et également sur ce type de pollution.

4.2.1. Les composés organostaniques (OSn)

Les composés organostanniques appelés aussi organoétains ou OTs sont des dérivés organiques de l'étain tétravalent. Ils constituent des polluants exclusivement d'origine anthropique (Bueno, 1999). Ils sont à l'origine de graves pollutions des milieux marins et dulcicoles pouvant conduire à de graves perturbations, notamment d'ordre endocrinien, chez les organismes comme les mollusques mais aussi sur d'autres classes plus complexes comme les oiseaux et les reptiles.

Les organoétains sont susceptibles d'être adsorbés sur les matrices solides. Ainsi, ils sont fortement sorbés sur les boues de stations d'épuration (STEP) qui peuvent présenter des concentrations de l'ordre du mg(Sn).kg^{-1}, et beaucoup moins dans les effluents liquides (Bancon-Montigny, 2001). Les composés organostanniques ne sont pas éliminés par les processus de biodégradation des stations d'épuration (Fent, 1989). Les eaux et boues de STEP contiennent quasi-systématiquement des butylétains (de quelques ng(Sn).L^{-1} à quelques centaines de µg(Sn).L^{-1} dans les effluents) et fréquemment des octylétains et des phénylétains (Fent and Muller, 1991; Fent, 1996a; Fent, 1996b; Takahashi et al., 1999).

En conséquence, ces substances ont été introduites dans le Système d'Evaluation de la Qualité de l'eau des cours d'eau (SEQ Eau) mais seul le TBT a été retenu sur la liste des 33 substances prioritaires à surveiller (Tableau 11) et à éliminer dans le milieu aquatique selon la directive cadre européenne (Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du développement durable et de l'aménagement du territoire).

Substance	NQE-MA (µg/L)	NQE-CMA (µg/L)
Tributylétain	0,081 ng(Sn)/L	0,61 ng(Sn)/L

Tableau 11 : Moyenne Annuelle (MA) et Concentration Maximale Admissible (CMA) pour le Tributylétain dans les eaux selon les Normes Qualité Environnementale (NQE)

Les OTs sont utilisés dans de nombreux milieux et pour de nombreux usages dont certains directement en contact avec l'environnement et la ressource en eau. Ils sont activement surveillés pour plusieurs raisons :

- leur utilisation massive dans de nombreux milieux (usines de traitement de bois, peinture antisalissure des coques des bateaux, tuyaux en PVC,…, Bancon Montigny, 2001). Leur grande toxicité et fort pouvoir de bioaccumulation, notamment dans les organismes sans chaine complexe et efficace de dégradation. Chez l'homme, seuls des cas de toxicité aigüe ont été relevés ;

- les organoétains se dégradent suivant une chaine simple conduisant à la perte d'un groupement alkyl, *i.e.* le TBT se dégrade en DBT puis en MBT (Landmeyer, 2004). Ces dégradations ont pour conséquence de changer la toxicité et ses lieux d'atteinte ainsi que les lieux de fixation préférentielle sur les sédiments. Le TBT est la molécule la plus toxique des organoétains. De plus, sa grande utilisation en fait le produit le plus étudié et le plus surveillé.

Les OTs ont été analysés dans les sources du Lez, de Restinclières, de Fleurette et du Lirou (Tableau 12) et dans les effluents des stations d'épuration des Matelles, de Valflaunès et de Viols-le-Fort (Tableau 13). Seuls les butylétains ont été détectés et donc quantifiés.

	LEZ			Restinclières			Fleurette			Lirou		
	concentrations (ng(Sn)/L)											
DATE	MBT	DBT	TBT	MBT	DBT	TBT	MBT	DBT	TBT	MBT	DBT	TBT
08/03/2010										1,66	0,10	0,03
27/05/2010	1,11	0,10	0,25	0,35	0,09	**0,78**						
24/08/2010	0,43	0,11	0,22							0,45	0,06	0,11
04/11/2010	1,93	0,14		1,45	0,12		1,46	0,12	0,15			
01/03/2011	1,81			1,47	0,04							
14/03/2011	1,70			1,51	0,04					0,98		
17/03/2011	1,66			1,60			1,51			0,94		
21/03/2011	1,66			1,52			1,56			1,01		
28/03/2011	1,52		**0,72**	1,54			1,49			0,99		
11/04/2011	1,44		0,25	1,44		**0,65**						
26/04/2011				1,51								
09/05/2011	1,49			1,41								
07/06/2011	1,47			3,61								
20/06/2011	3,63	0,14										
04/07/2011	1,63	0,94										
19/07/2011	1,40											

Tableau 12 : Suivi des concentrations des butylétains dans les sources du Lez, de Restinclières, de Fleurette et du Lirou ; les concentrations supérieures au NQE-CMA sont reportées en rouge

		concentrations (ng(Sn)/L)		
STEP		MBT	DBT	TBT
Les Matelles	09/02/2011	0,73	0,35	**1,12**
Valflaunes	09/02/2011	1,63	0,22	0,17
Viols-le-Fort	09/02/2011	1,51	0,29	0,25

Tableau 13 : Concentration en butylétains dans les rejets de trois STEP du bassin d'alimentation du Lez.

Les butylétains sont présents dans tous les échantillons analysés, exceptés les échantillons prélevés le 26/04/2011. La concentration en TBT dépasse la NQE-CMA pour l'échantillon du Lez du 28/03/2011, pour deux échantillons de la source de Restinclières (27/05/2010 et 11/04/2011) et pour les effluents de la STEP des Matelles. Le monobutylétain (MBT) est présent dans tous les échantillons et le plus souvent présente des concentrations importantes (Figure 45 et Figure 46).

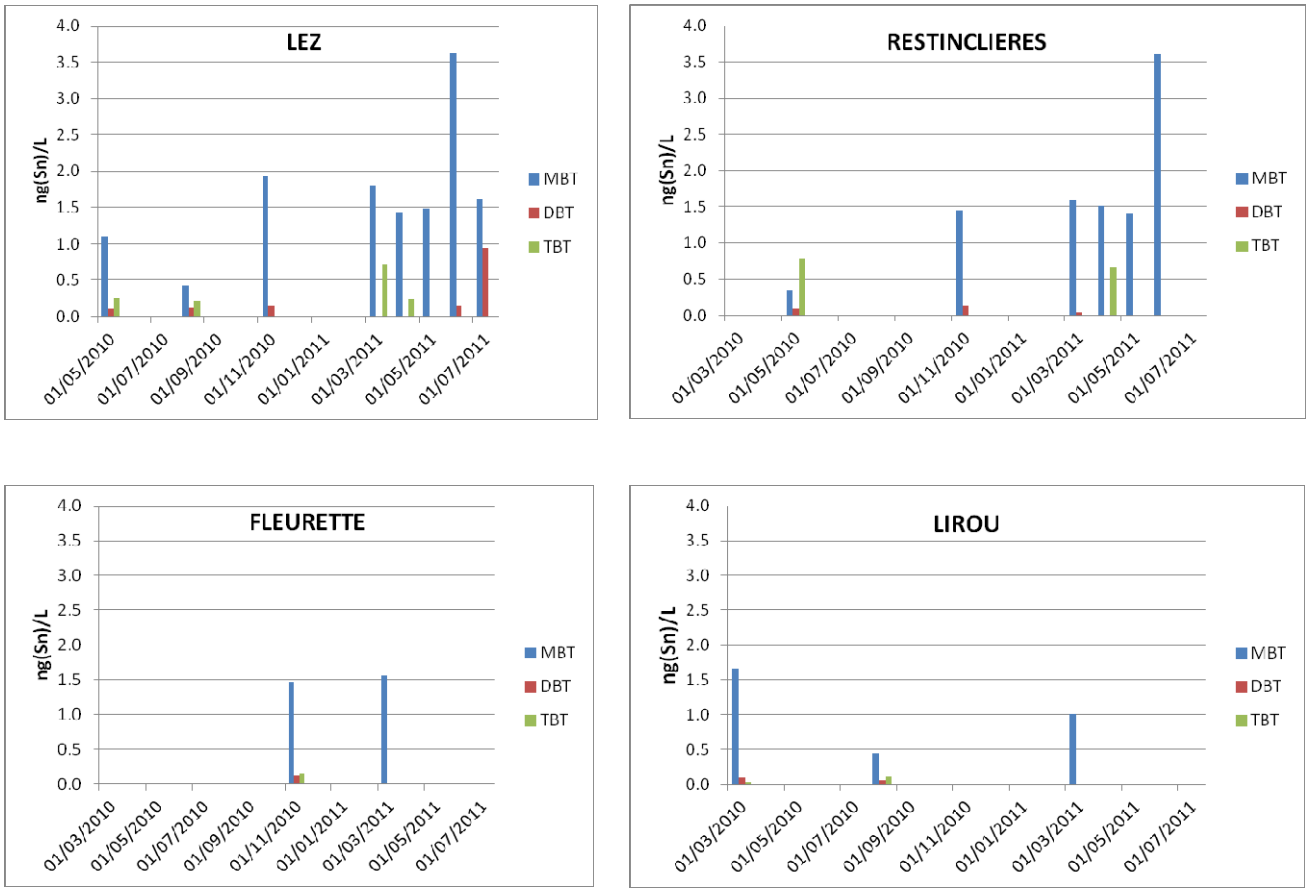


Figure 45: Variation temporelle des concentrations en butylétains dans les sources du Lez, de Restinclières, de Fleurette et du Lirou

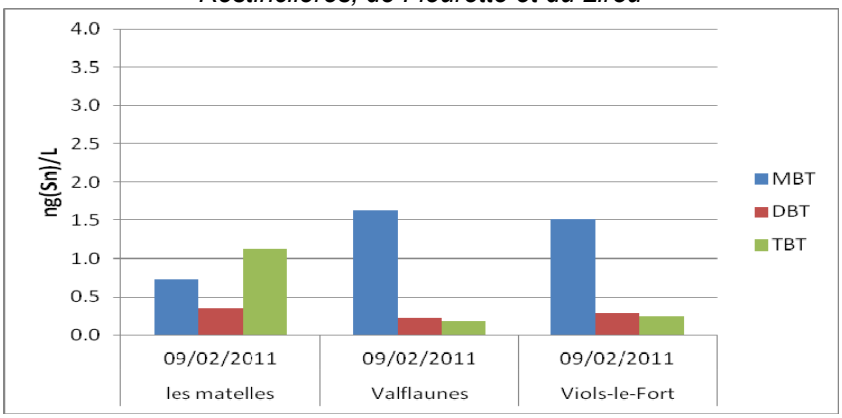


Figure 46 : Concentrations en butylétains dans les effluents des STEP des Matelles, Valflaunes et de Viols-le-Fort.

Comme le dibutylétain, le MBT provient principalement de la dégradation du TBT, mais peut avoir une origine propre. Il est donc difficile d'évaluer la part de MBT provenant de la dégradation du TBT mais tout comme le Gadolinium, la présence des butylétains dans les eaux traduit la présence d'eaux usées ou d'effluents de STEP.

Malgré le peu d'échantillons analysés, les sources de Fleurette et du Lirou paraissent peu impactées par les organoétains.

4.2.2. L'anomalie de Gadolinium

Les Terres Rares (REE) sont des éléments naturellement présents à l'état de trace dans les eaux naturelles superficielles et souterraines : leur concentration dans les eaux est principalement héritée de l'interaction eau-roche. Cette signature correspond au bruit de fond géochimique naturel en terres rares des eaux. Occasionnellement, leur distribution naturelle peut être modifiée par des apports d'origine anthropique (Bau and Dulski, 1996 ; Elbaz-Poulichet et al., 2002). Cette perturbation, rencontrée essentiellement dans les zones densément peuplées et les régions industrialisées, consiste principalement en une anomalie positive de Gadolinium (Gd), une des 14 terres rares. Le Gadolinium naturel présente de très faibles concentrations dans les eaux, variant de 0,1 ng/l en contexte karstique à 2 ou 3 ng/l en contexte granitique.

Gd est utilisé comme agent contrastant en Imagerie par Résonance Magnétique (IRM). Le complexe le plus courant est l'acide gadopentétique [$Gd(DTPA)^-$], très stable et très soluble. Administré par injection aux patients subissant des IRM (en moyenne 1 g de Gd par patient), il est rapidement excrété et rejeté dans les effluents hospitaliers ou dans le réseau de collecte des eaux usées. La concentration de Gd d'origine anthropique dans les effluents de stations d'épuration (STEP) peut ainsi être de 2 à 1000 fois supérieure aux concentrations naturelles de Gd, de l'ordre de 1 à 100 ng/l. Lorsque des eaux souterraines sont impactées par l'infiltration d'eaux usées, elles peuvent présenter une anomalie positive de Gadolinium, révélatrice de la présence involontaire ou volontaire d'eaux usées (Rabiet et al., 2009 ; Kulaksiz and Bau, 2011).

La détermination de Gd dans les eaux souterraines du bassin du Lez a donc pour objectif de mettre en évidence des éventuelles concentrations anormales, témoin de la présence ou de l'infiltration d'eaux usées dans les différents compartiments aquifères.

L'abondance naturelle des terres rares (REE) diffère selon que l'élément a un numéro atomique pair ou impair. Afin de masquer ces variations de concentration, les concentrations sont par convention normalisées à celles d'un matériau de référence, le North American Shales Composite pour les sédiments et les eaux. Les REE normalisées sont notés REE_N. Les spectres de Terres Rares sont obtenus en divisant les concentrations de chaque terre rare par celles de la référence NASC. Ce système de représentation est très utile car il permet de visualiser très rapidement toute déviation par rapport à la référence. Les échantillons pour lesquels les terres rares sont présentes une à une dans les mêmes proportions que dans le composite de référence sont caractérisés par un spectre plat.

De même si l'on observe une déviation d'un élément par rapport à ses voisins, on parlera d'anomalie. Les anomalies sont quantifiées en calculant le rapport entre la concentration normalisée de l'élément dans l'échantillon et la concentration normalisée que devrait avoir cet élément dans le cas où il n'y aurait aucune anomalie, c'est-à-dire en moyennant les concentrations normalisées des plus proches voisins de cet élément.

L'anomalie de Gadolinium est calculée en effectuant le rapport de la concentration mesurée normalisée en Gd($Gdmes_N$) et la concentration théorique normalisée ou naturelle ($Gdnat_N$) calculée en effectuant une interpolation par rapport à ses plus proches voisins, le Samarium et le Terbium. L'anomalie de Gadolinium (Gd*) est calculée selon l'équation suivante :

$$Gd^* = Gd_{mesN} / Gd_{natN} = Gd_{mesN} / (Sm_N \times 0{,}33 + Tb_N \times 0{,}67)$$

avec :

Gd_{mesN} : concentration en Gd mesurée normalisée
Gd_{natN} : concentration naturelle ou théorique normalisée en Gd
Sm_N : concentration mesurée normalisée en Sm
Tb_N : concentration mesurée normalisée en Tb

Une anomalie naturelle de Gd dans les eaux est signalée dans la littérature, mais elle demeure faible et n'excède jamais 1,5. Il est établi que toute anomalie supérieure à cette valeur traduit un excès de gadolinium qui ne peut être que d'origine anthropique.

Les profils de REE normalisés pour la campagne d'étiage d'août 2010 sont présentés dans la Figure 47.

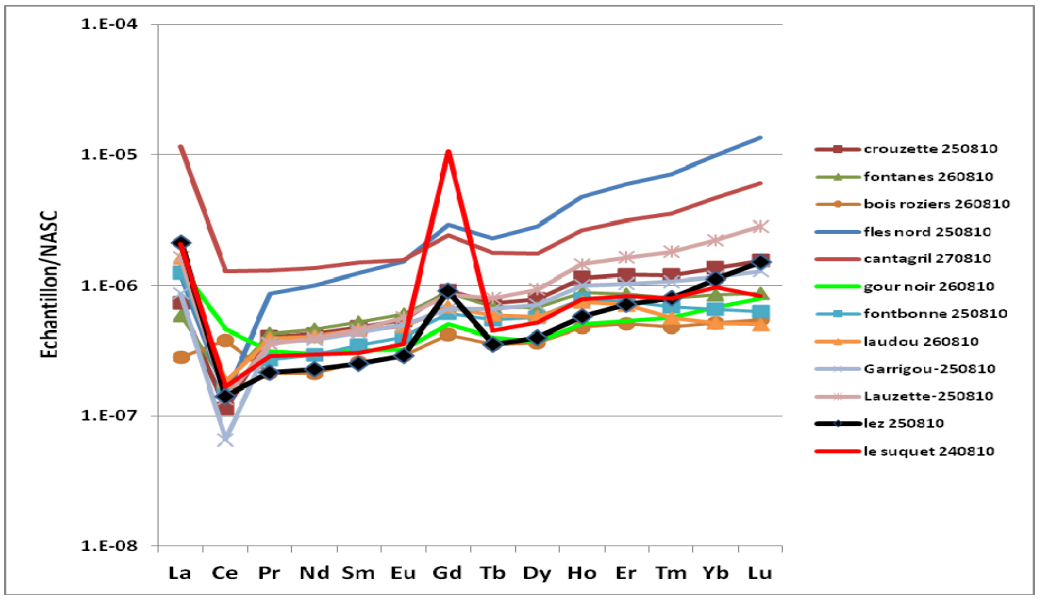


Figure 47: Campagne d'étiage d'août 2010- profils des REE dans les eaux

Deux échantillons, la source du Lez et le forage du Suquet, montrent des anomalies de Gadolinium d'origine anthropique (Gd* = 2,86 et 26,75 respectivement). Ces anomalies traduiraient une contamination d'origine anthropique par les effluents de STEP ou des rejets d'assainissement autonomes ou des fuites du réseau d'assainissement.

Le Tableau 14 synthétise l'ensemble des valeurs de l'anomalie de Gd dans l'ensemble des échantillons pour lesquels les Terres Rares ont été analysées. Les anomalies d'origine anthropique sont reportées en rouge. A part les anomalies importantes mesurées dans les stations d'épuration, peu d'échantillons montrent une faible anomalie de Gd d'origine anthropique : Crouzette du 25/05/2011 (Gd* = 1,62), source du Lez (02/09/2009, Gd*=1,56 ; 25/08/2010, Gd*=2,86), source de Restinclières (20/12/2010, Gd*=1,57 ; 17/03/2011, Gd*=1,58). Seul le forage pour AEP du Suquet, prélevé en août 2010, présente une importante anomalie de Gd (Gd* = 26,75) qui atteste la présence d'eaux usées.

Site	Gd*
Bois des roziers 260810	1,30
Cantagril 270810	1,45
Coutach 260810	0,94
Crouzette 100411	1,36
Crouzette 250511	1,62
Crouzette 250810	1,42
Fles nord 250810	1,51
Fleurette 040111	1,28
Fleurette 140311	1,43
Fleurette 170311	1,37
Fleurette 201210	1,25
Fleurette 210311	1,36
Fontanes 260810	1,40
Fontbonne 250810	1,28
Fontreboule	1,47
Garrigou-250810	1,12
Gour noir 260810	1,34
Laudou 260810	1,25
Lauzette-250810	1,24
Le Crès 240810	1,40
Le Suquet 240810	26,75
Lez 020909	1,56
Lez 270510	1,30
Lez 250810	2,86
Lez 201210	1,29
Lez 040111	1,27
Lez 140311	1,48
Lez 170311	1,43
Lez 210311	1,46
Lez 280311	1,50
Lirou 270510	1,17
Lirou 040111	1,23
Lirou 140311	1,43
Lirou 170311	1,41
Lirou 210311	1,43
PERRIER F40 150411	1,24
Restinclières 270510	1,41
Restinclières 040111	1,33
Restinclières 201210	1,57
Restinclières 140311	1,48
Restinclières 170311	1,58
Restinclières 210311	1,40
Pluie Sauteyrargues	1,26
STEP Valflaunès	4,80
STEP Viols-le-Fort	100,81

Tableau 14: Anomalies de Gadolinium (Gd) mesurées sur les différents sites étudiés*

4.2.3. Les résidus médicamenteux

Lorsque les molécules utilisées à des fins thérapeutiques ou de diagnostic ne sont pas totalement dégradées dans l'organisme, elles sont excrétées principalement dans les selles et les urines sous leur forme initiale ou sous la forme d'un ou plusieurs métabolites. Ces résidus de médicaments humains ou vétérinaires peuvent, après plusieurs étapes, être rejetés dans le milieu naturel. A noter que sur le bassin hydrogéologique du Lez, les activités d'élevages agricoles sont peu développées et que par conséquent ce sont les rejets d'origine humaine qui représentent l'essentiel des résidus médicamenteux.

Les niveaux de concentration dans les eaux naturelles varient selon la stabilité chimique, la biodégradabilité, les caractéristiques physico-chimiques des molécules et les performances des stations d'épuration. De nombreuses études ont montré la présence de molécules à usage thérapeutique à des concentrations pouvant varier du nanogramme par litre à plusieurs microgrammes par litre dans les eaux de surface ou les eaux souterraines (Afssa, 2008 ; Loos et al., 2010 ; Anses, 2011 ; Vulliet et Cren-Olive, 2011).

Parmi ces résidus de médicaments, la carbamazépine[3] (et son métabolite, l'époxycarbamazépine) est généralement l'un des plus fréquemment détectés dans l'environnement aquatique, bien qu'elle soit excrétée non métabolisée en seulement quelques pour cents. La carbamazépine est connue comme étant une molécule peu éliminée dans les stations de traitement par boues activées, les pourcentages d'élimination étant inférieurs à 20 % (Clara et al., 2005, Santos et al., 2007). Dans les eaux de surface et souterraines, la carbamazépine est fréquemment retrouvée dans des gammes de concentration allant de quelques dizaines à quelques centaines de ng/L. La carbamazépine a été proposée comme marqueur des eaux usées, les apports au milieu étant liés à son usage en thérapeutique humain (Clara et al., 2004). Le traceur carbamazépine aurait un caractère prédictif par rapport à la présence d'autres médicaments.

Les résultats du suivi effectué sur les quatre sources principales du bassin du Lez sont présentés dans le Tableau 15.

Pour la plupart des points échantillonnés à différentes périodes du cycle hydrologique (Tableau 15), les teneurs en carbamazépine et époxycarbamazépine sont inférieures à la LD (3 ng/l) ou LQ (respectivement 10 et 5 ng/l, Tableau 4). La source du Lez présente cependant des teneurs ponctuellement supérieures à 10 ng/l en carbamazépine, notamment en hautes et moyennes eaux. A part l'échantillon de la source de Restinclières du 11/04/11, les sources temporaires présentent des valeurs inférieures aux seuils de détection ou de quantification. Ainsi, l'aquifère karstique du Lez semble peu impacté par les résidus médicamenteux. Les valeurs supérieures à 10 ng/l mesurées à la source du Lez restent très faibles pour la carbamazépine. L'impact de la contamination des eaux souterraines par les résidus médicamenteux est donc très restreint, même si ponctuellement des « pics » de carbamazépine indiquent une contamination de la source du Lez par des eaux usées.

[3] La carbamazépine est utilisée en première intention pour traiter les crises épileptiques tonico-cloniques partielles mais elle est également prescrite pour les névralgies du trijumeau et des maladies neuropsychiatriques telles que les troubles bipolaires. L'épilepsie a une prévalence estimée entre 5‰ et 8‰ dans les pays développés. En conséquence, la consommation de Carbamazépine reste relativement constante en France

Source	Date	Carbamazépine	Epoxycarbamazepine
		ng/l	ng/l
Source du Lez	07/04/10	<LQ	nm
Source du Lez	20/04/10	<LQ	nm
Source du Lez	07/05/10	19,32	nm
Source du Lez	20/05/10	5,5	nm
Source du Lez	27/05/10	< LQ	nm
Source du Lez	17/01/11	< LD	< LD
Source du Lez	31/01/11	< LD	< LD
Source du Lez	28/02/11	< LD	< LD
Source du Lez	14/03/11	6,0	< LD
Source du Lez	21/03/11	5,0	< LD
Source du Lez	28/03/11	< LD	< LD
Source du Lez	11/04/11	< LD	< LD
Source du Lez	26/04/11	< LD	< LD
Source du Lez	09/05/11	< LD	< LD
Source du Lez	23/05/11	10,1	<LQ
Source du Lez	07/06/11	19,1	<LQ
Source du Lez	20/06/11	15,3	<LQ
Source du Lez	18/07/11	11,8	<LQ
Source du Lez	29/08/11	7,2	<LQ
Restinclières	17/03/11	< LD	< LD
Restinclières	21/03/11	< LD	< LD
Restinclières	28/03/11	< LD	< LD
Restinclières	11/04/11	22,1	3,0
Restinclières	26/04/11	< LD	< LD
Restinclières	09/05/11	< LD	< LD
Restinclières	23/05/01	< LD	< LD
Restinclières	07/06/11	< LD	< LD
Fleurette	21/03/11	< LD	< LD
Lirou	17/03/11	< LD	< LD
Lirou	21/03/11	< LD	< LD

Tableau 15 : Concentrations en carbamazépine et époxycarbamazépine pour les 4 sources. LD : Limite de détection et LQ : Limite de quantification (Tableau 4)

A titre informatif, l'Anses (2011) a mis en œuvre une étude sur les résidus médicamenteux dans les eaux destinées à la consommation humaine afin d'estimer leur occurrence par une campagne nationale de prélèvements et d'analyses. Environ 280 échantillons d'eaux brutes et traitées ont été analysés (2/3 des échantillons étant des eaux produites à partir d'eaux d'origine souterraine et 1/3 des eaux produites à partir d'eaux d'origine superficielle). La carbamazépine et l'époxycarbamazépine font partie des molécules les plus fréquemment détectées (hors caféine). Elle est détectée dans 30 % des eaux brutes alors que l'époxycarbamazepine est détectée dans 21 % des eaux brutes. Les concentrations maximales individuelles en carbamazépine et en époxycarbamazépine retrouvées sont respectivement de 48 ng/L et de 8 ng/L pour les eaux brutes. Au cours de travaux sur la recherche de résidus de médicaments en France, E. Vulliet et C. Cren-Oliv (2011) ont souligné la présence de la carbamazépine dans 70 % des eaux souterraines échantillonnées avec une concentration moyenne de 10,4 ng/L. Dans

une étude réalisée en Europe, la carbamazépine a été détectée dans 42 % des échantillons d'eaux souterraines à une concentration moyenne de 12 ng/L et une concentration maximale à 390 ng/L (Loos et al., 2010).

4.2.4. Conclusion concernant l'impact de la contamination domestique sur l'aquifère du Lez

Les anomalies de Gadolinium, les composés organostaniques et les résidus médicamenteux (carbamazépine et époxycarbamazépine) présentent des valeurs en général faibles sur l'ensemble des sites suivis (sources, forages) sur l'hydrosystème karstique du Lez ou sur les systèmes karstiques voisins pouvant être liés à ce dernier. Toutefois, la présence ponctuelle de ces composés d'origine anthropique dans les eaux souterraines atteste de l'impact de rejets d'eaux usées traitées ou non issus des STEP et/ou des assainissements présents sur le bassin. Les pics de contamination apparaissent généralement en hautes ou moyennes eaux et sont plus visibles sur les sources. Leur suivi a été en effet effectué de façon régulière à différentes périodes du cycle hydrologique, ce qui n'est pas le cas des forages, prélevés uniquement à l'étiage. La source du Lez présente des valeurs généralement plus élevées que celles des sources temporaires (Lirou, Fleurette, Restinclières). L'étude de la fluorescence de la MOD couplée à la bactériologie (notamment E. Coli, 3.4.4) a montré que l'impact de la contamination domestique pouvait être important, spécialement au moment des crues de reprise automnale. La mise en évidence de flux d'infiltration rapide arrivant à l'exutoire de la source du Lez en quelques jours démontre la vulnérabilité de cette dernière face à des flux de contaminants anthropiques, principalement liés à la pollution domestique. Des informations complémentaires quant à la localisation, les flux de rejets des STEP et la vulnérabilité de l'aquifère seront présentées dans la partie 5.5.

5. Vulnérabilité de l'aquifère karstique du Lez

5.1. INTRODUCTION

L'un des objectifs de l'atelier 2 est de cartographier la vulnérabilité de l'aquifère karstique à l'aide des recommandations du guide rédigé par le BRGM pour l'ONEMA et de caractériser l'évolution de l'occupation du sol et son impact potentiel sur la qualité de l'eau. Le délivrable initialement prévu (produit L.2.5) abordant ces aspects a été intégré dans ce rapport.

L'objectif de ce chapitre est de présenter la méthode utilisée pour cartographier la vulnérabilité de l'aquifère karstique, les cartes des différents paramètres ainsi que l'analyse des résultats, d'une part et d'autre part, d'analyser l'évolution de l'occupation des sols, puis de comparer les cartes d'occupation du sol avec les zones de vulnérabilité d'intensité différente.

5.2. CARTOGRAPHIE DE LA VULNERABILITE

5.2.1. Rappel sur la vulnérabilité et la méthode PaPRIKa

La cartographie de la vulnérabilité est réalisée selon la méthode PaPRIKa qui a fait l'objet d'un guide méthodologique (ONEMA-BRGM) (Dörfliger et al., 2010 ; BRGM RP-57527-FR). La vulnérabilité intrinsèque de la ressource est concernée par l'application de cette méthode. La définition de la vulnérabilité ainsi que les principes de la méthode sont rappelés ci-dessous.

La vulnérabilité

La vulnérabilité, terme défini notamment en 1970 par Albinet et Margat, est la possibilité qu'a un contaminant de percoler de la surface jusqu'au réservoir d'eau souterraine dans des conditions naturelles (transfert vertical). Cette définition a été reprise et complétée, notamment en distinguant la vulnérabilité intrinsèque de la vulnérabilité spécifique (liée à un contaminant particulier) (Foster, 1987 ; Margat et Suais 1987, Vrba et Civita, 1994).

La **vulnérabilité intrinsèque** est ainsi définie comme étant le terme utilisé pour représenter les caractéristiques géologiques et hydrogéologiques naturelles qui déterminent la sensibilité des eaux souterraines à la contamination par les activités anthropiques. C'est une propriété générale, non mesurable et sans dimension.

Deux distinctions doivent également être faites, d'une part la vulnérabilité de la ressource et d'autre part la vulnérabilité de la source. La **vulnérabilité de la ressource** : il s'agit de caractériser la vulnérabilité du transfert potentiel du contaminant au sein de la zone d'infiltration jusqu'à la surface de l'eau souterraine. Il s'agit de caractériser des zones qui influencent la qualité de l'eau à la source, de manière permanente, constituant un bruit de fond (pollution diffuse). La **vulnérabilité de la source** ou du captage doit être caractérisée en prenant en considération les caractéristiques du transit vertical et horizontal jusqu'à l'exutoire du système. Il s'agit d'identifier des zones plus vulnérables vis-à-vis de pollutions accidentelles et qui vont permettre le transit rapide et massif vers le captage (source, forage).

La méthode PaPRIKa

PaPRIKa dont l'acronyme signifie **« P**rotection des **a**quifères karstiques basée sur la **P**rotection, le **R**éservoir, l'**I**nfliltration et le degré de **Ka**rstification », est une **méthode multicritère à index avec système de pondération** dont les critères sont sélectionnés en fonction des caractéristiques de structure et de fonctionnement des aquifères karstiques.

La méthode PaPRIKa est une méthode spécifiquement développée pour les aquifères karstiques. Ainsi, la méthode ne s'applique pas sans discernement pour tous les aquifères carbonatés. Si l'aquifère carbonaté n'est pas caractérisé par un fonctionnement karstique[4], l'aquifère est considéré comme un aquifère fissuré, pour lequel la méthode PaPRIKa ne s'applique pas. La méthode est appliquée à l'ensemble du bassin hydrogéologique, ainsi qu'aux bassins versants des pertes associées, même si ceux-ci ne reposent pas nécessairement sur des formations carbonatées karstiques. C'est le cas du bassin hydrogéologique de la source karstique du Lez où les bassins versants des pertes ont été pris en considération ; ils sont situés en grande partie sur des terrains carbonatés, ou sur les formations de couverture à dominance carbonatée et marneuse.

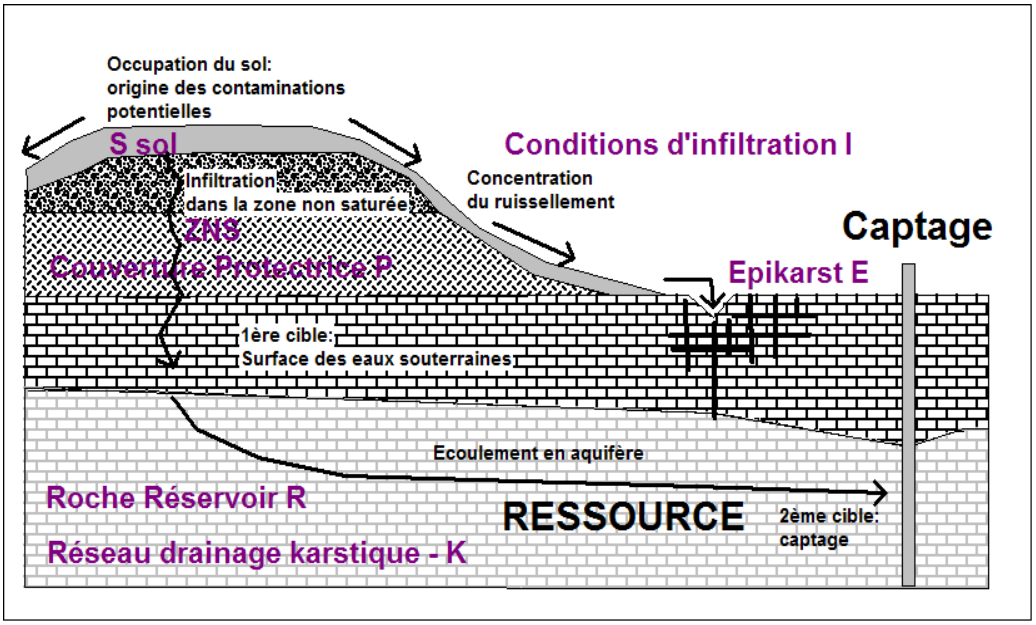


Figure 48 : Schéma conceptuel d'un aquifère karstique avec le positionnement des différents critères (d'après COST 620, Zwahlen et al.2004)

La méthode PaPRIKa est une méthode de cartographie à index à pondération des critères. Le choix des critères est en adéquation avec la spécificité en termes de structure et de fonctionnement des aquifères karstiques. Les critères sont au nombre de 4, à savoir (i) le critère P pour couverture protectrice résultant de la combinaison la plus protectrice entre les critères S Sol s.l., la lithologie, l'épaisseur et la fracturation de la zone non saturée (ZNS) et le critère E pour fonctionnement épikarstique, (ii) le critère R pour la nature de la roche du réservoir souterrain, (iii) le critère I pour la nature de l'infiltration (diffuse ou ponctuelle au niveau de

[4] Pour la caractérisation d'un aquifère karstique, se rapporter au guide méthodologique concernant les outils de l'hydrogéologue pour les aquifères karstiques (Dörfliger et al, 2010 – guide ONEMA-BRGM).

phénomènes exokarstiques) et (iv) le critère Ka pour le degré de karstification et le fonctionnement du système karstique (Figure 48 et Figure 49).

Les cibles de la méthode PaPRIKa sont d'une part la **ressource** et d'autre part le **captage**. L'essentiel des critères permet de caractériser le transfert depuis la surface vers la zone saturée, donc la ressource ; le transfert au sein de la zone saturée est pris en considération dans un deuxième temps, avec une notion de vitesse de transfert basée sur les résultats d'essais de traçage artificiel. L'intégration de cette notion dans le critère Infiltration modifiée, à la carte de vulnérabilité de la ressource permet d'obtenir une carte de vulnérabilité du captage qui servira à la délimitation des périmètres de protection.

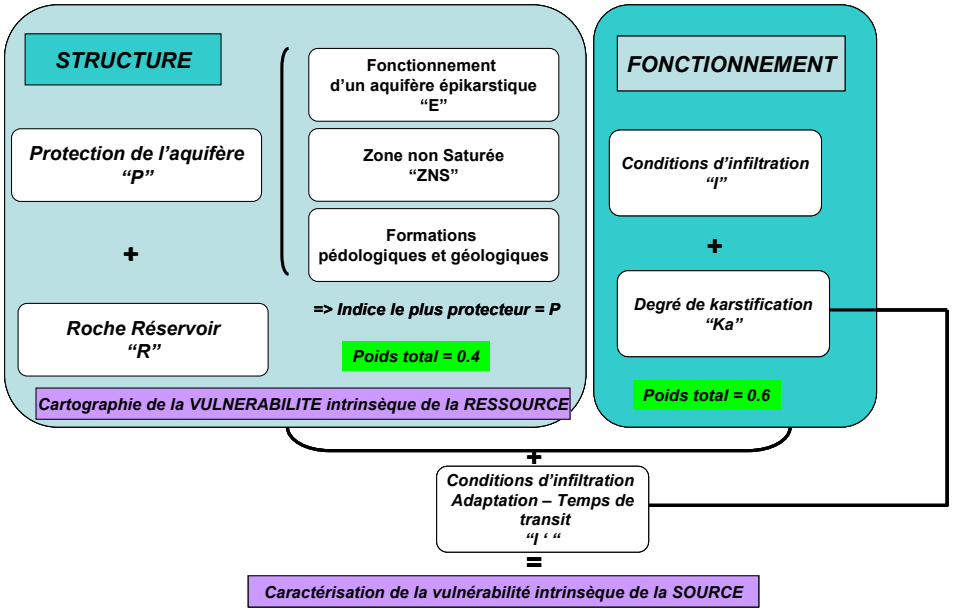


Figure 49 : Organisation des différents critères de la méthode PaPRIKa en fonction de la structure et du fonctionnement des aquifères karstiques

La méthode de cartographie de la vulnérabilité PaPRIKa est mise en œuvre selon 6 étapes principales, à l'échelle d'un bassin d'alimentation d'un captage ou d'un ensemble de bassins d'alimentation, dont le contour a été déterminé au préalable :

(1) séparation du bassin en zones karstiques et non karstiques (dans le cas d'un système karstique binaire). Les deux parties du bassin seront traitées séparément : pour la partie karstique, tous les critères doivent être cartographiés, tandis que pour la partie connexe seuls les critères P et I seront cartographiés ;

(2) cartographie de chaque critère à l'échelle adaptée à la dimension du bassin d'alimentation (1/10 000 à 1/50 000). Chaque critère est subdivisé généralement en 5 classes matérialisées par un indice compris entre la valeur 0 (vulnérabilité minimale) et la valeur 4 (vulnérabilité maximale). Cette étape de cartographie est réalisée à l'aide d'un logiciel de système d'information géographique permettant la transformation du format vectoriel au format raster (Mapinfo + module Vertical mapper, ArcInfo avec le module Spatial Analyst, IDRISI, …), à partir de données disponibles sous forme de cartes, d'observations et d'acquisition de données sur le terrain. Les points d'acquisition sur le terrain sont référencés et reportés sur les cartes. Ils constituent des indices de terrain ou indices de confiance lors de l'établissement de la carte de critère et la carte finale. Ces points sont renseignés dans une base de données assortie d'une banque d'images ;

(3) discrétisation des cartes. La taille du pixel est à définir en fonction de la taille des objets à cartographier, notamment au niveau du critère I ; la plupart du temps, la résolution sera celle du modèle numérique de terrain disponible utilisé (50mx50m ou de préférence 25mx25m) ;

(4) calcul de l'indice de vulnérabilité global Vg en chaque maille. L'indice de classe de chaque critère est multiplié par le facteur de pondération du critère considéré. Les valeurs obtenues pour les 4 critères sont additionnées en chaque pixel, afin d'obtenir l'indice de vulnérabilité global Vg. Il s'agit donc d'une superposition des 4 cartes afin d'obtenir une carte de la répartition de l'indice Vg ;

(5) étape de reclassification. La valeur de l'indice Vg est ensuite subdivisée en 5 classes équidistantes de vulnérabilité traduisant la sensibilité du milieu aux influences naturelles et anthropiques à un instant donné. Des modifications de l'occupation du sol ne sont pas prises en considération ;

(6) étape de vérification. Confrontation de la carte de vulnérabilité avec les données de terrain (données ponctuelles brutes avant interpolation) et les cartes de chaque critère indexé afin de vérifier qu'il n'y ait pas d'incohérence flagrante.

5.2.2. Cartographie du bassin d'alimentation de la source du Lez

Le bassin d'alimentation de la source karstique du Lez est situé dans le département de l'Hérault. La source du Lez correspond à l'exutoire principal des massifs calcaires des garrigues au nord de Montpellier. Le relief est dominé par des collines et plateaux de basse altitude dominé par le Pic Saint Loup (658 m NGF) et les falaises de l'Hortus (512 m NGF).

Les formations géologiques qui sont susceptibles de jouer un rôle de réservoir directement ou indirectement sollicité par l'exploitation ponctuelle des ressources en eau au niveau du captage de la source du Lez sont comprises dans des limites géographiques qui peuvent être ainsi définies :

- au sud, le front du pli de Montpellier, qui représente l'accident majeur chevauchant vers le nord, mis en place lors de la tectonique liée à l'orogenèse pyrénéo-alpine ;

- à l'ouest, le fleuve Hérault, avec un écoulement superficiel permanent sur tout son parcours et qui constitue une limite à potentiel constant en même temps qu'un axe de drainage secondaire, la source du Lez assurant le drainage principal du système aquifère ;

- au nord et à l'est, le fleuve Vidourle, temporaire dans son cours supérieur jusqu'à son passage à Sauve où il devient pérenne. Cette limite est plutôt géographique. Elle ne correspond, semblablement pas, à un axe de drainage.

L'étude menée par P. Berard dans les années 80 a permis de délimiter plusieurs unités hydrogéologiques au sein du système aquifère du Lez. La détermination de ces unités hydrogéologiques repose essentiellement sur des critères géomorphologiques, lithostratigraphiques et structuraux, ainsi qu'hydrogéologiques (essais de traçage artificiels). Neuf unités hydrogéologiques principales sont distinguées :

- les unités de Fontcaude (1), de la Celette (2) et de Monnier (3), situées en rive gauche de l'Hérault qui constitue à la fois un axe de drainage et une limite à potentiel constant ;

- les unités de Viols-le-Fort (4) et de Saint-Martin-de-Londres_Hortus-Pompignan (5) qui sont reliées au système Lez, au travers ou par l'intermédiaire de la faille de Corconne-Matelles ;

- l'unité de Coutach (6), plutôt en relation avec le Vidourle, et l'unité de Liouc-Bois de Paris (7) dont l'émergence principale est représentée par la source de Fontbonne ;

- l'unité du Lez (8) subdivisée en trois sous-ensembles suivant les limites correspondant aux accidents structuraux principaux de cette unité. L'exutoire principal du système aquifère, la source du Lez, et les sources temporaires de la Fleurette et du Gour Noir se trouvent au sein de cette unité ;

- l'unité 9 regroupe les bassins de la bordure méridionale du système. Le rôle hydrogéologique de ce vaste secteur dépend de son effet de limite, totalement ou partiellement imperméable.

Les directions des écoulements souterrains au travers ou à l'intérieur de ces unités s'effectuent à la faveur de fissures, fractures et chenaux formant le réseau karstique et qu'il est rare de pouvoir localiser. Entre les zones d'alimentation du réservoir (impluvium), définies par les apports directs des précipitations efficaces sur les calcaires affleurant ou par les apports indirects à partir des pertes des cours d'eau superficiels, et les axes de drainage ou exutoires principaux des unités, les relations entre les différentes unités hydrogéologiques ont été démontrées par traçage. Cependant la géométrie du réseau de conduits karstiques du système entier n'est pas connue avec précision. L'aquifère comporte vraisemblablement deux axes de drainage.

Le premier, de direction NE-SW, d'une quinzaine de kilomètres d'extension et parallèle à la faille des Matelles-Corconne. Le second, de direction NW-SE et au droit duquel se trouvent les sources du Lez et du Lirou.

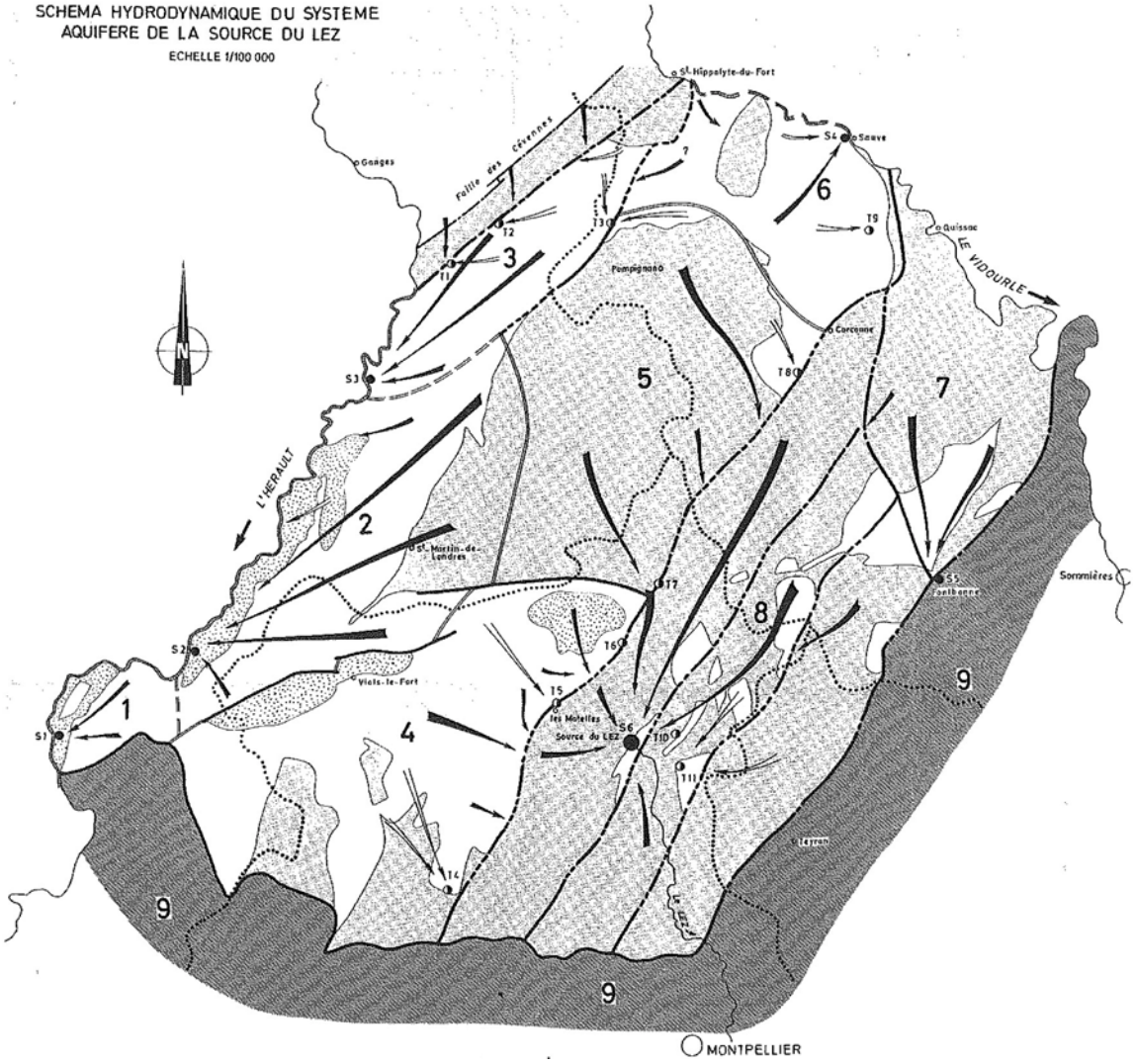


Figure 50 : Schéma hydrogéologique du système aquifère du Lez (Bérard, 1983)

Les formations dominantes sont essentiellement carbonatées avec :

- les marnes, les calcaires et les dolomies du Jurassique inférieur et moyen, représentés dans les secteurs de Fontcaude et des Fontanilles et affleurant au cœur des structures anticlinales de Viols-le-Fort et du Pic Saint-Loup ;

- les calcaires argileux, les calcaires massifs et les marno-calcaires du Jurassique supérieur qui affleurent beaucoup à l'ouest de la faille des Corconne-Matelles ;

- les marnes, les calcaires bioclastiques et les calcaires graveleux du Crétacé inférieur très bien représentés par les causses de Pompignan et de l'Hortus, ainsi qu'à l'Est de la faille des Corconne-Matelles ;

- ces séries marines, émergées et karstifiées dès le Crétacé moyen sont recouvertes à partir du Rognacien-vitrollien puis à l'Eocène par des marnes et des calcaires lacustres. A l'Oligocène des sédiments détritiques continentaux viennent recouvrir ces dernières formations ou reposent directement sur les séries jurassiques ou crétacées ;

- le réservoir karstique principal, connu, comprend à sa base les termes calcaires et dolomitiques du Jurassique moyen et à son sommet les calcaires argileux et les calcaires massifs du Jurassique supérieur (incluant les calcaires du Berriasien). Une série marneuse, callovo-oxfordienne, relativement fine (environ 150 m), sépare localement ces deux aquifères.

La zone d'étude a été définie comme l'enveloppe supérieure entre le périmètre de protection éloignée (superficie : 466,8 km^2) et le bassin d'alimentation (395,8 km^2) défini par Bérard (1983), hormis au sud du captage où le bassin d'alimentation présumé s'étend sous couverture et la zone d'étude a été en conséquence limitée au périmètre de protection éloignée (Figure 51). Cette extension importante de la zone d'étude (superficie : 495 km^2) permettra d'obtenir de l'information sur la vulnérabilité dans la totalité du périmètre de protection éloignée ainsi que sur certaines zones extérieures situées dans le bassin d'alimentation présumé.

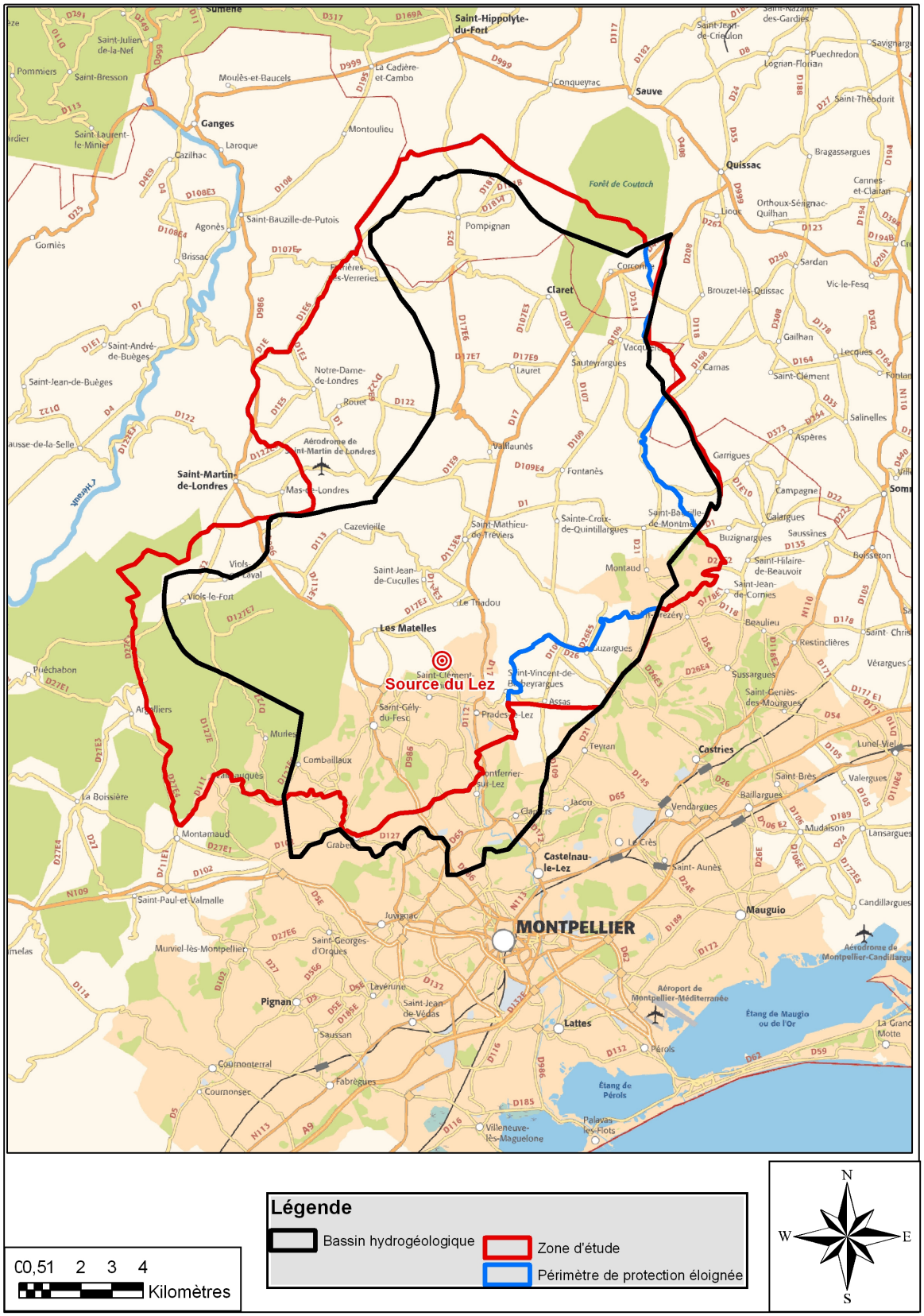


Figure 51 : Délimitation de la zone d'étude pour la cartographie de la vulnérabilité (bassin hydrogéologique = bassin d'alimentation)

5.2.3. Carte du critère de protection P

Le critère P est un critère de protection vis-à-vis de l'infiltration ; il caractérise l'aptitude à stocker de manière temporaire l'eau à proximité de la surface, celle-ci générant un effet de retard sur l'infiltration. Il dépend d'une part du critère « Sol ou Couverture pédologique » (S), d'autre part du critère « aquifère épikarstique » (E) et finalement de la nature, de l'épaisseur et de la fracturation de la zone non saturée « ZNS ». Le critère le plus protecteur vis-à-vis d'un transfert de contaminant vers la ressource ou vers la source est retenu, parmi ces critères, dans le cas où l'ensemble des critères peut être caractérisé. Le croisement des cartes des différents critères, à l'aide d'un logiciel SIG, permet de retenir l'indice minimum d'un des critères présents.

En revanche dans les bassins versants où le ruissellement vers un point d'infiltration préférentielle est observé – pertes -, le critère P caractérise l'état de la surface vis-à-vis du refus à l'infiltration. Cet état de surface est défini ci-dessous.

Sélection des pertes

Les principales pertes présentes dans la zone d'étude sont localisées sur la

Figure 52. L'identification des bassins des pertes à prendre en compte dans l'approche repose en grande partie sur les résultats des traçages récents et anciens (voir rapport BRGM/RP-61612-FR ; Leonardi et al. 2012). Sont distinguées, les pertes tracées antérieurement (résultat positif ou négatif/incertain au Lez), les pertes tracées dans le cadre du projet Lez-GMU (résultat négatif, positif ou incertain au Lez) et les autres pertes.

L'analyse et classification des bassins de pertes est synthétisée au Tableau 16. Trois types de pertes ont été identifiées : (i) les pertes pour lesquelles un traçage négatif avéré exclut une connexion avec la source du Lez (code 0) ; (ii) les pertes pour lesquelles une connexion est supposée mais pas démontrée par traçage (code 1) ; (iii) les pertes pour lesquelles une connexion a été démontrée par traçage (code 2). Dans la suite de la démarche de calcul de la vulnérabilité, les bassins versants des pertes dont la connexion avec la source du Lez est présumée (code 1) ou avérée (code 2) seront traités comme des bassins de pertes, tout en différenciant les premiers des seconds au moyen d'un liseré spécifique (

Figure 52). La superficie totale des bassins versants de pertes dont la connexion avec la source du Lez est présumée ou avérée est de 118,1 km^2.

Perte	Caractéristiques	Classe (0,1 ou 2)
Aven Vidal (A=1,483 km^2)	A proximité de la Grotte de la Fausse Monnaie (tracée positivement)	1 (pas de traçage réalisé)
Boulidou des Matelles (A=8,901 km^2)	Boulidou/perte le long du Lirou	2 (traçage positif en 1956)
Pertes du Lirou aval (A=30,298 km^2) et Lirou amont	situées à proximité de zones de failles (Matelles-Corconne) –	2 (traçage positif en 1997 lors de l'étude pour le Lien)
Perte du Triadou (sur le Terrieu) (A=9,633 km^2)	Mentionnée comme infiltrante par Joseph (1988)	1 (pas de traçage réalisé)
Perte de Yorgues	à proximité de zones de failles (Matelles-Corconne)	2 (traçage positif en 1962)
Perte du Terrieu aval (A=29,957 km^2)		2 (traçage positif en 1977)
Perte du Terrieu amont (SBV du Lirou)		2 (traçage positif en 1977)
Perte du Brestalou de Lauret (amont) (A=3,108 km^2)		2 (traçage positif en 1976)
Perte du Brestalou de Lauret (aval) (A=8,287 km^2)		1 (pas de traçage réalisé)
Perte du Brestalou de Claret (A=16,761 km^2)		2 (traçage GMU 2012 confirmé)
Perte du ruisseau d'Artigues (A=9,630 km^2)	Située à l'extrémité Nord du bassin d'alimentation	1 (traçage incertain)
Perte de la Tourquille (= Gornies)	Située en-dehors du bassin d'alimentation présumé	0 (traçage GMU 2013 négatif)

Tableau 16 : Synthèse et classification des bassins versants de pertes étudiés (0 : perte non retenue car traçage négatif avéré ; 1 : perte avec connexion supposée en l'absence de traçage avéré ; 2 : perte avec connexion démontrée par traçage)

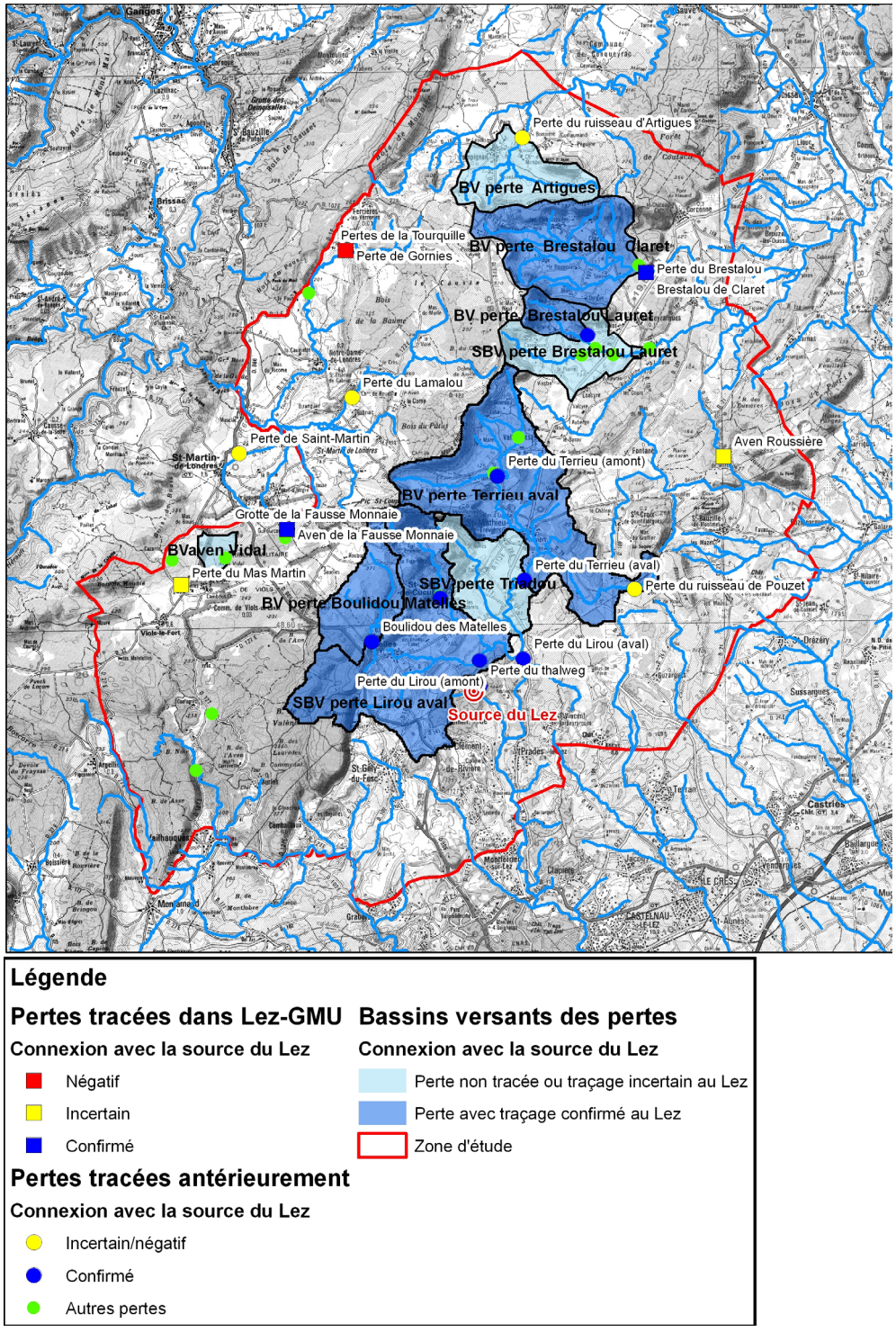


Figure 52 : carte des principales pertes et bassins des pertes sur la zone d'étude

L'état de surface

L'état de surface est pris en compte dans les bassins versants des pertes au sein desquelles du ruissellement est constaté de façon temporaire ou pérenne. **L'état de surface est le seul critère à renseigner** au niveau de ces bassins versants, pour définir le critère P (Tableau 17).

	ETAT DE SURFACE dans les bassins versants des pertes	
Indice	**Vulnérabilité**	
P1	Faible	terrains caractérisés par de fortes perméabilités : graviers et conglomérats non cimentés
P2	Modérée	terrains caractérisés par des perméabilités moyennes : arènes granitiques (faciès d'altération - érosion de massif granitique), sables, calcaires
P3	Elevée	terrains caractérisés par des perméabilités faibles : grès peu fissurés, conglomérats cimentés, roches magmatiques et métamorphiques saines (granites, gneiss, basaltes)
P4	Très élevée	terrains caractérisés par des perméabilités très faibles : argiles, marnes zones de cours d'eau pérenne ou temporaire

Tableau 17 : Description de l'état de surface dans les bassins versants des pertes

Dans les bassins versants de pertes, l'état de surface peut favoriser ou retarder le ruissellement de l'eau, et ainsi le transport de polluants vers la perte. Cet état est contrôlé par la nature de la roche à l'affleurement (plus ou moins perméable) et/ou l'existence des formations superficielles imperméables. L'existence d'une surface de faible perméabilité qui ne permet pas l'infiltration verticale, mais qui collecte et dirige les eaux vers un point d'engouffrement, constitue un élément de vulnérabilité élevée. Cette classification est inverse de celle effectuée en-dehors des bassins de pertes.

Les cours d'eau situés en amont de ces pertes ainsi qu'une zone tampon de 50 mètres de part et d'autre du lit du cours d'eau, sont également représentés en tant que zones ayant un état de surface d'indice de valeur 4.

Les zones infiltrantes localisées dans les bassins des pertes empêchent un écoulement direct vers les pertes mais restent vulnérables vis-à-vis d'un transfert d'un éventuel polluant de la surface à la zone saturée de l'aquifère : par sécurité, elles ont été classées en P3 du point de vue du critère état de surface (Figure 53).

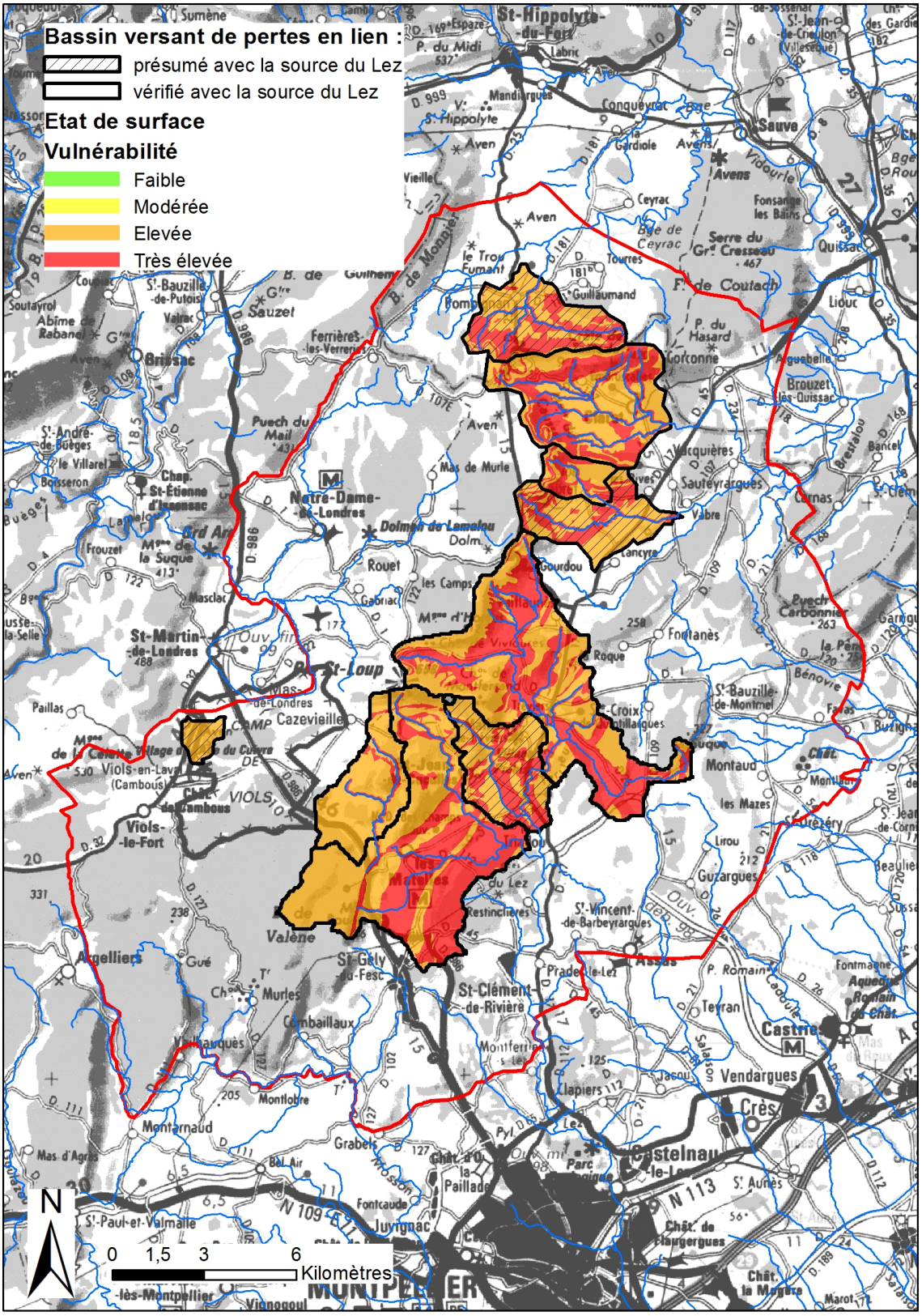


Figure 53 : Etat de surface dans les bassins versants des pertes

Critère E – Aquifère épikarstique

L'épikarst ou zone sous-cutanée correspond à la partie superficielle d'une formation carbonatée fortement altérée, située directement sous la surface du sol, sous la couverture pédologique lorsqu'elle est présente ou exposée à la surface. Son comportement hydrogéologique a été caractérisé par Drogue (1974 et 1992) et conceptualisé selon une approche systémique par Mangin (1975). La porosité et la perméabilité sont plus fortes à proximité de la surface, en d'autres termes, ces paramètres hydrodynamiques diminuent avec la profondeur. Par conséquent, l'eau qui s'infiltre suite à des précipitations peut être stockée au niveau de la base de l'épikarst. Ce niveau constitue ainsi un niveau d'aquifère perché. Cet aquifère perché est drainé verticalement dans la zone non saturée, via des fissures et fractures plus ou moins de grande dimension en fonction du degré de karstification du massif. Le contraste de porosité et perméabilité avec la profondeur peut ne pas exister ou n'être pas suffisant pour que cette zone sous-cutanée ait un fonctionnement de type épikarstique. La dimension verticale de la zone épikarstique peut être métrique à pluri-métrique, pouvant atteindre quelques 10 mètres voire plus. Le stockage temporaire d'eau d'infiltration donne également lieu à des sources, à l'existence d'exploitation par puits sur des plateaux (ex. Causses). Des sources temporaires peuvent exister à la limite inférieure de l'épikarst, considéré ainsi comme un aquifère épikarstique. Il est indispensable de prendre en considération le fonctionnement hydrogéologique de l'aquifère épikarstique dans la définition des indices de ce critère.

La mise en évidence d'une zone épikarstique n'est cependant pas toujours évidente, en particulier lorsqu'elle est recouverte. De plus, l'extension latérale de l'épikarst n'est pas forcément continue. L'identification de l'épikarst ne peut donc se faire qu'à partir d'observations au niveau d'affleurements le long de routes, dans des carrières, et de cartographie de points d'eau (sources temporaires attribuables à l'épikarst, avec repères altitudinaux, puits).

Indice	Vulnérabilité	
E1	Faible	aquifère perché avec présence de puits et d'un niveau piézométrique, voire d'un lac temporaire ;
E2	Modérée	aquifère épikarstique continu latéralement avec des sources temporaires d'un débit de l'ordre du litre/seconde et existence de puits collectant les eaux ; effet de stockage vérifié ;
E3	Elevée	existence d'un aquifère avec présence de sources de débits peu importants et d'une continuité latérale plus ou moins bien représentée ; l'effet retard est limité ;
E4	Très élevée	pas d'aquifère épikarstique

Tableau 18 : Description du critère E – « aquifère épikarstique »

Concernant la zone d'étude, d'après Drogue, un aquifère épikarstique est présent dans les unités de l'Hauterivien supérieur. Ces formations ont donc été classées en E2. Aucun épikarst n'a été observé au sein des autres formations carbonatée du bassin étudié (Figure 54).

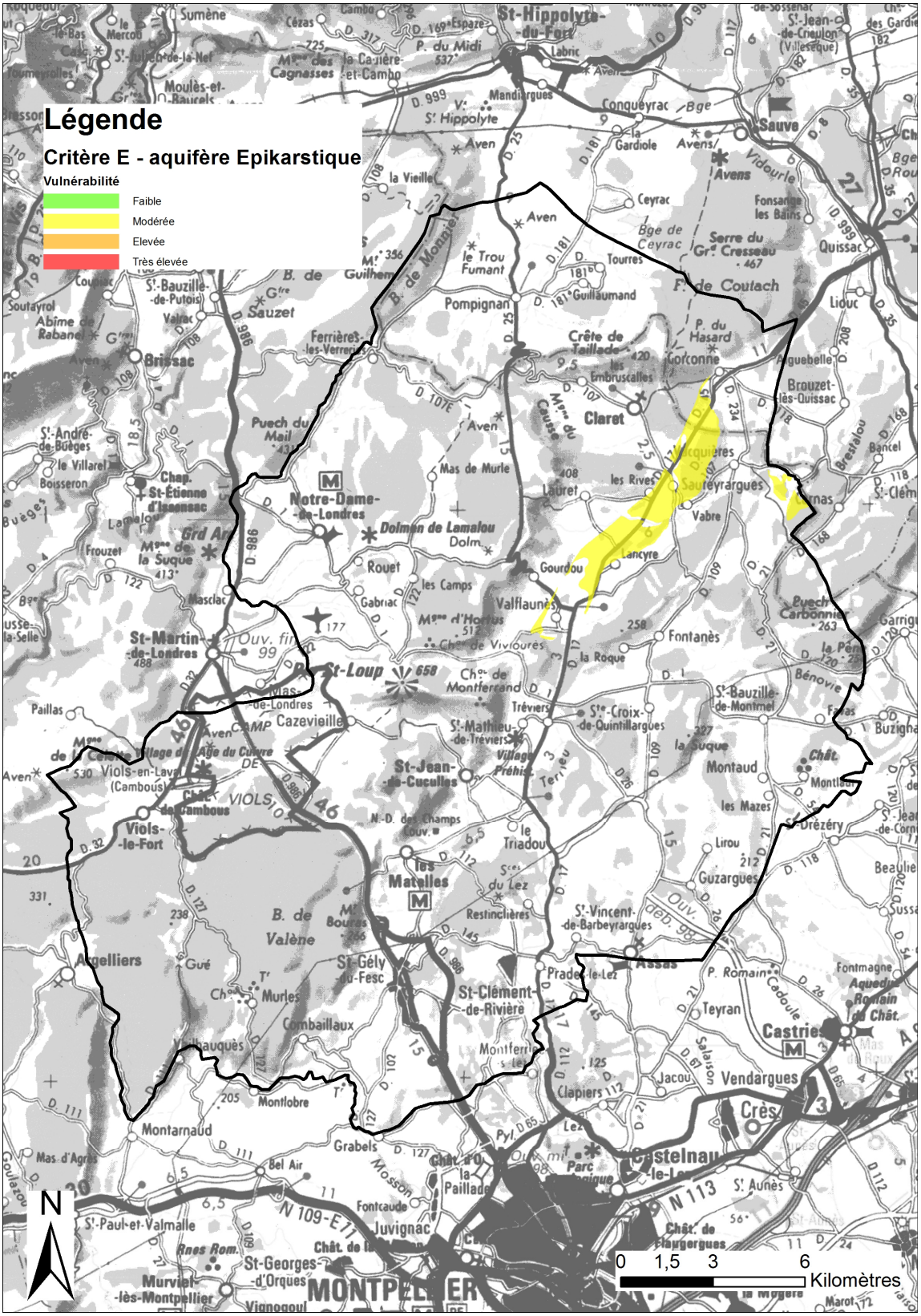


Figure 54 : Critère E - aquifère épikarstique

Critère S (couverture pédologique et géologique)

Le critère S représente la partie supérieure de la couche du terrain qui contribue à la protection de la ressource et de la source vis-à-vis d'une infiltration diffuse ou accidentelle de pollution. Cette couche protectrice de surface correspond à l'épaisseur de la couverture recouvrant l'Epikarst (s'il existe) ou recouvrant les roches réservoir du système karstique. La couche S protectrice est donc représentée, soit par la **couverture pédologique** (sol), soit par les **formations superficielles géologiques.**

Un sol est par nature présent sur toutes les formations géologiques exposées à la surface. Sa nature et ses caractéristiques physico-chimiques sont intimement liées à son origine de formation (altération de la roche) et son histoire (épisodes climatiques, colonisation végétale, exploitations agricoles…). Son plus ou moins grand développement pourra introduire une certaine valeur de protection vis-à-vis de l'infiltration des eaux de surface. Le pouvoir protecteur du sol est fonction de sa perméabilité, et de sa capacité à stocker l'eau et les fluides polluants créant ainsi un effet retard à l'infiltration ou de diffusion dans l'espace et/ou le temps. Les notions de vitesse d'infiltration ou de perméabilité (K) et de capacité de stockage (CS) en eau du sol sont des notions permettant de qualifier le pouvoir protecteur des sols. Ces notions dépendent d'une part de l'épaisseur du sol et d'autre part de la texture et de la structure de ce dernier, auxquelles il faut rajouter la teneur en éléments grossiers.

Le renseignement de ce critère S repose sur l'analyse de plusieurs documents (cartes pédologiques, Base de données d'occupation des sols, schémas d'assainissement, photos aériennes…) et sur la vérification de la nature et de l'épaisseur du sol sur le terrain par des sondages à la tarière.

Trois classes de textures ont été retenues dans la même optique que les études précédentes (Dörfliger, 1996) : dominante d'argiles, dominante de limons, dominante de sables. De la même façon, trois classes de pierrosité ont été identifiées : 0-30% de cailloux, 30-60% de cailloux et > 60% de cailloux. Ces deux paramètres ont été croisés pour déterminer la nature du sol (Tableau 19) qui est ensuite croisée avec l'épaisseur des sols (Tableau 20).

		TEXTURE		
		Argile A > 12%	**Limons A < 12% et S< 60%**	**Sable S >= 60%***
% CAILLOUX	**0-30%**	1	1	2
	30-60%	1	2	3
	> 60%**	2	3	4

Tableau 19 : Tableau de détermination de la nature d'un sol en fonction de sa texture et sa proportion de cailloux. : définition des Arénosols, ** : définition des Peyrosols.*

S		**NATURE DU SOL**				
		inconnue	**1**	**2**	**3**	**4**
Zones imperméabilisées		S0				
EPAISSEUR	**> 5m**	S1	S1	S1	S2	S3
	1-5m	S1	S1	S2	S3	S3
	60-100cm	S2	S2	S3	S4	S4
	30-60cm	S3	S3	S4	S4	S4
	0-30cm	S4	S4	S4	S4	S4

Tableau 20 : Tableau de détermination des classes du critère S par croisement de la nature du sol et de son épaisseur

En l'absence de données pédologiques relatives à la nature des sols, une approche simplifiée est adoptée en ne considérant que l'épaisseur et en effectuant un diagnostic sur la pierrosité. Dans ce cas de figure, l'indice S défini à partir de l'épaisseur **Se** peut être modifié en fonction de la pierrosité en **Sep** de la manière suivante (Tableau 21) :

PIERROSITE	%	Sep
peu caillouteux	0-30%	Se
caillouteux	40-60%	Se+1
très caillouteux	>60%	Se+2

Tableau 21 : Tableau de détermination des classes du critère S à partir uniquement des classes d'épaisseur et de la pierrosité

Le cas d'un aquifère superposé, en dehors d'un aquifère épikarstique, est généralement pris en compte dans le critère S. Dans ce cas, on lui attribue un indice plus ou moins protecteur selon les possibilités de drainance verticale descendante vers l'aquifère sous-jacent, dont on cartographie la vulnérabilité.

Enfin les surfaces imperméabilisées (par exemple les zones urbanisées) peuvent être caractérisées comme très protectrices et classées en S0, en fonction de l'occupation du sol du bassin d'alimentation, mais sans oublier d'évaluer les zones adjacentes pouvant être des zones réceptrices d'eau de ruissellement.

Pour le bassin d'alimentation de la source karstique du Lez, la carte de vulnérabilité du critère Sol a été réalisée à partir de la base de données du Sol Languedoc Roussillon, des cartes géologiques de la région, de logs de forages et de plusieurs campagnes de terrain. La couverture pédologique a été caractérisée par une large gamme d'indices. Un indice S1 a été attribué aux recouvrements de forte épaisseur situés sur des formations marneuses, marno-calcaires et argileuses localisées principalement dans la partie Est du bassin. Les terrains ayant également une importante RU[5] (Réserve Utile), supérieur à 100 mm sur les 2 premiers mètres de sol, ont également été classés en indice 1. Un indice 2 a été attribué aux terrains gras à dominante calcaire, légèrement moins épais, situés sur des formations de calcaires dur, possédant toujours une RU relativement importante (>100 mm). De nombreux secteurs du bassin d'alimentation possèdent un recouvrement faible à quasi nul (< 40 cm), généralement très caillouteux et situés sur des formations calcaires. Ces zones ont été classées en S4 car peu protectrices vis à vis d'une infiltration tout comme certaines zones alluvionnaires ou conglomératiques. Ces terrains possèdent une faible RU, généralement inférieure à 35 mm. Enfin, un indice S3 a été réservé aux types de sols de la catégorie précédente, légèrement plus épais et possédant une RU plus importante (comprise entre 65 et 100 mm). (Figure 55)

[5] RU (réserve utile): quantité d'eau en millimètres que le sol est susceptible d'absorber (eau utilisable par les végétaux)

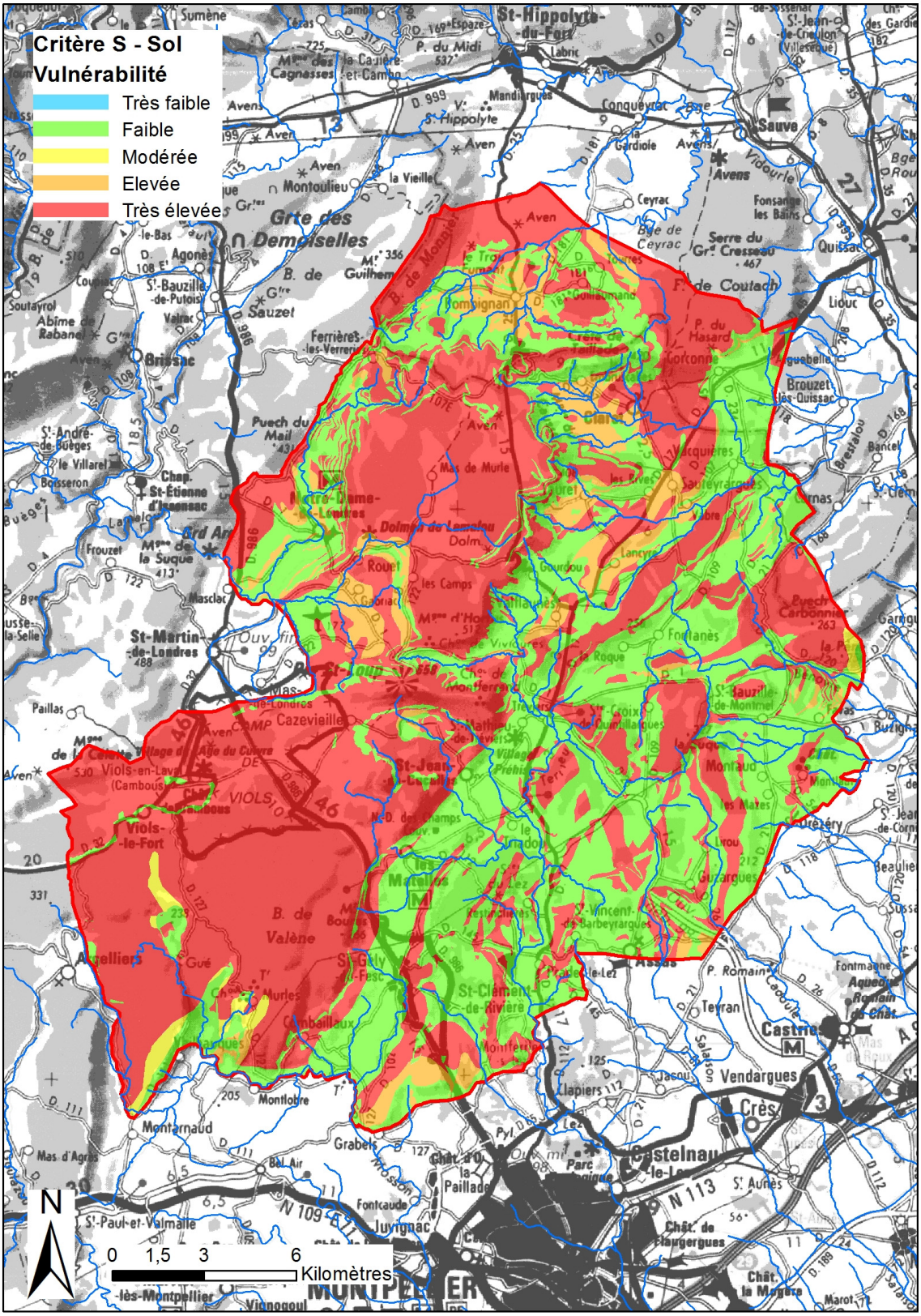


Figure 55 : Critère S - Sol

Critère ZNS (caractéristique de la zone non saturée)

La zone non saturée de l'aquifère assure le transfert de l'eau infiltrée vers la zone saturée, lieu des écoulements souterrains. La lithologie, l'épaisseur ainsi que le degré de fracturation/fissuration vont influencer la vitesse de transfert. La vulnérabilité sera d'autant plus importante que la roche est calcaire, son épaisseur est faible et la fissuration importante (Tableau 22).

LITHOLOGIE de la ZNS (L_{ZNS})	
L_{ZNS}=0	Couches d'argiles de forte épaisseur
L_{ZNS}=1	Marno-calcaires, craie
L_{ZNS}=2	Calcaires en petits bancs et/ou avec intercalations d'argiles
L_{ZNS}=3	Calcaires en gros bancs massifs

Tableau 22 : Tableau décrivant la lithologie de la zone non saturée

Lorsque la zone non saturée est caractérisée par un ensemble hétérogène de lithologies, on retiendra l'indice de la lithologie qui assure la plus grande protection.

L'**épaisseur** de la zone non saturée est estimée à partir de données issues de cartes piézométriques si celles-ci existent, par soustraction du niveau topographique de la cote piézométrique. Dans le cas où aucune carte piézométrique n'existe, l'épaisseur de la zone non saturée est estimée par défaut en appliquant un gradient à partir de l'exutoire, en considérant le niveau piézométrique comme celui correspondant à celui de l'exutoire du système et en considérant l'altitude de sources de débordement également. Un gradient peut être appliqué. Trois classes d'épaisseur de la zone non saturée sont proposées : (i) < 15 mètres, (ii) 15 à 50 mètres et (iii) 50 mètres et au-delà.

Le **degré de fracturation** est caractérisé aussi bien à l'échelle locale que globale, en considérant des affleurements et les zones de faille.

Le **critère ZNS** est ainsi représenté sous forme de cinq classes (de 0 à 4), résultant de la combinaison des paramètres exposés ci-dessus (lithologie, épaisseur et fracturation, Tableau 23).

ZONE NON SATUREE (ZNS)		**EPAISSEUR**		
		> 15m	15-50m	> 50m
Fracturation	Faible-moyenne	L_{zns} +1	L_{zns}	L_{zns}
	Importante	L_{zns} +1	L_{zns} +1	L_{zns}
	Forte au niveau de faille	4	4	4

Tableau 23 : Tableau de l'attribution de la valeur de l'indice ZNS en croisant les trois paramètres : épaisseur, lithologie et fracturation

Pour le bassin d'alimentation de la source du Lez, essentiellement constitué de formations carbonatées de type gros bancs massifs (L_{ZNS} = 3 selon le tableau lithologie de la ZNS), la fracturation de la zone non saturée est assez importante. Une carte piézométrique, élaborée à partir des suivis manuels et continus réalisés par Véolia, le Conseil Général de l'Hérault et le BRGM sur 34 piézomètres a permis d'évaluer l'épaisseur de la zone non saturée. Les zones d'une épaisseur supérieure à 50 m ont été classées en indice 3 (L_{ZNS} = 3) et un indice 4 a été appliqué aux secteurs d'une épaisseur inférieure à 50 m (L_{ZNS} +1 = 4).

Par ailleurs, la zone non saturée possède une fracturation importante, voire très importante dans les zones de faille. Une zone tampon de 100 m de part et d'autre des failles principales a donc été considérée en indice de valeur 4 (Figure 56).

Au final, l'indice le plus protecteur parmi les critères E, S et ZNS, a été retenu en chaque pixel afin d'établir la carte P en-dehors des bassins des pertes, l'état de surface étant utilisé à l'intérieur de ceux-ci (Figure 57).

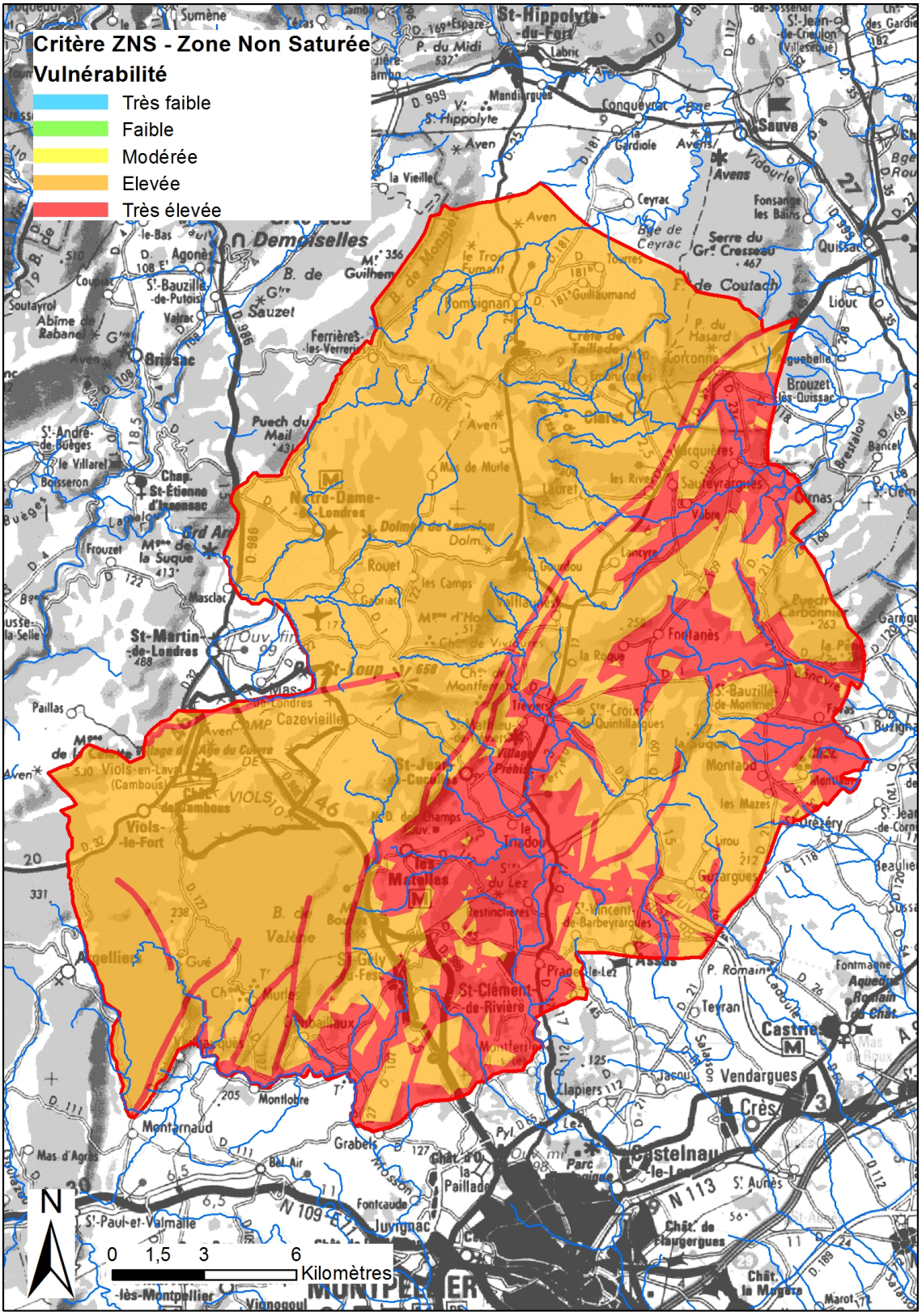


Figure 56 : Critère ZNS - Zone Non Saturée

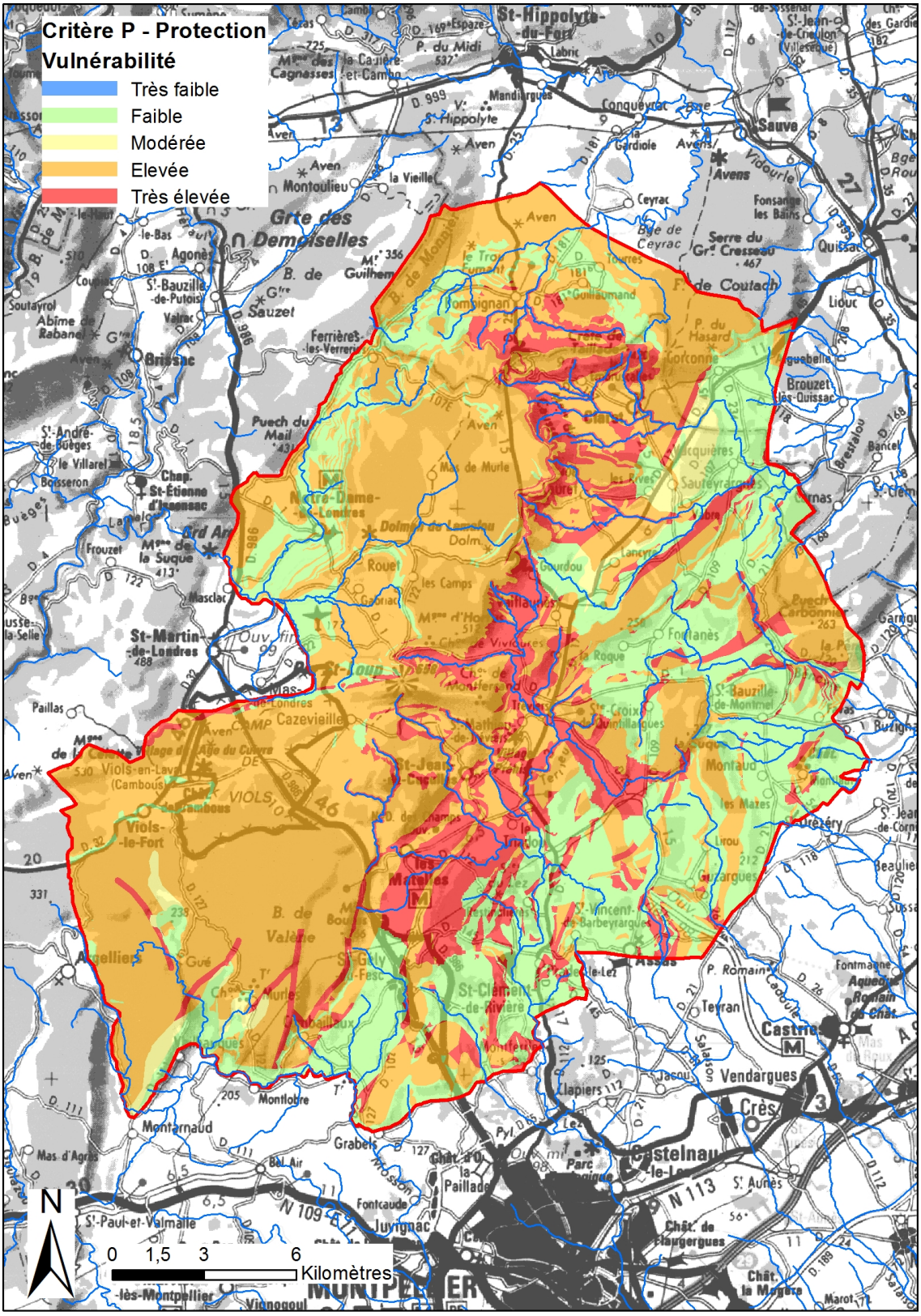


Figure 57 : Critère P - Protection

Dans l'ensemble, le bassin d'alimentation de la source karstique du Lez possède une vulnérabilité élevée vis-à-vis du critère de protection. De nombreux secteurs possèdent un recouvrement peu épais disposé sur des formations calcaires fracturées permettant un transfert assez rapide d'un éventuel contaminant vers la ressource. Par ailleurs, dans les bassins versants des pertes, les terrains argileux, marneux et marno-calcaires assurent un ruissellement très efficace vers les zones de perte.

Les secteurs où la couverture pédologique est plus épaisse, faiblement caillouteuse, située sur des formations peu perméables (hors bassin versant des pertes), mais aussi les terrains possédant une forte capacité d'absorption d'eau, vont assurer quant à eux une bonne protection vis-à-vis de l'infiltration permettant de stocker de manière temporaire l'eau à proximité de la surface.

5.2.4. Carte du critère Roche du réservoir R

Ce critère R « nature de la Roche du réservoir aquifère » caractérise la nature lithologique de la roche réservoir ; il est à apprécier en considérant d'une part la nature lithologique (calcaires à marnes) d'autre part le caractère massif ou non des roches. De plus, il prend en considération le rôle de la fracturation que ce soit à l'échelle de l'affleurement ou à l'échelle de grands accidents régionaux, pour autant que ces accidents jouent un rôle sur le drainage des écoulements souterrains. Une zone de fracturation ou une zone de broyage au niveau d'un accident tectonique est prise en compte en considérant une zone tampon autour de la faille d'une dimension appropriée (50 à 100m environ en fonction des observations de terrain). La nature lithologique du réservoir va influencer l'organisation des écoulements et le transfert des contaminants.

Le critère est spatialisé à partir des cartes géologiques, des observations de terrain, des données sur la nature du sous-sol dans des sondages, forages, voire des ouvrages souterrains (galeries, tunnels). La carte du critère R ne correspond pas forcément à la carte géologique, des regroupements de formations d'âge différents peuvent être effectués en considérant la nature lithologique.

La cartographie du critère **R** (lithologies et fracturation) a été réalisée à partir des cartes géologiques au 1/50 000^{e} (éditions BRGM sur le territoire français) et de coupes géologiques réalisées au niveau des systèmes karstiques étudiés.

La fracturation n'étant pas homogène à l'échelle d'une formation, d'un faciès ou d'un bassin d'alimentation, elle doit être appréhendée sur le terrain, une fois les grands accidents reconnus à partir des cartes géologiques, en considérant l'orientation des fractures par rapport au gradient hydraulique (un drain est fonctionnel uniquement s'il est parallèle au gradient hydraulique).

Les failles ou zones de failles présentes à l'échelle du bassin d'alimentation du captage et affectant le réservoir seront prises en considération si leur rôle favorisant les écoulements souterrains est démontré ou suspecté. Une sélection des principales failles à partir de la carte géologique a été effectuée, avec une attribution d'une valeur d'indice de 4 sur une zone tampon autour de la zone faillée. La dimension de la zone tampon sera de 100 m.

Les principales formations géologiques à potentialité aquifère ont été classées en fonction de l'influence qu'elles peuvent avoir sur la vulnérabilité des aquifères (Tableau 24) :

Indice	Vulnérabilité	Description
R_1	Faible	Cette classe regroupe les formations marno-calcaires (25-35% minéraux argileux) ainsi que la craie, affectée d'une fracturation faible qui auront une influence limitée en termes de vulnérabilité, les circulations d'eau restant là encore relativement lentes.
R_2	Modérée	Cette classe regroupe les formations de calcaires marneux (la proportion argileuse est plus faible que pour la classe **R_1** : 10-25%), craie affectée d'une fracturation forte ; Calcaires et dolomies en petits et gros bancs avec fracturation homogène et **pendage ou contre pendage inférieur à 45 degrés,** dont le sens est favorable à un écoulement en direction du captage comme cela l'est confirmé par ailleurs lors de la délimitation préalable du bassin d'alimentation.
R_3	Elevée	Cette classe regroupe les formations calcaires et dolomitiques, soit massives en gros bancs non fracturés, soit en petits bancs avec des intercalations argilo-marneuses avec une fracturation homogène. Ce type de formation permet des circulations relativement faciles et rapides : - Calcaires et dolomies massifs en gros bancs fracturés et karstifiés, - Calcaires et dolomies en gros bancs avec un pendage ou contre-pendage supérieur à 45 degrés par rapport à la localisation de la source
R_4	Très élevée	Cette classe regroupe les zones reconnues cartographiées ou présupposées de réseau de cavités et de zones de failles affectant le réservoir, parallèles au gradient hydraulique.

Tableau 24 : Tableau de description des indices du critère R « réservoir roche aquifère »

La carte R représente donc la nature lithologique et le degré de fracturation des roches qui constituent le réservoir, dans la zone noyée de l'aquifère. Le réservoir de la source du Lez est exclusivement constitué de formations calcaires qui présentent des bancs relativement fracturés et karstifiés qui ont été classées en R3. Certaines failles ainsi qu'une zone tampon de 100 m autour de celles-ci ont été cartographiées en R4. Les failles qui ont été retenues sont les accidents majeurs affectant le réservoir, à savoir la faille des Corconne-Matelles et les failles délimitant les bassins tertiaires.

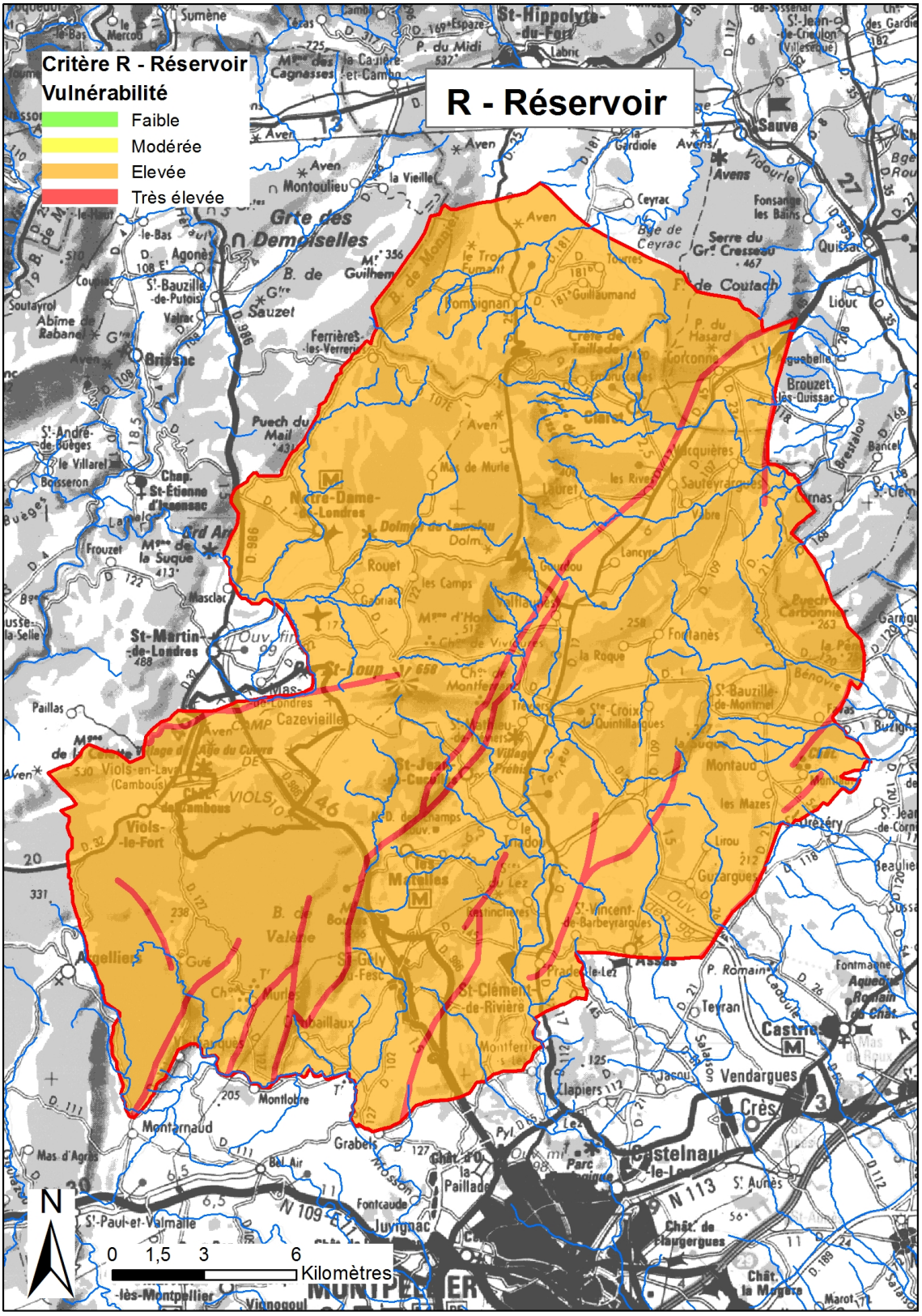


Figure 58 : Critère R - Réservoir

5.2.5. Carte du critère d'infiltration I

Le critère I concerne les conditions d'infiltration. Une des caractéristiques des aquifères karstiques est l'existence d'une dualité de l'infiltration à l'échelle du bassin d'alimentation. L'infiltration est d'une part diffuse et d'autre part concentrée et ponctuelle au niveau de pertes temporaires ou permanentes le long de bassins versants de cours d'eau situés au sein du bassin d'alimentation du captage. L'infiltration dépend d'une part de la pente et d'autre part de l'occupation et de la nature du sol. Plus la pente est importante et le sol argileux, plus l'infiltration sera faible. A contrario, plus la pente est faible et le sol caillouteux voir absent sur le calcaire mis à nu – lapiéz-, plus l'infiltration sera importante. La nature de la couverture pédologique étant prise en considération au niveau du critère P ; elle n'intervient pas ainsi, dans la caractérisation du critère I, afin d'éviter la redondance de critère et des biais lors de la pondération pour l'établissement de la carte de vulnérabilité globale. Par contre, des objets morphologiques ayant une influence sur les conditions d'infiltration sont pris en compte dans la définition du critère I (Tableau 25) :

Indice	Vulnérabilité	Description
I0	Très faible	Cette classe regroupe les zones du bassin où les pentes sont très fortes (>50%), induisant un ruissellement de l'eau très important (vers d'autres aquifères ou la mer etc.) et une infiltration négligeable voire même nulle.
I1	Faible	Zones où les pentes sont fortes (15-50%) favorisant grandement le ruissellement.
I2	Modérée	Zones du bassin où la pente est moyenne (5-15%) et/ou zones où le ruissellement est limité en terrains carbonatés (ex. vallées sèches, lapiez peu développé verticalement).
I3	Elevée	Zones à pente faible (0-5%) où le ruissellement est limité et l'infiltration beaucoup plus forte. Les zones avec dolines et poljés sont prises en compte dans cette classe. De plus, les lapiaz bien développés verticalement avec des cannelures métriques font partie de cette classe.
I4	Très élevée	Manifestations de l'infiltration concentrée au niveau des pertes. Ne sont retenues dans la classification "perte" que les pertes situées sur un cours d'eau pérenne ou temporaire. A la perte elle-même est associée le bassin versant du cours d'eau l'alimentant dont l'état de surface est caractérisé à l'aide de P. Celui-ci peut être calculé à partir du MNT et des outils spécifiques du SIG (fonction bassin versant dans ArcGis). Pour les karsts en région de montagne, les bassins ainsi déterminés seront systématiquement trop grands par rapport aux zones réelles de ruissellement. Les dimensions de ces bassins seront donc ajustées aux observations.

Tableau 25 : Tableau de description des indices du critère I « conditions d'infiltration ».

Ces objets morphologiques exokarstiques sont ainsi : des vallées sèches, des dolines et poljés, des lapiéz, des gouffres et des pertes.

Une distinction est ainsi faite entre infiltration diffuse et infiltration ponctuelle. Les paramètres primordiaux sont la pente qui favorise plus ou moins le ruissellement au détriment de l'infiltration, et les pertes qui permettent une infiltration très rapide jusqu'à l'aquifère. La carte des pentes peut être réalisée à partir du Modèle Numérique de Terrain.

Les dolines, les poljés et lapiaz sont cartographiés en tant qu'objets morphologiques qui se surimposent à la carte des pentes. En fonction de la dimension d'une doline ou de dolines coalescentes ou de leur densité et au regard de l'échelle de travail, un regroupement de plusieurs dolines peut être effectué. L'ensemble de la surface de la doline est pris en considération.

Pour le bassin d'alimentation du système karstique du Lez, les pertes et leurs bassins versants ont été cartographiés en I4. Pour le reste du bassin, une carte des pentes a été réalisée selon les classes définies dans la méthodologie (Figure 59).

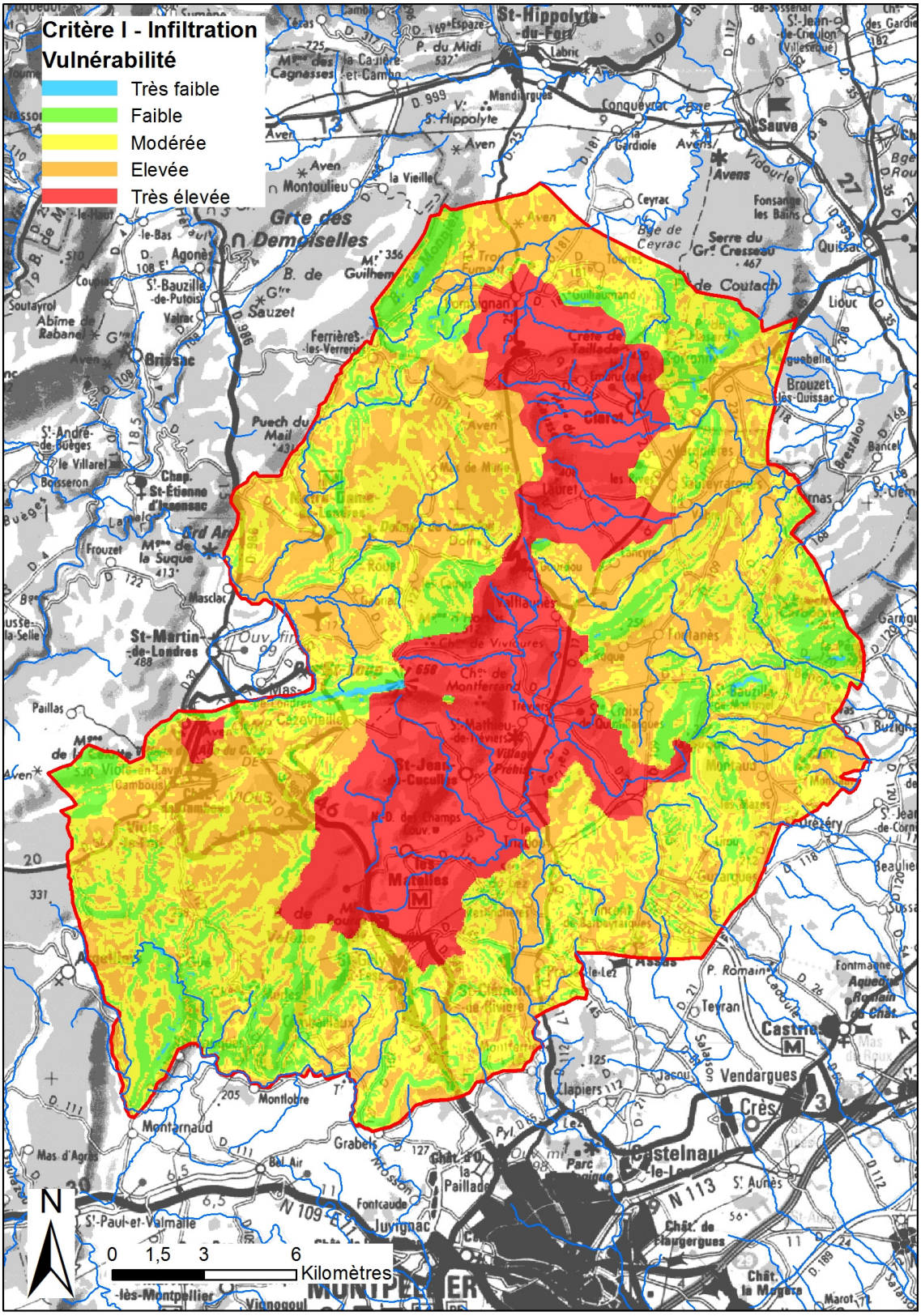


Figure 59 : Critère I - Infiltration

5.2.6. Carte du critère degré de karstification Ka

Le critère Ka « degré de karstification » est défini d'une part :

- en intégrant dans la définition la typologie des systèmes karstiques telle que définie dans le guide Technic'eau de l'AERMC intitulé « Bilan et analyse de la mise en œuvre des procédures de protection des captages AEP en milieu karstique » (2006),
- et d'autre part à partir de caractéristiques relatives à la fonctionnalité du système karstique : classification des systèmes karstiques selon l'analyse des courbes de récession (classification de Mangin), vitesse et taux de restitution des essais de traçage, variabilité temporelle du débit et des paramètres physico-chimiques.

La fonctionnalité d'un système karstique traduit la structure des vides résultant de la karstification mais également de l'organisation des écoulements. L'aquifère est alors fonctionnel, caractérisé d'une part par l'existence de vitesses d'écoulement souterrain très rapides (jusqu'à quelques centaines de m/h) et par une variabilité spatio-temporelle des caractéristiques physiques et hydrauliques de l'aquifère.

De plus le caractère unaire ou binaire du système karstique est également pris en compte dans la définition de ce critère.

La typologie des systèmes aquifères karstiques telle que définie dans le guide Technic'eau est rappelée ci-dessous (Tableau 26) :

Critères		**Superficie de l'aire d'alimentation (km²)**	
		< 10 km ²	**> 10 km²**
Position du captage	Captage de source, forages sur axe de drainage (conduits karstiques), pompage en source	**Type 1**	**Type 2**
		Débit annuel moyen faible Systèmes karstiques peu évolués ou peu fonctionnels	Débit annuel moyen fort Systèmes karstiques fonctionnels caractérisés par des fortes variations de débit, des vitesses de transit importantes
	Forage hors des principaux axes de drainages – matrice fissuré	**Type 3**	
		Aire d'alimentation souvent réduite Surface à protéger fonction du débit de pompage Caractérisation du fonctionnement à partir de l'interprétation des essais de pompage	

Tableau 26 : Classification typologique des captages (modifiée à partir de Technic'eau, Muet et al., 2006)

La classification de Mangin (1975) est basée sur l'interprétation des courbes de récession permettant de définir deux paramètres : *k* (abscisse) et *i* (ordonnée).

- ***le paramètre k*** traduit l'aptitude du système à stocker les précipitations et à les restituer au cours du temps : on parle de pouvoir régulateur ; il correspond au rapport entre la plus grande valeur de volume dynamique observée sur une grande période et le volume de transit interannuel calculé sur la même période ; une valeur proche de zéro indique un pouvoir régulateur faible et donc une vulnérabilité plus forte ;

- ***le coefficient i*** compris entre 0 et 1, traduit l'écart entre les précipitations et la réponse à la source ; il correspond à la valeur de la fonction homographique deux jours après la pointe de la crue ; une forte valeur traduit une infiltration lente ou complexe contribuant à une meilleure régulation de l'écoulement, une faible valeur est à l'inverse le signe d'un transit rapide des eaux vers la zone noyée (Marsaud,1997).

Critère		Caractéristiques		Indice
Ka	Karstification	Ka_1	degré de karstification correspondant aux systèmes karstiques du type 1 (<10km², Q moyen annuel faible) et uniquement si le système karstique est caractérisé par un comportement peu fonctionnel (faible variabilité du débit et des paramètres physico-chimiques), et en l'absence de preuves ou d'indices de circulation rapide.	**1**
		Ka_2	degré de karstification correspondant soit aux systèmes karstiques de type 2 (> 10 km²) ou de type 3, unaires et peu fonctionnels (fonctionnalité est appréciée à partir d'indices caractérisant le degré de karstification tels que des vitesses de traçage artificiel rapides, la variabilité du débit et de la chimie de la source), soit à des systèmes complexes tels que définis dans la classification de Mangin (**domaine de référence 1**).	**2**
		Ka_3	degré de karstification correspondant aux systèmes karstiques du type 2 ou 3, fonctionnels et binaires/unaires ; il s'agit soit de systèmes karstiques **binaires peu fonctionnels ou unaires très fonctionnels**. Le réseau karstique de ce type de systèmes karstiques est bien développé avec la présence d'un drain collecteur de petite taille connu connecté avec la surface. Les vitesses de transit mises en évidence à l'aide d'essais de traçages sont importantes (entre 50 et 100m/h). **Domaine de référence 2 de la classification de Mangin**.	**3**
		Ka_4	degré de karstification correspondant aux systèmes karstiques binaires du type 2. Le réseau karstique très bien développé avec la présence d'un gros collecteur connecté avec la surface, comme l'atteste la fonctionnalité du système. Les vitesses de transit mises en évidences à l'aide d'essais de traçage sont importantes (> 100m/h). **Domaines de référence 3 voire 4 de la classification de Mangin.**	**4**

Tableau 27 : Tableau de description de l'indice Ka (vulnérabilité croissante de 1 à 4)

Le système karstique du Lez est de type 2 avec un débit annuel relativement important et caractérisé par de fortes variations de débit. Les vitesses de transit ont été mises en évidence par les différents essais de traçage réalisés sur le bassin versant et sont de l'ordre de 10 à 20 m/h (cf traçages réalisés dans le cadre de l'AT1 de ce projet) qui traduit une fonctionnalité moyenne. Le bassin a donc été classé dans son ensemble en indice Ka 2 (Figure 60).

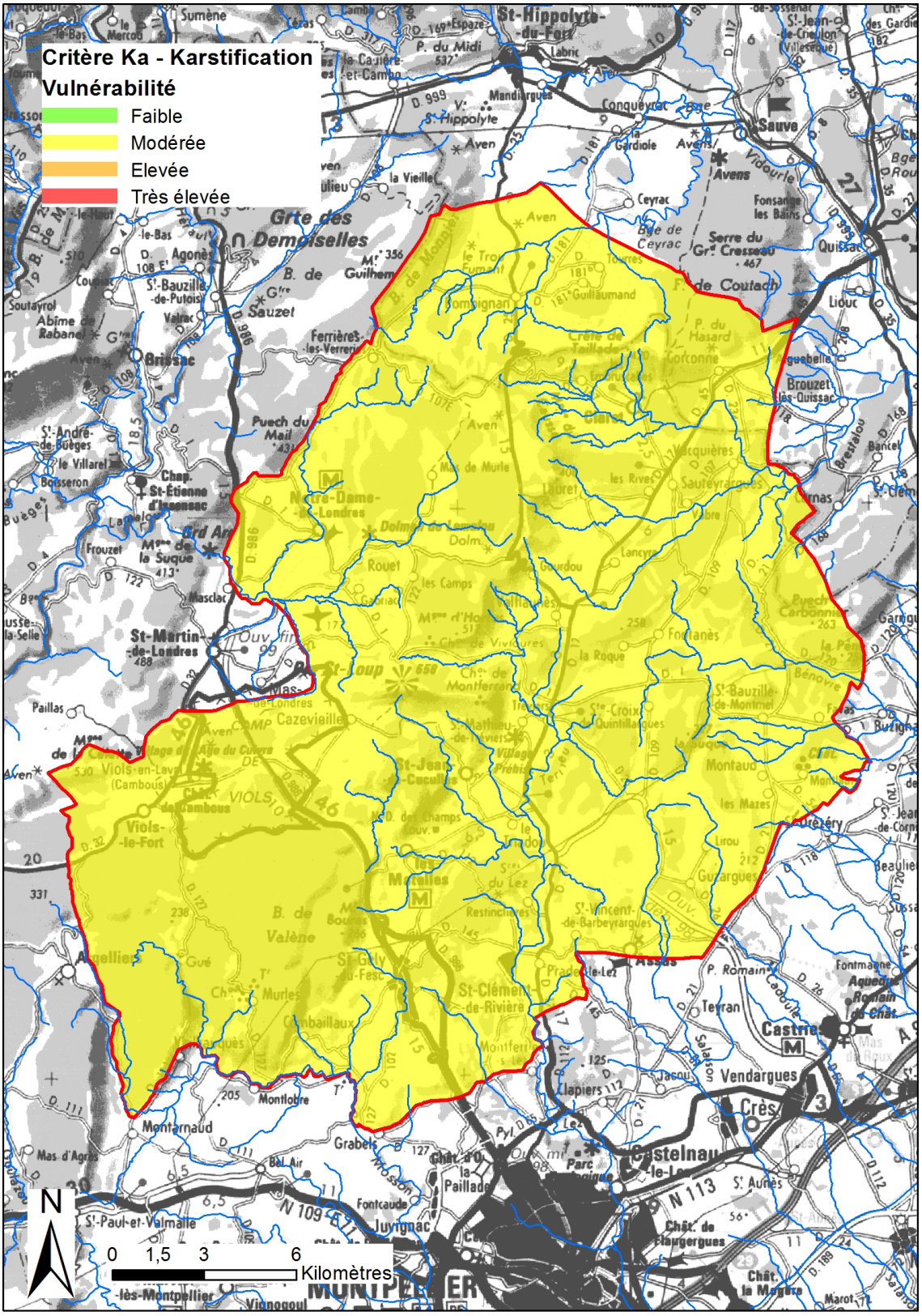


Figure 60 : Critère Ka – Degré de Karstification

5.2.7. Carte résultante finale de la vulnérabilité

Poids des paramètres et classes de vulnérabilité

Le calcul de l'indice de la vulnérabilité globale Vg se fait sur la base de la formule suivante:

$$Vg = iI_{0\text{-}4} + rR_{1\text{-}4} + pP_{0\text{-}4} + kKa_{1\text{-}4}$$

La somme des poids affectés est égale à 1. Ils sont présentés sous forme de pourcentage.

Des valeurs de pondération sont données pour chacun des critères, avec la règle suivante : la somme des pondérations des critères relatifs au fonctionnement de l'aquifère karstique (K et I) est comprise entre 50 et 65% alors que la somme des pondérations des critères relatifs à la structure de l'aquifère karstique (P et R) est comprise entre 35 et 50%. Les valeurs ne sont pas uniques, mais des intervalles de valeurs sont proposés, permettant à l'utilisateur de faire des tests, afin d'évaluer la sensibilité des critères (Tableau 28).

Critères	Abréviation	Pondération (%)
Protection	P	20-25
Roche réservoir	R	15-20
Infiltration	I	40-30
Karstification	Ka	20-30

Tableau 28 : Tableau des pondérations pour les différents critères de la méthode PaPRIKa

Plusieurs tests de pondérations ont été réalisés sur la zone d'étude étudiée. L'expression suivante a été retenue, qui semble la plus juste et la plus représentative et qui permet une visualisation des zones les plus sensibles vis-à-vis d'un transfert de polluant :

$$Vg = 0{,}25*P + 0{,}15*R + 0{,}35*I + 0{,}25*Ka$$

Cinq classes ont été ensuite calculées à partir du calcul de Vg. La valeur finale de vulnérabilité varie donc entre 0 (vulnérabilité minimale) et 4 (vulnérabilité maximale) (Tableau 29).

Valeurs indice	Classe	Vulnérabilité
3,2 – 4	**4**	**Très élevée**
2,4 – 3,19	**3**	**Elevée**
1,6 – 2,39	**2**	**Modérée**
0,8 – 1,59	**1**	**Faible**
0 – 0,79	**0**	**Très faible**

Tableau 29 : Tableau des classes de vulnérabilité globale

Résultats

La carte de vulnérabilité globale est présentée à la Figure 61 et en Annexe 4 (format A3).

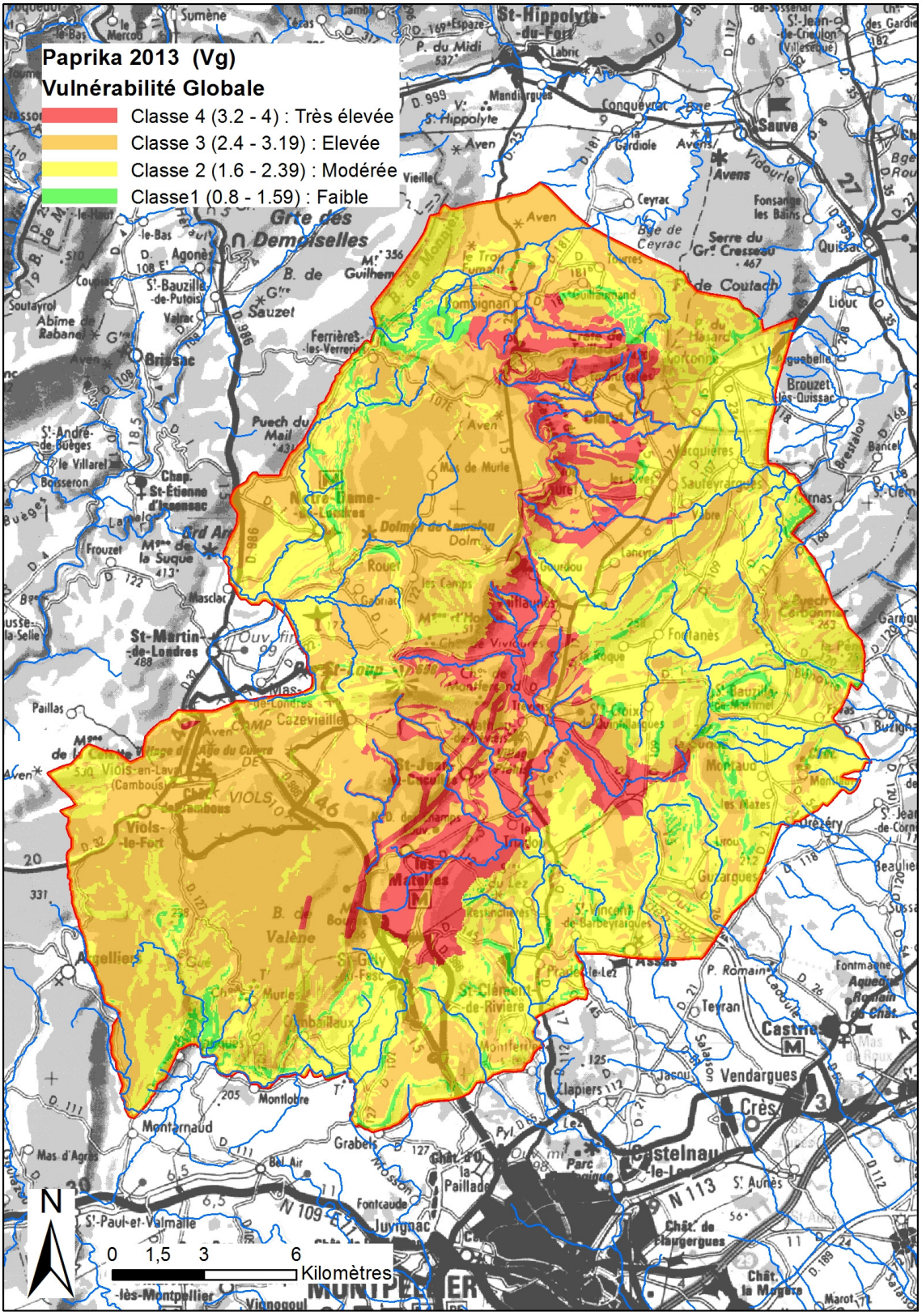


Figure 61 : Vg - Vulnérabilité globale à l'échelle de la zone d'étude

Vulnérabilité globale	Surface (km^2)	Surface (%)
Très élevée	56,7	11,5
Elevée	245,6	49,6
Modérée	173,8	35,1
Faible	18,9	3,8
Très faible	0	0
Total	495	100

Tableau 30 : Pourcentages surfaciques de la Vulnérabilité intrinsèque à l'échelle de la zone d'étude

Les zones les plus sensibles (vulnérabilité très élevée) sont toutes localisées dans les bassins versants des pertes et correspondent soit aux terrains argileux, marneux et marno-calcaires qui vont assurer un ruissellement efficace vers les zones de perte, soit aux zones de failles principales qui vont permettre une infiltration rapide de tout polluant vers la ressource en eau.

Près de la moitié de la zone d'étude est classée en vulnérabilité élevée (49 %, Tableau 30). Dans la région, de nombreux secteurs possèdent une couverture de faible épaisseur et sont pour la plupart localisés sur des terrains calcaires, relativement fracturés, avec localement des zones de perte. Ces terrains sont propices à l'infiltration.

Les secteurs de vulnérabilité moins élevée sont localisés dans la partie Est/Sud-Est de la zone d'étude où les pertes sont moins présentes et les terrains sont davantage marneux. Le risque est le plus faible pour les terrains ou les pentes sont relativement fortes, favorisant le ruissellement de l'eau au détriment de l'infiltration.

Les répartitions de vulnérabilité globale aux échelles des périmètres de protection rapprochée et immédiate sont données aux illustrations suivantes. On trouve dans le périmètre de protection rapprochée des zones de faible vulnérabilité, de vulnérabilité modérée (60 % de la superficie, Tableau 31) et de vulnérabilité élevée. Le périmètre de protection immédiate se répartit de façon plus ou moins égale entre zones à vulnérabilité modérée et élevée.

	Périmètre de protection rapprochée		Périmètre de protection immédiate	
Vulnérabilité globale	**Surface (km^2)**	**Surface (%)**	**Surface (km^2)**	**Surface (%)**
Très élevée	0,0004	0	0	0
Elevée	0,2647	24,4	0,0481	51,9
Modérée	0,6545	60,4	0,0347	37,5
Faible	0,1634	15,1	0,0098	10,6
Très faible	0	0	0	0
Total	1,083	100	0,09264	100

Tableau 31 : Pourcentages surfaciques de la Vulnérabilité intrinsèque à l'échelle des périmètre de protection rapprochée et de protection immédiate

La cartographie est décrite à la Figure 62. Il n'y a pas de zone à vulnérabilité très élevée dans ce périmètre. Par contre, il longe une zone à vulnérabilité très élevée située dans le bassin versant des pertes du Lirou. La carte de vulnérabilité étant constituée à base d'éléments

cartographiques dont l'échelle est pour certains, du 1:50 000 (carte géologique), elle ne peut être utilisée à une grande échelle de travail (telle que le parcellaire par exemple).

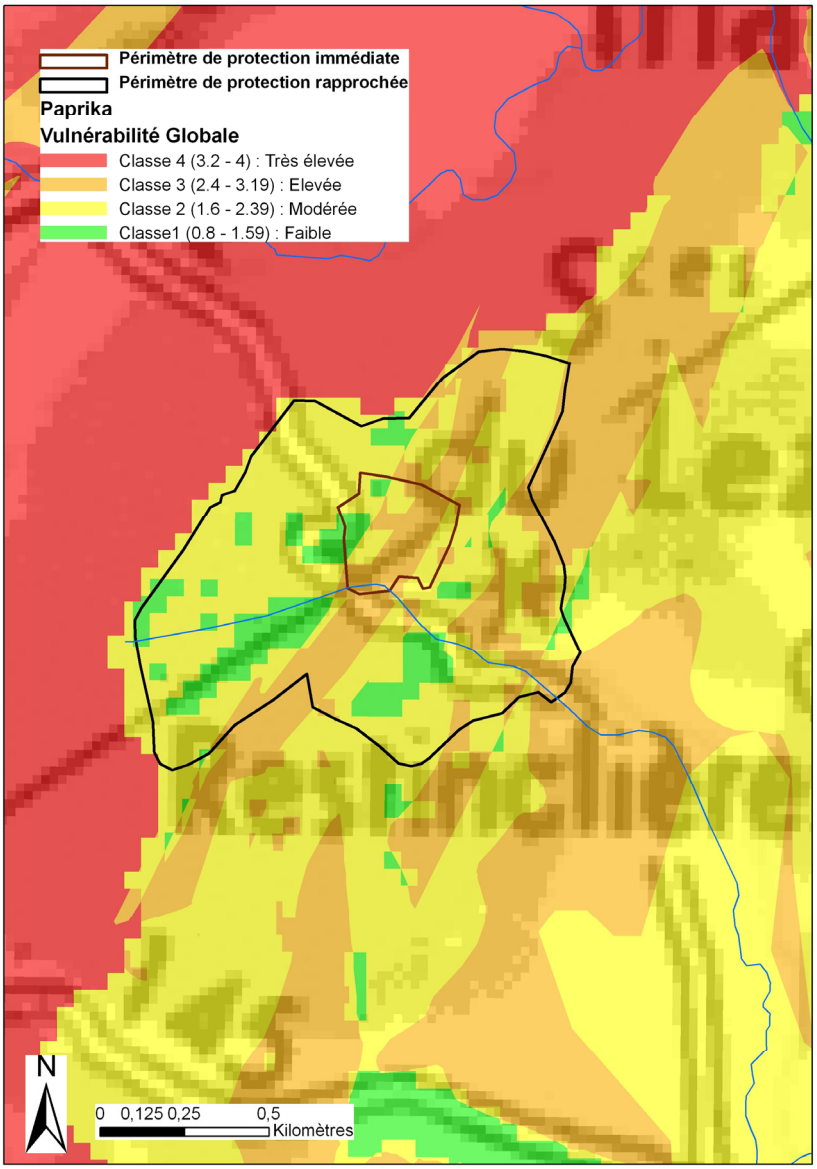


Figure 62 : Vg - Vulnérabilité globale à l'échelle des périmètres de protection rapprochée et immédiate

Recommandations

Au vu des résultats de la cartographie de la vulnérabilité de la source du Lez établie à l'aide de la méthode PaPRIKa, différentes zones de vulnérabilité contrastées sont présentes comme décrit ci-dessus.

Les périmètres de protection actuels tels que définis dans la DUP de 1981, comportent trois périmètres, à savoir un périmètre de protection immédiate autour du captage, un périmètre de protection rapprochée englobant ce dernier et d'une forme polygonale d'une largeur maximale d'environ 1,25 km, et finalement un périmètre de protection éloignée comprenant une grande partie du bassin d'alimentation supposé par Bérard (1983). Ces périmètres ne comprennent pas

à l'heure actuelle de périmètres satellites pouvant se rattacher à la définition du périmètre de protection rapprochée.

En termes de perspectives, des modifications du périmètre de protection éloignée peuvent être proposées suite aux résultats du projet et de la cartographie de la vulnérabilité. Des secteurs situés dans la partie nord-est de l'actuel périmètre de protection éloignée pourraient être intégrés au périmètre de protection éloignée (Figure 63), ces secteurs étant caractérisés par une vulnérabilité élevée à modérée de manière générale. De plus, les secteurs de très forte vulnérabilité présents essentiellement dans la partie nord du bassin d'alimentation, correspondant à des bassins versants de perte avec la présence de terrains argileux, marneux et marno-calcaires en faveur du ruissellement efficace vers les zones de perte, pourraient faire l'objet de périmètres satellites de protection rapprochée (Figure 64), avec une restriction de certaines activités comme celles de nature à porter atteinte à la qualité de l'eau, qu'elles soient réglementées voire interdites. Une protection forte (de type protection « immédiate ») sur la zone de perte (voire autour de gouffres karstiques identiiés) pourrait également être prévue. Le foncier de ces périmètres satellites pourrait faire l'objet d'une acquisition par le propriétaire du captage.

Il conviendrait d'être attentif à l'évolution de l'urbanisation sur les secteurs les plus vulnérables au travers du SCOT et des PLU afin de maintenir la qualité de la ressource en eau. Il faudrait maintenir l'occupation naturelle identique à l'existant notamment sur les zones de calcaires affleurants (Garrigues de Viols-le-Fort, terrain militaire). Il conviendrait également de veiller à maintenir des pratiques agricoles (viticulture) compatibles avec la préservation de la qualité de l'eau.

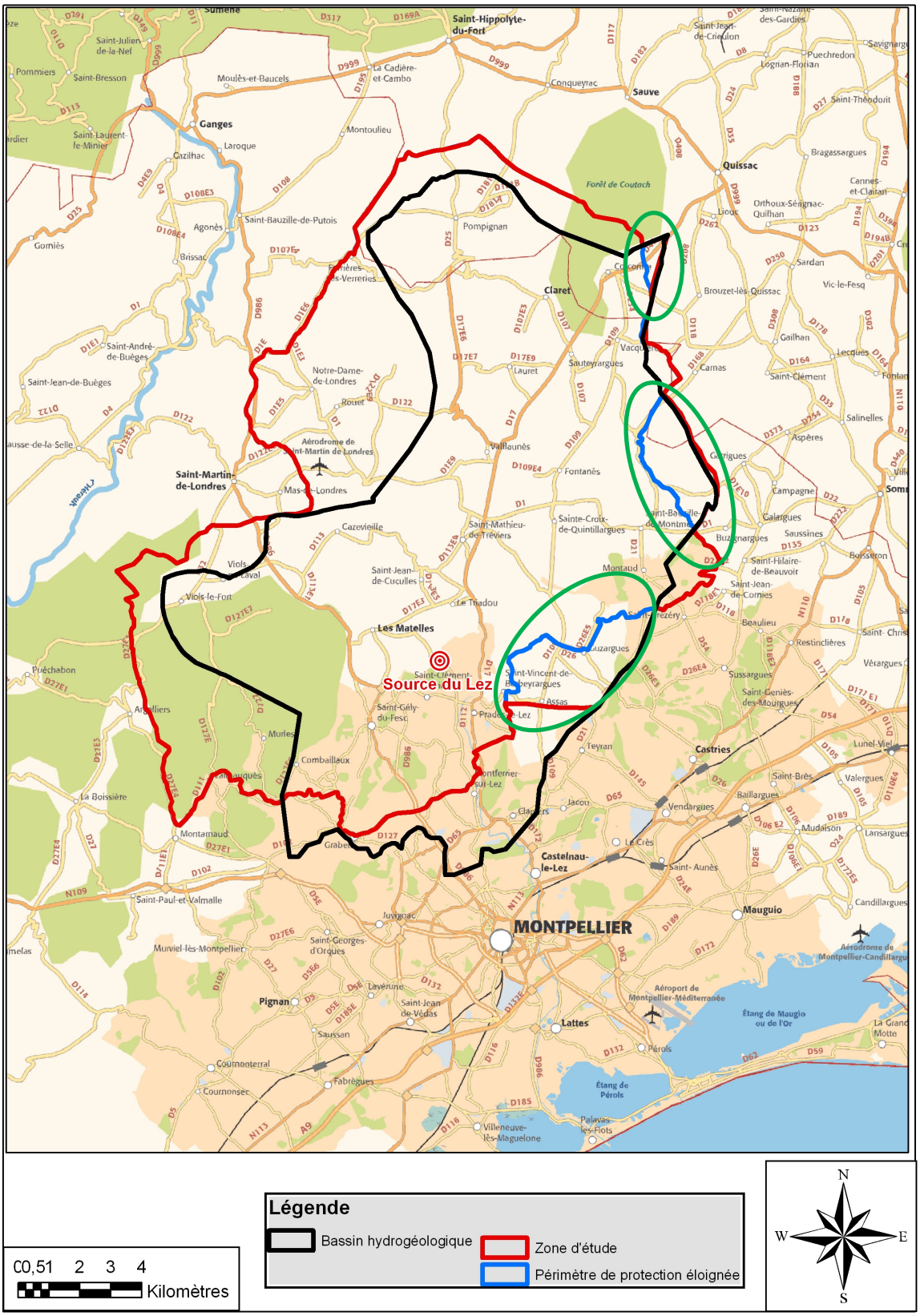


Figure 63 : Proposition d'extension du périmètre de protection éloignée (ellipses vertes)

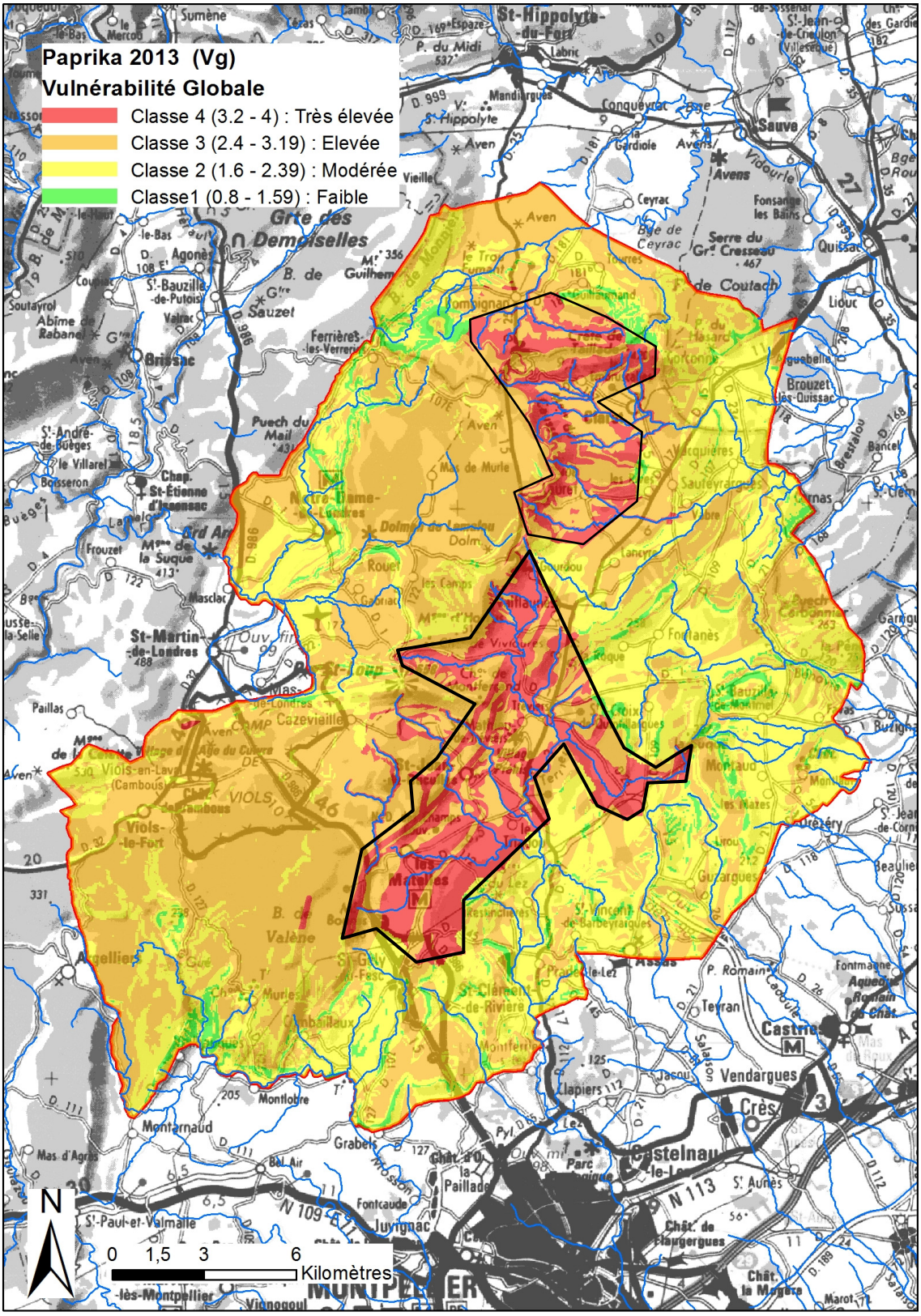


Figure 64 : Proposition de périmètres satellites de protection rapprochée (en trait noir : les limites de périmètres)

5.3. OCCUPATION DU SOL

L'objectif de cette section est de décrire l'occupation du sol sur la zone d'étude et son évolution au cours des dernières décennies pour aboutir au calcul d'un indicateur de risque croisant l'aléa traduisant la pression des activités humaines et l'indice de vulnérabilité élaboré par la méthode PaPrika. Pour rappel, la zone d'étude représente une superficie de 495 km^2.

Rendre compte des pressions liées aux activités humaines influençant la qualité des ressources en eau et le fonctionnement des cours d'eau ou des aquifères constitue un enjeu clé pour les gestionnaires. Les indicateurs spatialisés décrivant les activités humaines sont la plupart du temps des caractéristiques biophysiques qui se réfèrent à la couverture des surfaces terrestres (prairies, surfaces cultivées, forêts…) et dans le meilleur des cas détaillent les grands types de cultures ou de terres artificialisées. Ces indicateurs sont issus de l'analyse de bases de données d'occupation du sol ou directement de l'interprétation d'images de télédétection. En fait, la confusion entre occupation du sol et utilisation du sol est souvent observée.

Pour la suite, les définitions suivantes sont retenues :

L'Occupation du Sol (Land Cover) est la couverture bio-physique observable, objective, naturelle ou anthropique, de la surface terrestre à un moment donné, incluant l'hydrographie extérieure en tant que milieu physique (cours d'eau, lac, étang, lagune, mer) et les sols au sens de substrat en tant que couche primaire de l'occupation du sol (sol nu, litière, champs avant production, carrière…).

L'Utilisation du Sol (Land Use) est l'activité humaine directement liée à la surface terrestre, ayant un impact sur elle et/ou utilisant ses ressources, dans le but d'obtenir des produits ou des avantages. L'utilisation du sol s'inscrit dans la durée et inclut la manière dont l'activité humaine modifie l'occupation du sol, le but de cette activité et la fonction qu'elle attache à l'espace.

Si pour passer de l'occupation du sol à l'utilisation du sol, il conviendrait d'intégrer les informations liées aux activités humaines, une première simplification est de considérer que l'occupation du sol est la source principale d'information pour définir l'utilisation du sol. Par la suite, nous serons amenés à poser des hypothèses très fortes sur l'impact des activités humaines sur le milieu pour élaborer la réalisation des indicateurs de pression (ou « aléa »). L'intérêt de cet indicateur est autant sa valeur informationnelle que le questionnement qu'il suscite puisqu'il conduit à définir une hiérarchie dans des processus naturels et humains difficilement mesurables.

5.3.1. Sources de données

Les données d'occupation du sol disponibles en Languedoc-Roussillon sont structurées au sein de bases de données accessibles sur convention ou payantes.

L'inventaire mené sur la zone met en lumière 5 bases de données aux objectifs différents (Tableau 32). En cohérence avec ces objectifs, les données ont des résolutions spatiales, temporelles et sémantiques adaptées et recouvrent des étendues spatiales qui peuvent être spécifiques. Il est à noter que la plupart des nomenclatures sont hybrides, dans le sens où elles mélangent des informations relatives à l'occupation du sol et à son utilisation.

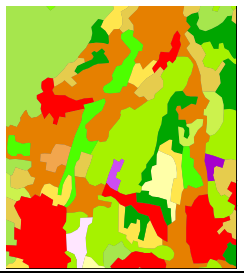
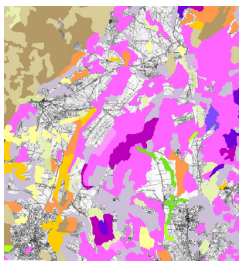
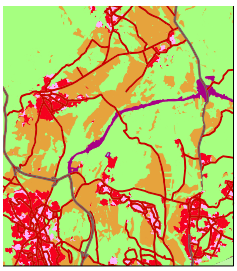
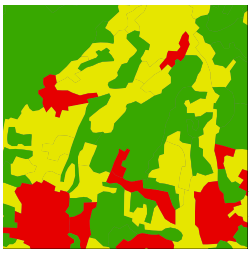
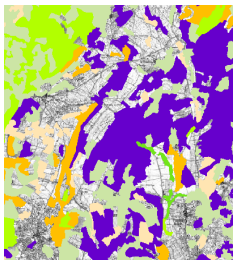
BDOS	CLC	BD IFN	DRAAF LR
Version	1.0 (1990) ; 2.0 (2006)	1.0 numérisé 2.0 France en cours	Version 1.0
Date	1990, 2000, 2006	1995 2005	2009
Résumé	Base de données d'occupation du sol utilisant une nomenclature normalisée et homogène au niveau européen.	L'inventaire forestier national est un inventaire permanent quantitatif et qualitatif de la ressource en bois du territoire métropolitain.	Base de données produite pour la quantification de la consommation des terres agricoles commandée par la DRAAF LR.
Accessibilité	Convention de cession de droit d'usage contre retour d'information	Commercialisation	Convention de cession de droit d'usage contre retour d'information
Echelle	1:100 000	1:25 000	
Mise à jour	Tous les 10 ans	Permanente à raison de 8 à 10 départements par an	Pas prévue actuellement
Exemple : **Environs de la source du Lez** **Niveau fin**			
Exemple : **Environs de la source du Lez** **Niveau agrégé**			

Tableau 32 : Bases de données d'occupation du sol disponibles

Indiquons, pour information, l'existence de deux autres bases de données la BD Topo ® produite par l'IGN (infrastructure et bâtis essentiellement) et la BD Géozoom de Sig LR (zones humides uniquement sur la zone côtière de la région Tableau 33).

BDOS	BD topo ®	**Géozoum** Bande côtière
Version		1.0
Date	2009	2001
Résumé	Base de données de l'IGN regroupant les infrastructures, le bâtis, les zones d'activités, l'hydrographie, dans certains cas, la végétation (arborée essentiellement)…	Base de données géoréférencées d'occupation du sol des zones humides du littoral du Languedoc-Roussillon et de leurs bassins versants
Accessibilité	Commercialisation	Convention de cession de droit d'usage contre retour d'information
Echelle	1:5 000 à 1:50 000	1:50 000
Mise à jour	permanente	Permanente en fonction des remontées des utilisateurs

Tableau 33 : Autres bases de données d'occupation du sol

Les bases de données de l'IFN désormais IGN-IFN, BD Topo ® et Géozoum sont trop spécifiques pour être exploitées dans notre étude. Aussi, par la suite, nous utilisons deux sources de données pour caractériser l'occupation du sol de la zone étudiée : d'une part, les données de la DRAAF Languedoc-Roussillon 2009, et d'autre part, CORINE Land Cover CLC (1990, 2000 et 2006).

Données « DRAAF Languedoc-Roussillon 2009»

Ces données d'occupation du sol ont été produites dans le cadre d'une étude réalisée par l'UMR TETIS pour le compte du Ministère en charge de l'Agriculture (DRAAF L-R) intitulée : « ANALYSE DU POTENTIEL AGRONOMIQUE AFFECTE PAR L'AMENAGEMENT DU TERRITOIRE EN LANGUEDOC-ROUSSILLON – Phase 2 - 2009/2010» *(*Balestrat et al. 2011).

Les images ont été fournies par la société RapidEye qui a réalisé une couverture spécifique pour l'étude au printemps / été 2009 sur la région. Ces données ont une résolution de 5 mètres en couleur (canaux bleu, vert, rouge, red edge et proche infra rouge). La méthode de traitement, réalisée à partir d'une classification orientée objet est décrite précisément dans l'étude et aboutit à une répartition en 7 classes.

Les données concernant les routes, provenant de la BD Topo ® de l'IGN ont été ajoutées pour aboutir à la nomenclature donnée dans le tableau ci-dessous (Tableau 34*).*

Nom de classe	Méthode utilisée
Zone artificialisée	Classification orientée objet puis correction par photo-interprétation
Végétation urbaine	
Espace agricole	
Zone naturelle	
Zone en eau	
Zone naturelle humide	
Carrière, chantier, décharge	
Route 10 m	BD Carto ® de l'IGN
Route 20 m	

Tableau 34 : Occupation du sol « DRAAF LR 2009 » - Nomenclature retenue

Données « Corine Land Cover »

La base de données géographique CORINE Land Cover (CLC) est produite dans le cadre du programme européen de coordination de l'information sur l'environnement CORINE. Cet inventaire biophysique de l'occupation des terres fournit une information géographique de référence pour 38 états européens et pour les bandes côtières du Maroc et de la Tunisie. Ces données sont en accès libre.

La continuité du programme et la diffusion des données CORINE Land Cover sont pilotées par l'Agence européenne pour l'environnement. En France, le service de l'observation et des statistiques du ministère de l'Ecologie est chargé d'en assurer la production, la maintenance et la diffusion.

Les fichiers disponibles comprennent :

- les bases complètes : celles-ci découpent le territoire en polygones de plus de 25 ha (5 ha en Languedoc-Roussillon)[6] ayant chacun un code d'une nomenclature, et ce pour les années 1990, 2000 et 2006 ;

- les bases de changements qui cartographient les mutations de plus de 5 hectares intervenues entre deux dates. Chaque polygone de changement contient le code d'occupation du sol initial et final.

La nomenclature s'articule suivant trois niveaux hiérarchisées, avec 44 postes au niveau 3, 15 au niveau 2 et 5 au premier niveau. La liste des classes est donnée en Annexe 5.

[6] http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/donnees-ligne/th/environnement-2.html L'unité minimale de cartographie (UMC) est de 5 ha pour la Région Languedoc-Roussillon.

5.3.2. Production des cartographies, synthèses statistiques

Production des cartographies

La cartographie de l'occupation du sol issue des données DRAAF LR 2009 est donnée en Annexe 6. Pour la qualité de la représentation, les classes « routes 10 m » et « routes 20 m » ont été regroupées.

Les cartographies produites à partir des données de CORINE Land Cover présentent :

- l'occupation du sol en 2006 (Annexe 7) ;

- les changements intervenus entre 1990 et 2000 (Annexe 8) ;

- les changements intervenus entre 2000 et 2006 (Annexe 9).

Pour un souci de lisibilité, les cinq classes de niveau 1 ont été retenues pour les représentations cartographiques.

A partir des occupations du sol identifiées, on peut construire une table de correspondance entre les deux nomenclatures (Tableau 35).

CLC		DRAAF LR
112	Tissu urbain discontinu	Zone artificialisée
121	Zones industrielles et commerciales	
		Route 10 m
		Route 20 m
131	Carrières	Carrière, chantier, décharge
142	Equipements sportifs	Végétation urbaine
211	Terres arables	Espace agricole
221	Vignobles	
222	Vergers	
231	Prairies	
242	Systèmes culturaux parcellaires complexes	
243	Surfaces agricoles dans de grands espaces naturels	
311	Forêt de feuillus	Zone naturelle
312	Forêt de conifères	
313	Forêt mélangée	
321	Pelouses, pâturage	
323	Végétation sclérophylle	
324	Forêt et végétation arbustive en mutation	
333	Végétation clairsemée	
		Zone naturelle humide
		Zone en eau

Tableau 35 : Table de correspondance des nomenclatures d'occupation du sol utilisées

Occupation du sol

- **Données DRAAF LR 2009**

Classe	Surface (km^2)	Surface (%)
Carrière, chantier, décharge	2,36	0,48
Espace agricole	107,36	21,69
Route 10m	16,02	3,24
Route 20m	2,06	0,42
Végétation urbaine	8,21	1,66
Zone artificialisée	15,69	3,17
Zone en eau	0,17	0,03
Zone naturelle	342,98	69,31
Zone naturelle humide[7]	0,00	0,00
Total	**494,84**	**100,00**

Tableau 36 : Occupation du sol : répartition des surfaces de la zone d'étude (km^2 et %). Données DRAAF LR 2009 (Tableau)

Les statistiques d'occupation du sol pour les données DRAAF LR 2009 sont présentées le Tableau 36 ci-dessus et la Figure 65. La zone d'étude est principalement couverte de zones naturelles (près de 70% de la surface). Les activités agricoles (21%), les zones urbaines (5%) se concentrent respectivement sur l'Est et au Sud-Est. Le reste se répartit entre les infrastructures routières (3,7%), les carrières, chantiers (0,4%) et les zones en eau (0,04%).

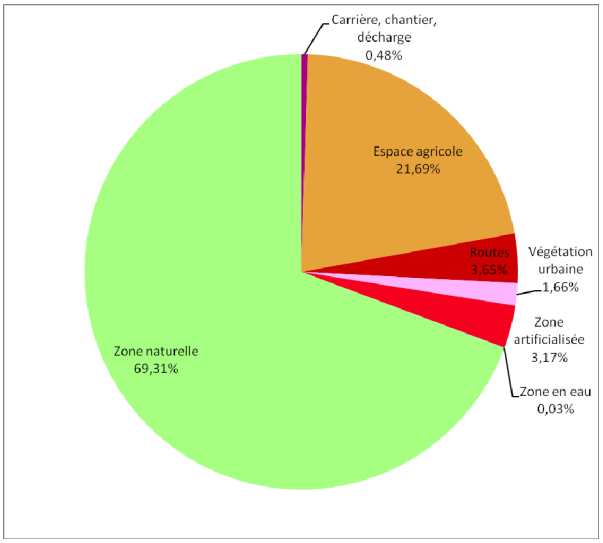


Figure 65: Occupation du sol : répartition des surfaces de la zone d'étude (%). Données DRAAF LR 2009 (Graphique)

- **Données CLC 2006**

[7] Valeurs < 0,01

Les statistiques d'occupation du sol pour les données CLC 2006 sont présentées ci-dessous (Tableau 37 et Figure 66).

Occupation du sol dominante, la zone naturelle est principalement composée de végétation sclérophylle (46%). Les strates arbustives et herbacées représentent 73% des zones naturelles. La garrigue couvre ainsi 35% de la zone d'étude et le reste correspond à la strate arborée dominée par les forêts de feuillus.

Trois grands types de cultures dominent le paysage de la zone d'étude. Les vignobles représentent 63% de l'espace agricole. Les systèmes culturaux à parcellaire complexe correspondent quant à eux à 18%. Les surfaces à dominante agricole mais comprenant des espaces naturels importants couvrent 17% de l'occupation du sol agricole.

La quasi-totalité des zones artificialisées correspond à une urbanisation discontinue avec du bâti diffus.

	Surfaces individuelles		**Surfaces agrégées**		
Classe	**Surface (km^2)**	**Surface (%)**	**Surface (km^2)**	**Surface (%)**	**Classe**
112	22,07	4,46	22,32	4,51	Zone artificialisée
121	0,25	0,05			
131	0,98	0,20	0,98	0,20	Carrière, chantier, décharge
142	1,07	0,22	1,07	0,22	Végétation urbaine
211	1,44	0,29	134,68	27,22	Espace agricole
221	84,31	17,04			
222	0,45	0,09			
231	1,42	0,29			
242	24,16	4,88			
243	22,90	4,63			
311	55,74	11,26	335,80	67,86	Zone naturelle
312	12,25	2,48			
313	22,20	4,49			
321	35,47	7,17			
323	153,72	31,07			
324	54,75	11,06			
333	1,67	0,34			
Total	494,84	100,00	494,84	100,00	

Tableau 37 : Occupation du sol : répartition des surfaces de la zone d'étude (%) Données CLC 2006, agrégées en 5 classes

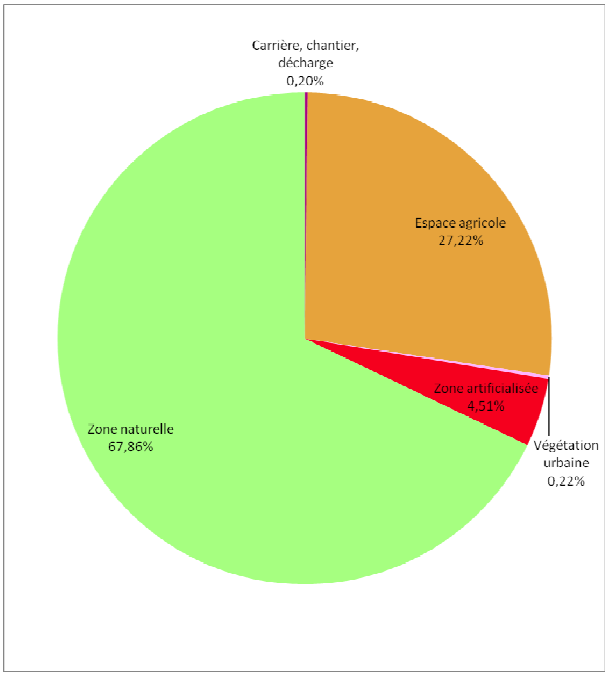


Figure 66 : Occupation du sol : répartition des surfaces de la zone d'étude (%) Données CLC 2006, agrégées en 5 classes (Graphique)

- **Comparaison des données**

Dans l'hypothèse où l'occupation du sol a peu varié entre 2006 et 2009, on peut tenter de comparer les statistiques d'occupation du sol pour les données CLC 2006 et DRAAF LR 2009.

Les chiffres sont donnés dans le tableau et représentés dans le graphique ci-dessous (Tableau 38 et Figure 67).

Classe	CLC	DRAAF LR
Carrière, chantier, décharge	0,20	0,48
Espace agricole	27,22	21,69
Route 10m	Nd	3,24
Route 20m	Nd	0,42
Végétation urbaine	0,22	1,66
Zone artificialisée	4,51	3,17
Zone en eau	Nd	0,03
Zone naturelle	67,86	69,31
Zone naturelle humide	Nd	0,00
Total	100,00	100,00

Tableau 38: Occupation du sol : comparaison des statistiques pour les données CLC 2006 et DRAAF LR 2009 (agrégées selon la nomenclature de de la DRAAF LR)

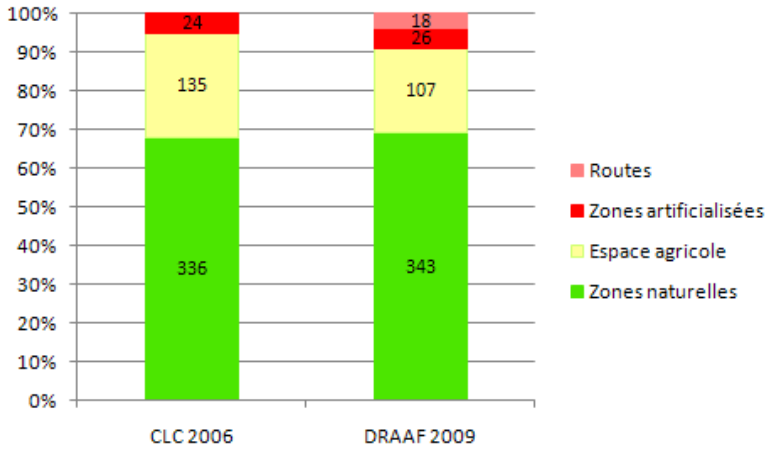


Figure 67 : Occupation du sol : comparaison des statistiques exprimées en % et en km² pour les données CLC 2006 et DRAAF LR 2009 (agrégées respectivement en 3 et 4 classes)

Les méthodes de détermination de l'occupation du sol étant différentes, les résultats obtenus le sont également.

Tout d'abord, la résolution utilisée pour les données CLC 2006 n'est pas suffisante pour distinguer les routes. Celles-ci ne sont donc pas représentées, alors qu'elles le sont pour les données DRAAF LR 2009. La superficie concernée n'est pas négligeable, puisqu'elle est estimée à 3,7 % du total.

Les zones urbaines ont des surfaces comparables. La somme des classes artificialisées (zone urbaine, végétation urbaine) définies par l'étude DRAAF correspond à la surface de la classe zone urbaine définie dans CLC en tant que tissu urbain discontinu.

La taille importante de l'unité minimale de cartographie (UMC) pour CLC 2006 ne permet pas de prendre en compte des zones de faible superficie relative comme les infrastructures routières. Si l'on ajoute les routes aux zones artificialisées, la différence de résultats entre les deux méthodes est alors très marquée, avec des valeurs qui vont quasiment du simple au double, respectivement 4,9 % pour CLC 2006 et 8,5 % pour DRAAF LR 2009.

Pour les zones agricoles, la taille de l'UMC ne permet pas d'obtenir un découpage fin des limites et il en résulte une surévaluation pour la méthode CLC 2006. Ces distorsions ont été observées dans de nombreux cas d'étude. Toutefois, les statistiques sont cohérentes et cette surévaluation peut être modulée. Ainsi, dans les unités de paysage classées en tant que « Surfaces agricoles dans de grands espaces naturels », aucun sous-ensemble homogène de 25 ha ou plus ne peut être isolé en territoire agricole ou en espaces naturels. Les terres agricoles occupent alors entre 25 % et 75 % de la surface totale de l'unité. En intégrant cette fourchette dans l'estimation des surfaces naturelles comprises dans cette classe, et en la répercutant sur la surface agricole totale, la surface des terres agricoles définie par CLC serait plutôt comprise entre 23,7% et 26% de la surface de la zone d'étude au lieu des 27,2% initiaux.

Enfin, les valeurs pour les zones naturelles sont comparables. Il est vraisemblable que, dans ce cas, la taille importante des unités de paysages concernées permette leur prise en compte par les deux méthodes de façon équivalente.

La cartographie de l'artificialisation des terres réalisée par l'UMR TETIS pour le compte de la DRAAF LR est une cartographie fine de l'occupation du sol avec toutefois un nombre de postes

réduit puisque seules les entrées concernant l'urbain sont précises. La principale différence réside dans la mise en évidence des routes qui représentent 4% du territoire sur la cartographie DRAAF. On peut noter également une augmentation des surfaces de zones artificialisées ainsi que de celles des zones naturelles. Ce sont les zones agricoles qui « perdent » près de 20% de leur surface, par le simple fait de l'usage d'une cartographie plus fine (mise en évidence des routes, mais aussi d'espaces interstitiels : fossés, haies, arbres…).

5.3.3. Evolution de l'occupation du sol

La disponibilité des données CLC pour les années 1990, 2000 et 2006 permet d'envisager l'analyse de l'évolution de l'occupation du sol sur la période.

- **Evolutions globales**

Les évolutions globales d'occupation du sol pour la zone entre 1990 et 2000, puis entre 2000 et 2006 sont représentées dans les graphiques (Figure 68 et Figure 69). [N.B. : 1xx → 2yy indique les changements de la classe 100 à la classe 200, etc.]. Une cartographie des résultats est donnée en Annexe 8 et en Annexe 9.

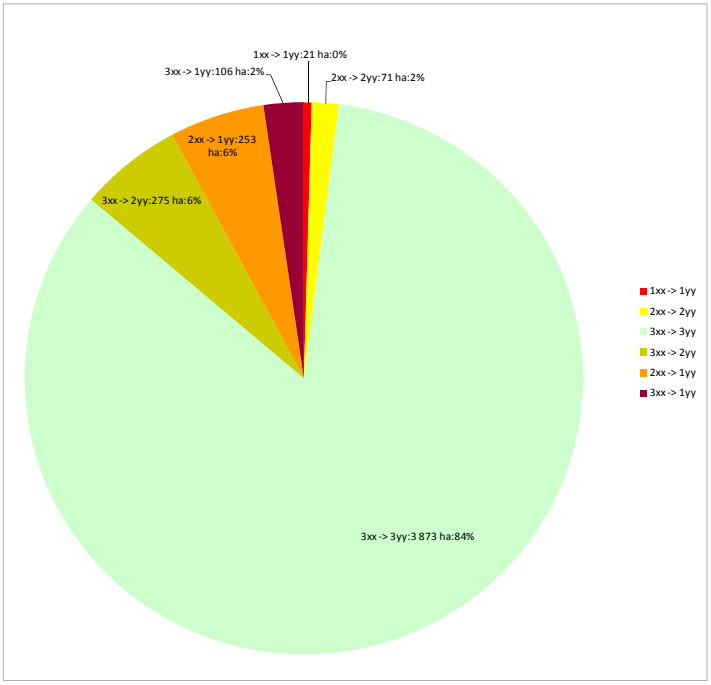


Figure 68 : Changement d'occupation du sol entre 1990 et 2000 : surfaces (ha) et % après agrégation en 3 classes. Données CLC 1990 et 2000

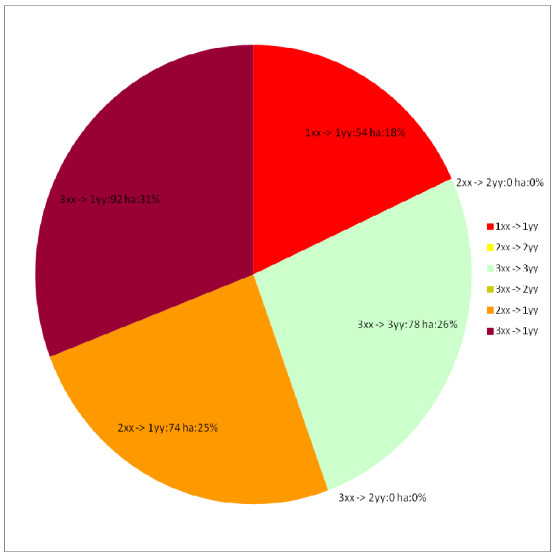


Figure 69 : Changement d'occupation du sol entre 2000 et 2006 : surfaces (ha) et % après agrégation en 3 classes. Données CLC 2000 et 2006

Près de 14% de l'occupation du sol de la zone d'étude a évolué entre 1990 et 2000. Les changements intervenus entre 1990 et 2000 qui portent sur des mutations au sein de la classe 300 correspondent vraisemblablement :

- à des changements intervenus dans le mode de détermination au sein de la classe 300 ;
- à des accrus forestiers et à des reprises après incendie.

Ils sont peu significatifs au regard de la problématique de l'étude.

La mise en culture de zones naturelles représente 275 ha, ce qui est significatif.

En revanche, sur la période 2000-2006, les surfaces ont globalement peu évolué (moins d'un km^2). Lorsqu'il y a évolution, c'est au profit de l'artificialisation des terres.

La partie suivant détaille l'évolution de l'urbanisation.

- **Urbanisation**

D'après les recensements de l'INSEE, les 43 communes comprises tout ou en partie dans la zone d'étude ont vu leur population augmenter de 55% entre 1990 et 2009, passant d'une population de 46434 à 72081 habitants. Si l'augmentation a été particulièrement forte entre 1990 et 1999 (30%), elle reste importante entre 1999 et 2009 (18%).

L'objectif de cette partie est de quantifier l'impact de cette arrivée de population sur l'occupation du sol en analysant de façon plus spécifique l'évolution de l'urbanisation sur la zone concernée.

- **Evolution à l'échelle de la zone d'étude**

Le tableau et le graphique ci-dessous donnent les statistiques d'évolution en surface des zones naturelles et agricoles vers la classe 100 (Tableau 39 et Figure 70).

Urbanisation	1990 -> 2000	2000 -> 2006
de terres agricoles	253 ha	74 ha
de zones naturelles	106 ha	92 ha
Total	359 ha	166 ha

Tableau 39 : Urbanisation de terres agricoles et de zones naturelles (ha) entre 1990 et 2000, et 2000 et 2006. Données CLC.

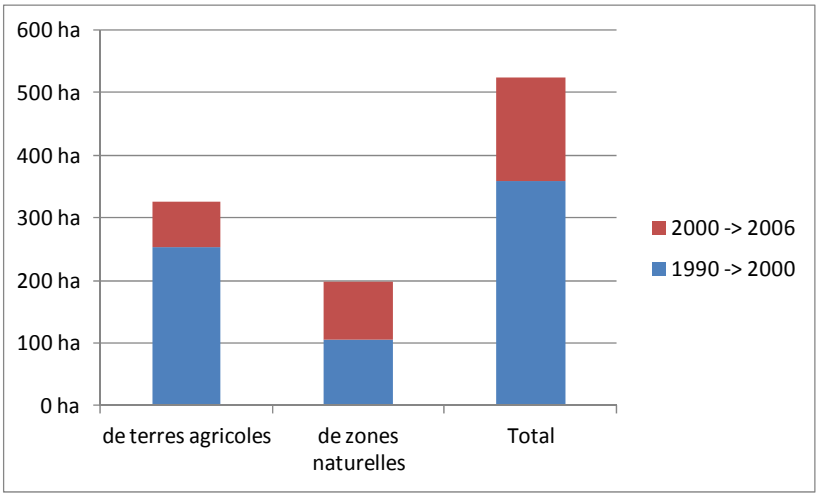


Figure 70 : Urbanisation de terres agricoles et de zones naturelles (ha) entre 1990 et 2000, et 2000 et 2006. Données CLC.

Le tableau et le graphique ci-dessous donnent les statistiques d'évolution en % de la zone d'étude des zones naturelles et agricoles vers la classe 100 (Tableau 40 et Figure 71).

Urbanisation (%)	1990 -> 2000	2000 -> 2006
de terres agricoles	0,50%	0,15%
de zones naturelles	0,21%	0,18%
Total	**0,71%**	**0,33%**

Tableau 40: Urbanisation de terres agricoles et de zones naturelles (% de la zone d'étude) entre 1990 et 2000, et 2000 et 2006. Données CLC.

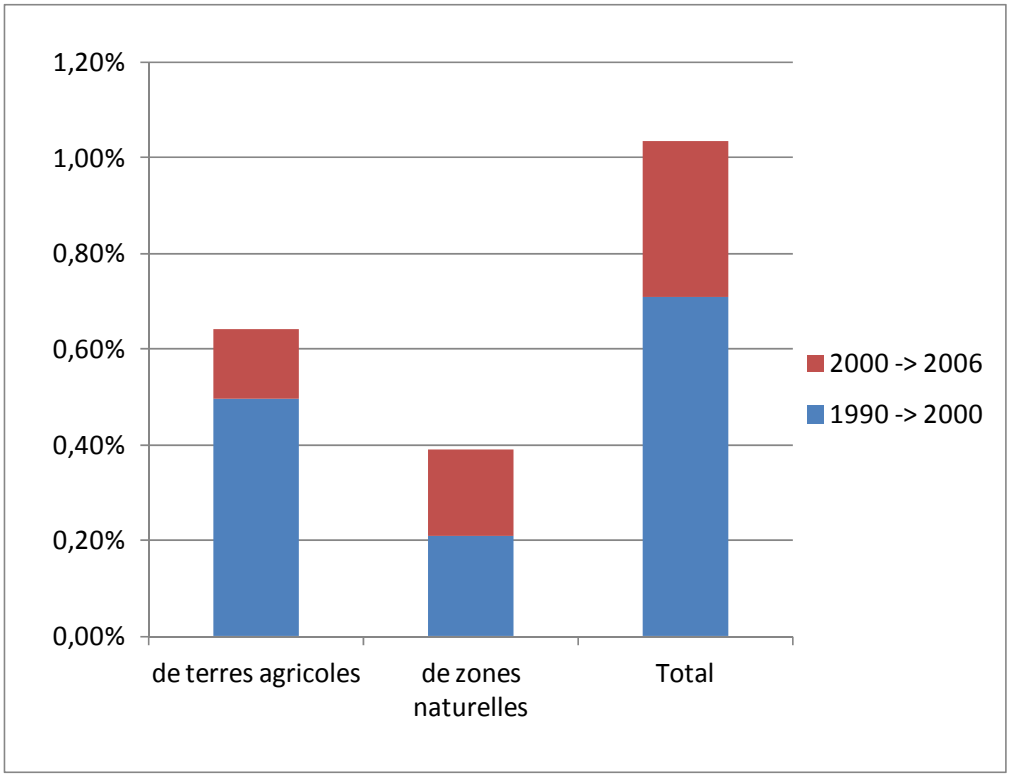


Figure 71: Urbanisation de terres agricoles et de zones naturelles (% de la zone d'étude) entre 1990 et 2000, et 2000 et 2006. Données CLC.

Le calcul d'un pourcentage annuel d'évolution permet d'apprécier la dynamique de l'urbanisation. Les résultats sont donnés dans le tableau et le graphique ci-dessous (Tableau 41 et Figure 72).

Urbanisation en % / an	**1990 -> 2000**	**2000 -> 2006**
de terres agricoles	0,05%	0,02%
de zones naturelles	0,02%	0,03%
Total	**0,07%**	**0,05%**

Tableau 41: Dynamique d'urbanisation de terres agricoles et de zones naturelles (% de la zone d'étude / an) entre 1990 et 2000, et 2000 et 2006. Données CLC.

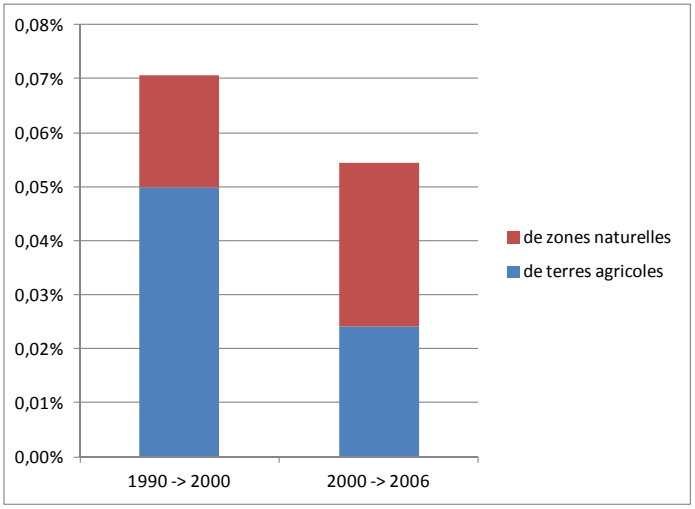


Figure 72 : Dynamique d'urbanisation de terres agricoles et de zones naturelles (% de la zone d'étude / an) entre 1990 et 2000, et 2000 et 2006. Données CLC.

Il apparaît que la dynamique d'urbanisation ralentit entre les deux périodes, mais ce résultat est à prendre avec précaution. En effet, l'UMC de 5 ha utilisée ne prend pas en compte les zones d'urbanisation inférieures à cette limite, ce qui conduit à une sous-évaluation des zones et de leur évolution.

- **Evolution de l'urbanisation à l'échelle communale**

L'intersection des polygones des communes avec ceux des changements d'occupation du sol permet d'affiner l'analyse au niveau communal. Le graphique ci-dessous (Figure 73) fait apparaitre les variations des surfaces urbanisées dans les communes pour lesquelles des changements sont intervenus soit entre 1990 et 2000, soit entre 2000 et 2006, soit les deux.

L'urbanisation intervient principalement dans les parties centre et sud de la zone. Il est vraisemblable que les communes plus éloignées de l'agglomération de Montpellier aient connu également une urbanisation, mais que celle-ci n'apparaît pas en raison de la taille de l'UMC.

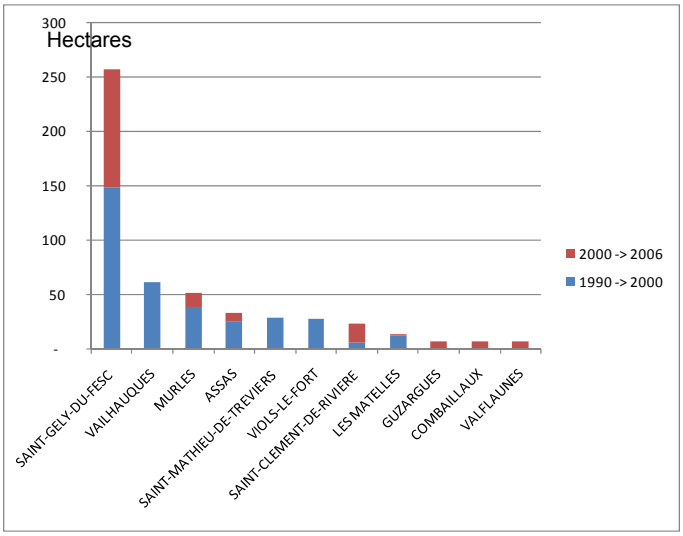


Figure 73 : Variation des surfaces urbanisées par commune (ha) entre 1990 et 2000 et 2000 et 2006. Données CLC

La population a, quant à elle, évolué de façon différente sur chacune de ces communes (Figure 74).

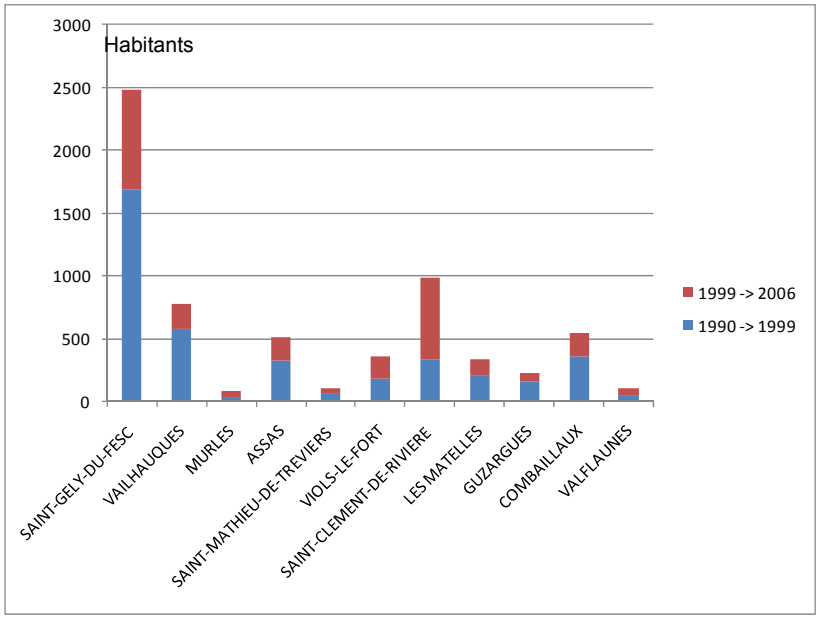


Figure 74 : Variation de la population par commune (hab) entre 1990 et 1999 et entre 2000 et 2006. Données INSEE.

On distingue Saint-Clément de Rivière et Saint-Gély du Fesc par leur densité de population relativement élevée (300 à 500 habitants / km^2 de la surface totale de la commune, Figure 75).

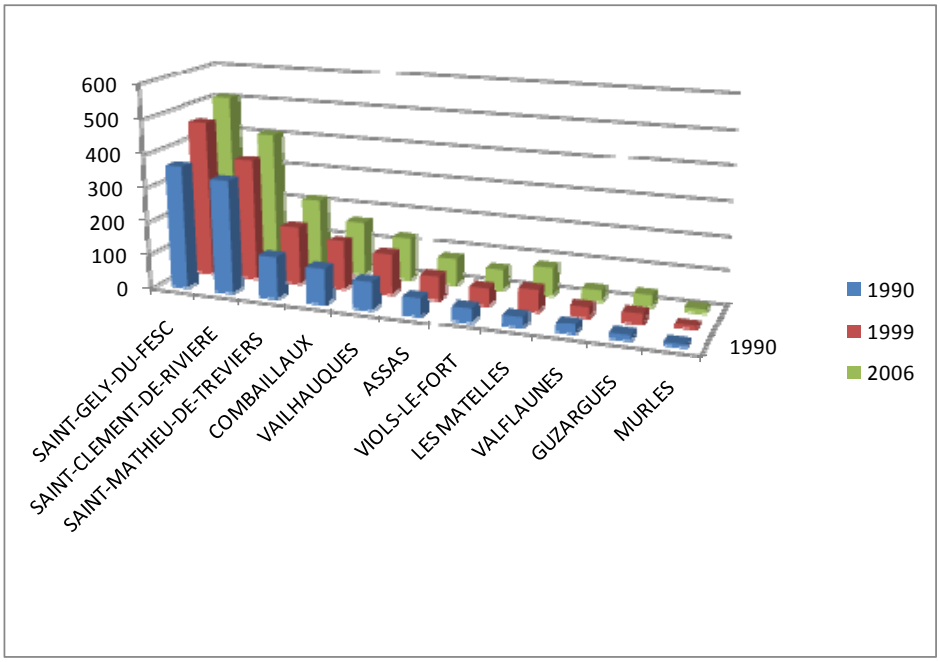


Figure 75 : Densité de population par km^2 de la surface totale de la commune, réalisée à partir des recensements légaux de 1990, 1999 et 2006 et des limites de communes. Données INSEE

On ne détecte pas d'évolution notable de la classe 112 (tissu urbain discontinu) de CLC 1990, 2000 et 2006 pour les communes de Saint-Clément-de-Rivière, Viols-Le-Fort, Combaillaux et

Valfaunès. Cela revient à dire qu'on assisterait à un phénomène de concentration de la population. L'expansion urbaine détectée correspond à des zones d'activités. En revanche, pour les autres communes, l'expansion de la classe 112 est détectable : l'étalement urbain ne compense pas l'accroissement de la population.

5.4. VULNERABILITE ET ALEAS

On distinguera deux types d'aléas rendant compte des activités humaines : les aléas ayant des emprises spatiales et pouvant être en première approche caractérisés par l'occupation du sol, et les aléas « ponctuels » qui seront uniquement définis à partir des données liées aux stations d'épuration.

Cette partie contient trois étapes. La première consiste à croiser les cartographies de l'occupation du sol avec celle de l'indice de vulnérabilité générale produite en 5.2.7. La seconde étape consiste à présenter la démarche de construction d'indicateurs de risque dont l'objectif consiste à résumer, dans un but d'aide à la décision, ce croisement. Enfin, la troisième étape présente les résultats concernant les stations d'épuration.

5.4.1. Croisement de l'occupation du sol avec la carte de vulnérabilité

La cartographie de l'indice de vulnérabilité générale a été croisée avec les deux couches d'occupation du sol. On aboutit alors aux Tableau 42 et Tableau 43. Les résultats des deux croisements affichent une cohérence d'ensemble. Les zones les plus vulnérables (zone 3 et 4) sont essentiellement en zone naturelle ou agricole, puis dans une moindre mesure, le réseau routier de petite importance (route de largeur inférieure à 10m). Les activités agricoles présentes sur les zones vulnérables (type 3 et 4) sont essentiellement la viticulture et dans une moindre mesure des activités extensives. On trouve en effet la présence de la classe 243 – surface agricoles dans de grands espaces naturels et 242 systèmes culturaux sur parcellaires complexes.

	Vulnérabilité			
Classe d'occupation du sol LR	**1**	**2**	**3**	**4**
Carrière, chantier, décharge	0,5%	0,5%	0,4%	0,7%
Espace agricole	13,0%	27,9%	16,3%	30,5%
Route 10m	2,1%	4,0%	2,7%	3,6%
Route 20m	0,1%	0,4%	0,4%	0,6%
Végétation urbaine	1,2%	2,2%	1,2%	1,8%
Zone artificialisée	2,6%	4,3%	2,4%	3,4%
Zone en eau	0,0%	0,0%	0,0%	0,2%
Zone naturelle	80,4%	60,8%	76,6%	59,2%
Zone naturelle humide	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Total (%)	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%
Superficie totale (km2)	**18,9**	**173,8**	**245,6**	**56,5**

Tableau 42 : Répartition(en %) de chaque classe de vulnérabilité générale en fonction des classes d'occupation du sol issues de la cartographie DRAAF 2009

Environ 92 % des zones 3 et 4 (vulnérables) sont en zone naturelle et agricole.

		Vulnérabilité			
Classe d'occupation du sol CLC		**1**	**2**	**3**	**4**
Tissu urbain discontinu	112	5,7%	6,4%	3,2%	3,3%
Zones industrielles et commerciales	121	0,0%	0,1%	0,0%	0,2%
Extraction de matériaux	131	0,3%	0,1%	0,3%	0,0%
Équipements sportifs et de loisirs	142	1,2%	0,4%	0,1%	0,0%
Terres arables hors périmètres d'irrigation	211	0,2%	0,4%	0,3%	0,0%
Vignobles	221	6,5%	20,7%	11,2%	34,5%
Vergers et petits fruits	222	0,0%	0,0%	0,0%	0,7%
Prairies	231	0,9%	0,5%	0,2%	0,0%
Systèmes culturaux et parcellaires complexes	242	3,3%	8,5%	3,0%	2,6%
Surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels importants	243	2,2%	5,9%	3,6%	5,9%
Forêts de feuillus	311	8,3%	11,3%	13,1%	4,0%
Forêts de conifères	312	4,0%	3,4%	1,7%	2,6%
Forêts mélangées	313	7,9%	2,5%	3,8%	12,3%
Pelouses et pâturages naturels	321	14,5%	4,9%	9,5%	1,6%
Végétation sclérophylle	323	32,4%	25,8%	38,8%	13,1%
Forêt et végétation arbustive en mutation	324	12,5%	9,0%	10,8%	18,1%
Végétation clairsemée	333	0,1%	0,1%	0,4%	1,0%
	Total	**100%**	**100%**	**100%**	**100%**
	Total (km^2)	**18,9**	**173,8**	**245,6**	**56,5**

Tableau 43 : Répartition de chaque classe de vulnérabilité générale en fonction des classes d'occupation du sol issues de la cartographie CLC 2006

5.4.2. Evaluation du risque

La cartographie du risque suppose que l'on puisse évaluer, d'une part, l'aléa, et, d'autre part, la vulnérabilité, le risque étant donné par la relation suivante :

risque = aléa x vulnérabilité

Représenter ce risque consiste en la construction d'indicateurs ou d'indices soumis à différents critères :

- pertinence : choix de bases théoriques, qualité des données en cohérence avec les méthodes statistiques retenues, représentativité spatiale et temporelle ;

- opérationnalité : accessibilité des données, reproductibilité de la méthode, coût limité ;

- adéquation avec les attentes des acteurs.

Si la caractérisation de la vulnérabilité intrinsèque de l'aquifère repose sur une méthode scientifique robuste, il est en revanche plus difficile de caractériser l'aléa dû à l'activité humaine. En effet, la diversité des sources potentielles et des natures de pollution est telle qu'il est impossible de les recenser de façon exhaustive et d'en évaluer un facteur d'occurrence. La construction d'indicateurs ne se concevra donc qu'en alliant méthode scientifique, dires d'expert et objectifs des acteurs.

5.4.3. Aléas d'occupation du sol et indice relatif de risque

En première approche et à titre d'illustration, l'hypothèse d'aléa retenue repose de façon empirique sur une hiérarchisation de l'occupation du sol en trois classes d'aléa croissant :

- aléa faible : zone naturelle (valeur 1)

- aléa modéré : zone agricole (valeur 2)

- aléa fort : zone urbanisée et routes (valeur 3)

Sous cette hypothèse, le croisement avec l'indice de vulnérabilité PaPRIKa permet de déterminer un indice **relatif** de risque, calculé comme produit : indice de risque = indice d'aléa x indice de vulnérabilité.

Les valeurs de l'indice d'aléa allant de 1 à 3, et celle de l'indice de vulnérabilité de 0 à 4 (en fait de 1 à 4), les valeurs de l'indice relatif de risque calculé varient de 1 à 12.

Les résultats sont présentés sur deux cartes ayant pour base l'occupation du sol « DRAAF LR 2009 » (Annexe 10) pour la première et l'occupation du sol « CLC 2006 » (Annexe 11) pour la deuxième. Les valeurs de l'indice relatif de risque sont regroupées en 3 classes (1 à 3, 4 à 6, 8 à 12).

L'occupation du sol « DRAAF LR 2009 » donne un niveau de détail plus fin que « CLC 2006 », ainsi que les routes. Néanmoins, si une action publique devait être initiée sur les zones considérées les plus à risque, avec une approche globale à l'échelle d'une commune par exemple, la carte basée sur les données « DRAAF LR 2009 » n'apporte pas de gain significatif, hormis l'indication des routes, par rapport à celle basée sur le données « CLC 2006 ».

5.4.4. Aléas ponctuels : cas des stations d'épuration

Outre l'aléa réparti lié à l'occupation du sol, il paraît intéressant de répertorier les sources ponctuelles potentielles de pollution comme les stations d'épuration. L'étude se focalise sur celles-ci, mais pourrait également porter sur l'ensemble des installations classées pour la protection de l'environnement.

Les données concernant les stations d'épuration proviennent du SATESE (Conseil Général de l'Hérault), de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée et Corse (fichier 2009) et de la base de donnée SANDRE. Les objectifs des gestionnaires des sources de données étant différents, les données disponibles ne sont pas homogènes et il en a été tenu compte dans l'élaboration des cartes.

Lieux des rejets

L'aléa correspondant aux stations d'épuration ne peut pas être calculé, mais *a minima*, la position précise des rejets est cartographiée :

- avec la vulnérabilité PaPRIKa (Annexe 12) ;

- avec le réseau hydrographique (Annexe 13) ;

- avec les zones de perte et les bassins versants associés (Annexe 14).

Les capacités des stations d'épuration, exprimées en EqHab sont présentées en Annexe 15.

Les stations situées sur des zones de forte à très forte vulnérabilité sont celles de Cazevieille, Claret (bourg et les Embruscalles), Lauret, Le Triadou, Les Matelles,Saint Clément (Patus des Granges), Sainte-Croix-de-Quintillargues (en limite orange/jaune, mis ici par précaution), Saint Jean de Cuculle, Saint Mathieu de Tréviers, Sauteyrargues (bourg),Valfaunes (Bourg), Viols-le-Fort.

Les fiches Sandre des stations indiquent que les stations de Lauret et de Saint Bauzille de Montmel ont pour milieu récepteur le Vidourle. Les stations dont les effluents se rejettent sur le bassin du Lez sont les Matelles, Saint Mathieu de Tréviers, le Triadou et Saint-Jean-de-Cuculles.

Saturation des STEP

Les données disponibles n'ont pas permis de réaliser un bilan exhaustif du taux de saturation des STEP de la zone d'étude[8] ; néanmoins quelques éléments peuvent être dégagés.

Avec l'hypothèse de 100% de raccordement de la population concernée, l'analyse (i) du recensement de population de 2009, (ii) des bilans SATESE et (iii) des données « stations d'épuration de l'agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse montre que 45 % des 70 000 habitants qui vivent dans des communes en tout ou partie situées dans la zone d'étude sont raccordés sur des stations d'épuration dont le point de rejet est localisé dans le bassin versant du Lez.

Les 55% restant sont connectés à des stations dont les rejets s'effectuent hors du bassin versant du Lez, soit sur d'autres bassins versants (25%), soit en mer via la station Maera (30%).

Si l'on se concentre sur les stations dont les rejets sont localisés sur le bassin versant du Lez, et que l'on compare la population (31 500 habitants environ) avec la charge totale admissible (40 000 équivalent- habitants), il apparait que, globalement, la capacité cumulée des STEP de la zone est suffisante.

Ce résultat peut toutefois cacher des disparités : ainsi les communes ayant des stations d'épuration d'une charge de plus de 1000 équivalent-habitants semblent bien dimensionnées et présentent une marge de sécurité plus ou moins importante. C'est le cas de Claret, Combaillaux, Les Matelles, Saint Mathieu de Treviers, Saint Clément de Rivière et Saint Gely du Fesc. Il conviendrait de faire une analyse prospective concernant le développement de la population sur ces communes pour mieux connaitre la future pression sur ces stations d'épuration. En ce qui concerne les petites unités (moins de 1000 équivalent habitants), la situation est inversée sauf dans les cas de Pompignan, de Sainte Croix de Quintillargues, de Montaud et de Vacquières.

La sous-capacité nominale des stations semble très marquée pour les communes de Saint Jean de Cuculles, Guzargues, Notre Dame de Londres, Le Triadou, Lauret, Viols le fort, Valflaunes, et Saint Bauzille de Montmel, et dans une moindre importance pour Cazevieille. Cette sous-capacité est sans doute à relativiser car elle peut être liée à l'importance de l'assainissement non collectif déployé sur ces communes peu peuplées.

---

[8] Taux de saturation : charge reçue / charge de dimensionnement, pour deux paramètres : DBO5 (en kg/j) et débit (en m^3/j)

Ce constat semble d'ailleurs corroboré par les taux de saturation faibles de ces STEP qui devraient permettre d'accepter des augmentations ultérieures de charge organique et de volume. Les fiches des bilans journaliers montrent en outre que ces STEP ont des rejets conformes aux arrêtés d'autorisation. Ainsi, une qualification plus précise de l'aléa et ensuite du risque dû aux STEP nécessite un inventaire sur l'ensemble de la zone pour identifier celles qui :

- présentent des risques de saturation hydraulique en temps de pluie, en raison notamment de réseaux dégradés ou non strictement séparatifs, induisant des rejets non conformes ;
- risquent d'atteindre à court terme une charge supérieure à la capacité nominale, induisant une dégradation de la qualité des rejets.

		Saturation	
NOM	**Date du bilan**	**DBO5 (kg/j)**	**Débit (m^3/j)**
Claret Bourg	21/09/2011	39%	35%
Fontanès	28/02/2011	20%	60%
Guzargues	08/11/2010	62%	107%
Lauret	12/10/2010	44%	50%
Murles	13/12/2011	33%	43%
Saint Bauzille de Montmel	07/02/2011	47%	54%
Saint Vincent de Barbeyrargues	30/08/2011	152%*	44%
Sainte Croix de Quintillargues	21/11/2011	ND	ND
Vacquières	27/04/2011	80%	187%

*Tableau 44 : Taux de saturation pour les campagnes 2010-2011 disponibles sur les STEP de la zone d'étude – Données : SATESE – CG 34 (janvier 2012) – Bilans journaliers. *Problème technique identifié, ND : non déterminé*

Cette analyse implique l'examen des PLU et/ou des Schémas directeurs d'assainissement, de façon à prendre compte, d'une part, les développements urbains futurs et, d'autre part, l'assainissement autonome. Les rejets, actuels ou potentiels, sont ensuite à qualifier au regard des traitements employés.

Quantification des rejets

La quantification des rejets des stations permet de hiérarchiser l'aléa correspondant néanmoins, l'hétérogénéité des données ne permet pas de réaliser l'exercice pour l'ensemble de la zone.

Les cartes produites, données à titre indicatif, présentent les quantités journalières rejetées de :

- demande Biologique en Oxygène (DBO_5) (Annexe 16) ;

- demande Chimique en Oxygène (DCO) (Annexe 17) ;

- matières En Suspension (MES) (Annexe 18).

5.5. CONCLUSION ET PERSPECTIVES

L'ensemble des éléments cartographiques utilisés pour caractériser la vulnérabilité de l'aquifère karstique du Lez sont synthétisés à la Figure 76.

D'un point de vue vulnérabilité (Figure 76a), dans la région, de nombreux secteurs possèdent une couverture peu perméable de faible épaisseur ou bien présentent à l'affleurement des terrains calcaires, relativement fracturés et karstifiés, donc propices à l'infiltration. La moitié de al zone d'étude est classée en vulnérabilité globale élevée (50 %). Les zones les plus sensibles (vulnérabilité très élevée ; 11,5 % de la zone d'étude, Figure 76a) sont toutes localisées dans les bassins versants des principales pertes favorisant une infiltration concentrée dans l'aquifère du Lez. Celles-ci se trouvent soit sur des ruisseaux temporaires qui drainent des bassins topographiques constitués de terrains argileux, marneux et marno-calcaires assurant un ruissellement efficace vers les zones de perte, soit sur des zones de failles principales (notamment celle de Corconne - les Matelles) permettant une infiltration rapide de tout polluant vers la ressource en eau.

L'étude de l'occupation et de l'utilisation du sol (Figure 76c) a apporté des éléments permettant de préciser et quantifier les pressions anthropiques s'exerçant sur le bassin du Lez. Les activités agricoles correspondent à environ 25 % de la superficie du bassin. Les zones vulnérables (type 3 et 4) liées à ces dernières sont essentiellement la viticulture et dans une moindre mesure des activités extensives. L'étude des produits phytosanitaires présents dans les eaux souterraines karstiques du bassin a été ciblée sur ceux utilisés sur ces cultures. Les résultats issus du suivi fait sur la source du Lez et les trois principales sources temporaires (Lirou, Fleurette, Restinclières), à différentes périodes hydrologiques, indiquent que l'aquifère du Lez ne semble pas présenter de contamination chronique en pesticides. Il apparait toutefois, notamment en période de crue, que certaines molécules dépassent la norme de potabilité fixée à 100 ng/l. Il existe donc un impact des activités agricoles sur la qualité de la ressource karstique, même si ce dernier n'apparait pas alarmant pour l'heure.

Les zones urbanisées représentent environ 5 % du secteur. A l'image des régions méditerranéennes, la population du bassin a doublé entre 1990 et 2009. L'urbanisation s'est fortement accrue dans certains secteurs, notamment la proche banlieue de Montpellier, au sud de la zone. La consommation des terres qui en résulte est importante, puisqu'environ 500 ha (soit 1% de la zone) sont passés de zone agricole (327 ha) ou de zone naturelle (198 ha) à zone urbanisée. Même s'ils restent difficiles à quantifier, les aléas et les risques de pollution diffuse associés à l'urbanisation s'accroissent vraisemblablement en proportion.

L'évolution des infrastructures liées à la collecte et au traitement des eaux usées domestiques et urbaines n'a pas été aussi rapide : elle est équivalente mais avec peu de marge d'anticipation. Certaines STEP sont situées sur des zones vulnérables à très vulnérables (Cazevieille, Claret (bourg et les Embruscalles), Lauret, Le Triadou, Les Matelles, Saint Clément (Patus des Granges), Sainte-Croix-de-Quintillargues (en limite orange/jaune, mise ici par précaution), Saint Jean de Cuculle, Saint Mathieu de Tréviers, Sauteyrargues (bourg), Valflaunes (Bourg), Viols-le-Fort).

Même si les normes de rejets sont respectées, ces derniers se font la plupart du temps dans des cours d'eau temporaires, en liaison avec des pertes. En période de hautes eaux, ces rejets peuvent donc s'infiltrer rapidement dans le karst soit (1) directement de façon diffuse à travers l'épikarst et/ou la zone non saturée (Viols-le-Fort par exemple), soit (2) de façon concentrée et directe vers la zone non saturée via les systèmes de pertes (Figure 76b). Ceci peut expliquer que, si la ressource en eau de l'aquifère karstique du Lez est de bonne qualité chimique dans l'ensemble, elle peut être de qualité bactériologique parfois médiocre avec des pics de

différents indicateurs de contaminations domestiques (carbamazépine, bactéries de contaminations fécales, MOD, composés organostaniques et anomalies de Gadolinium). En effet, la présence de ces différents composés dans les eaux karstiques traduit la contamination par des eaux usées (fuite de réseau de collecte, assainissements autonomes défaillants, rejets de STEP ou débordements dans les systèmes d'assainissement). En période d'étiage, la contamination perdure par les deux modes d'infiltration, mais dans une mesure bien moindre. Les teneurs en E. Coli, anomalie de Gadolinium et organostaniques sont beaucoup plus faibles mais témoignent néanmoins de cette contamination chronique. La présence de certaines STEP localisées en zones de vulnérabilité globale très élevée (Figure 76b), à proximité des pertes, pourrait être la cause de cette pollution des eaux souterraines et plus particulièrement de la source du Lez. Ces dernières se trouvent non loin de la zone de faille de Corconne-Les Matelles qui constitue un axe de drainage préférentiel des eaux souterraines vers la source du Lez, ce qui implique une plus forte vulnérabilité que les autres sources du système. Cependant les STEP localisées en zone de vulnérabilité globale élevée où les rejets s'infiltrent de façon diffuse dans l'épikarst (par exemple celle de Viols-le-Fort), ainsi que les fuites possibles de réseaux d'assinissements (individuels ou collectifs) participent également à la contamination de l'aquifère et nécessitent à ce titre une surveillance assidue.

Une attention accrue (fréquence des bilans, autosurveillance) est à considérer pour les STEP situées sur les zones où la vulnérabilité est la plus élevée. Dans la même logique et pour ces mêmes zones, il paraît nécessaire d'examiner avec vigilance, voire de réexaminer, les Schémas directeurs d'assainissement dans leurs différentes composantes, notamment : la capacité des installations, le type de traitement, la qualité des rejets attendue, les zones d'assainissement non collectif. Cette attention paraît d'autant plus justifiée que l'on se situe dans la perspective de la poursuite de l'accroissement de la population.

L'indice relatif de risque a été estimé, à titre d'illustration, en couplant l'indice de vulnérabilité globale et les informations d'occupation du sol (Figure 76d). La partie centrale de la zone d'étude présente des zones de risque élevé à très élevé, essentiellement liés à la présence des pertes. La partie du bassin localisée au Sud présente un indice relatif de risque élevé lié essentiellement à l'occupation du sol et la forte urbanisation de certaines zones. Il est conseillé d'utiliser les cartes sans les agréger car elles mettent en évidence la variabilité spatiale relative du risque. Cette première carte de risque qui met en évidence les relations entre pressions urbaines et vulnérabilité du karst peut être déclinée pour mettre en évidence d'autres pressions, les pressions agricoles, par exemple. Pour ce faire, il convient de définir les poids accordés aux différentes pressions avec les utilisateurs finaux pour fournir une carte pertinente.

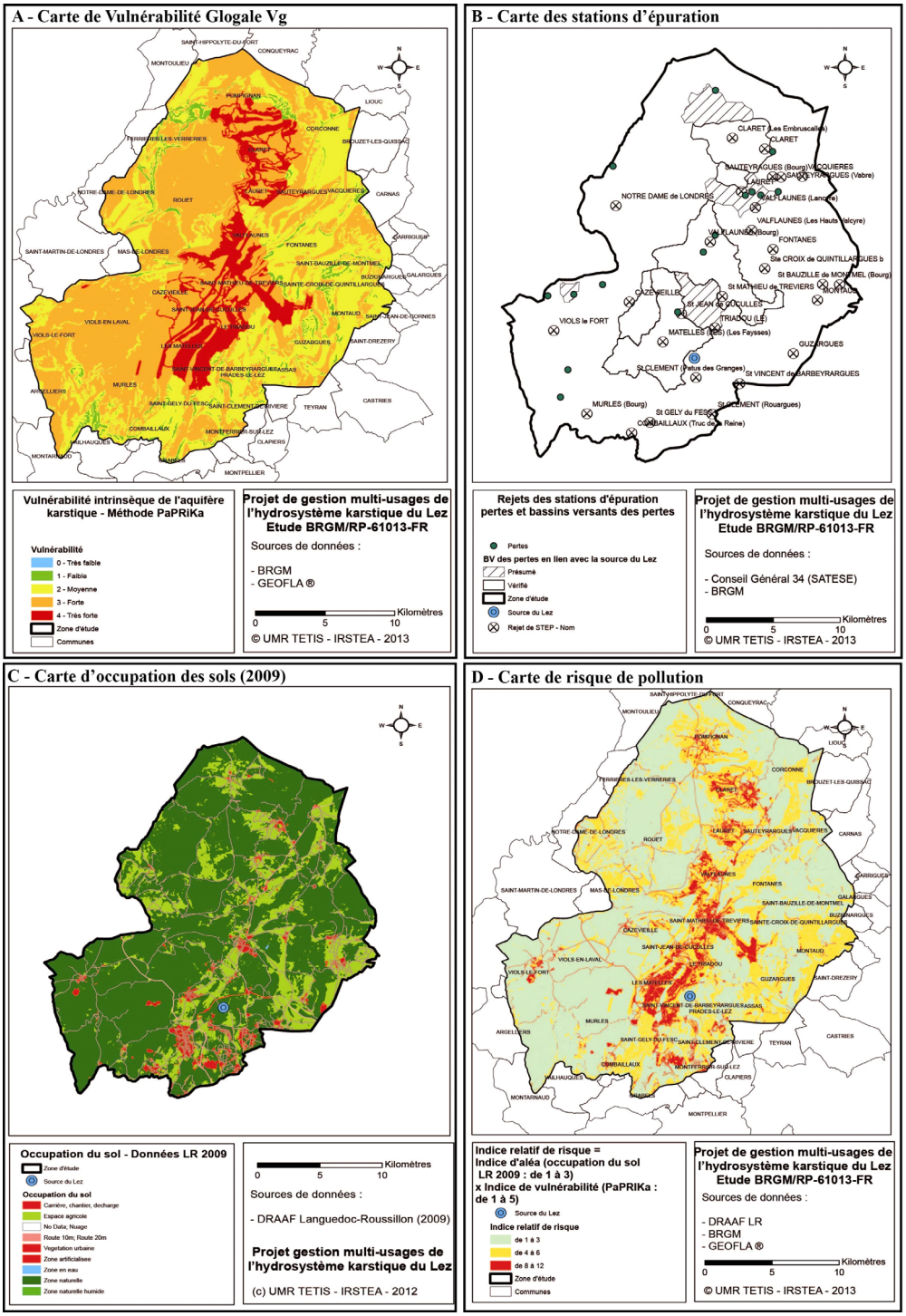


Figure 76 : Cartes intégrant les différentes informations liées à l'estimation de la vulnérabilité de la ressource en eau du système karstique du Lez par rapport aux pressions anthropiques. (a) Carte de vulnérabilité glogale, (b) localisation des STEP et réseau hydrographique, (c) carte d'occupation du sol et (d) carte d'indice relatif de risque de contamination (ces cartes sont reproduites individuellement en format A3 en annexe).

6. Ecosystème souterrain du Lez : qualité des eaux et mollusques stygobies

6.1. PREAMBULE : RAPPEL DE L'AT1 ET COMPLEMENTS

Du point de vue du biologiste, le milieu souterrain est un écosystème singulier, caractérisé, d'une part, par l'absence de lumière, donc l'absence de production primaire *via* les végétaux chlorophylliens (toute la matière organique provient donc de l'extérieur) et, d'autre part, par une température relativement constante. Les organismes ultra spécialisés qui y vivent (essentiellement des crustacés et des mollusques) doivent donc composer avec une ressource en nourriture extrêmement parcimonieuse, mais bénéficient d'un environnement confortable : la température constante et la protection des ultra-violets, qui détériorent l'ADN, sont en effet favorables à la vie. Ces organismes ont donc des caractéristiques communes : dépigmentés, anophtalmes, ils ont un métabolisme ralenti par rapport à leurs alliés de surface. Ils sont en revanche prisonniers des milieux souterrains, ne pouvant résister à l'agression des ultra-violets et n'étant pas compétitifs par rapport aux organismes de surface.

Quelques définitions…

On parle d'organismes **troglobies** pour désigner les espèces qui ne vivent qu'au sein des réseaux souterrains aériens (par opposition aux réseaux souterrains noyés, voir *infra*). Cette faune se compose essentiellement d'insectes, de crustacées et de myriapodes. Elle se distingue des troglophiles qui exploitent les cavités mais restent tributaires de l'extérieur pour se nourrir (telles les chauves-souris… ou l'homme de Cro-Magnon!) et des trogloxènes, intermédiaires, qui soit forment occasionnellement des populations strictement souterraines, soit peuvent vivre dans les deux milieux.

Les organismes **stygobies** sont les organismes strictement inféodés aux eaux souterraines (l'étymologie dérive du Styx, fleuve souterrain de la mythologie grecque). De la même manière que pour les précédents, on distingue des stygoxènes et des stygophiles, qui ont des affinités variables au milieu souterrain.

Les stygobies sont ainsi doublement prisonniers, du milieu aquatique d'une part et du milieu souterrain d'autre part.

Il existe enfin un milieu intermédiaire pouvant potentiellement être colonisé par toutes les espèces stygobies: le sous-écoulement des rivières, appelé milieu **hyporhéïque**. Il s'agit du lit de graviers des rivières, abrité de la lumière, au sein duquel coule une eau riche en oxygène et en matière organique, qui peut permettre à des espèces stygobies de coloniser les karsts adjacents sans éprouver l'agression des ultra-violets. Les rivières jouent alors un rôle de corridor pour les espèces vivant habituellement dans les karsts et constitue le milieu de vie privilégié de certaines espèces telles que la Planhydrobie de l'Hérault *Heraultiella exilis*.

6.1.1. Mise à jour de la liste des espèces stygobies du bassin-versant du Lez

Le karst d'alimentation de la source du Lez est considéré comme un *hotspot* mondial de biodiversité pour les organismes stygobies (Sket 1999, Malard 1997, Culver & Sket 2000). On y recense en effet 31 espèces de crustacés, 12 espèces de mollusques, 1 espèce de planaire et 2 espèces d'annélides (Figure 77).

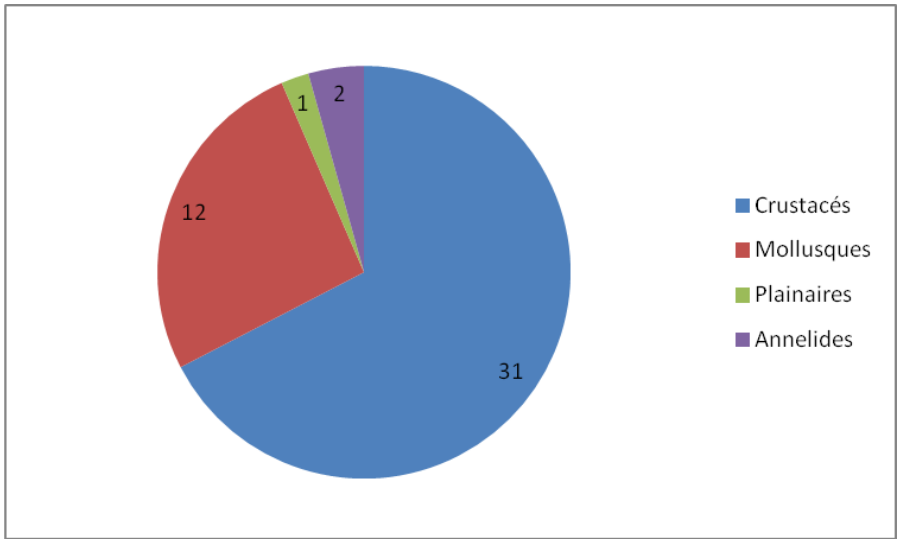


Figure 77 : Distribution de la biodiversité souterraine du bassin versant du Lez. Les crustacés constituent l'essentiel des espèces, les mollusques sont le second groupe. Planaires et Annélides sont représentés de manière marginale. Sources : données inédites (mollusques) et résultats du programme européen PASCALIS.

6.1.2. Les mollusques stygobies, objet d'étude

Ce travail se concentre sur l'étude des mollusques, qui présentent la particularité de pouvoir être étudiés même morts, par la récolte de leurs coquilles.

Les mollusques stygobies se répartissent en trois familles :

- les Amnicoliidae, ici les **Bythinelles** (genre *Bythinella*), sont des espèces vivant essentiellement dans les sources, dont elles ne s'éloignent pas de plus de quelques mètres. Certaines espèces ont colonisé le milieu souterrain : c'est le cas de la Bythinelle de Navacelles *Bythinella navacellensis,* décrite récemment, du causse du Larzac (Prié and Bichain 2009), de la Bythinelle du Lez *Bythinella eutrepha* qui n'a jamais été récoltée vivante mais dont des coquilles ont été collectées dans les alluvions du Lez ainsi que dans la vasque de la source du Lez en 2011, et de la Bythinelle cévenole *Bythinella cebennensis* qui présente des formes souterraines (typiquement une espèce stygoxène). Les Bythinelles ont pu coloniser le milieu souterrain à plusieurs reprises, vivant dans les sources qui constituent un milieu intermédiaire entre rivières et aquifères souterrains ;

- les **Hydrobiidae** sont une famille composite, cosmopolite, à la classification systématique controversée. La plupart des représentants est inféodée aux eaux douces, mais certains vivent en eaux saumâtres et plusieurs espèces stygobies sont décrites. Pour ces dernières, on distingue sur le karst du Lez la Globhydrobie commune *Islamia cf. moquiniana* et la Planhydrobie de l'Hérault *Heraultiella exilis* ;

- si les deux premières familles ont vraisemblablement colonisé le milieu souterrain à partir des eaux douces, l'origine des **Moitessieriidae** est plus obscure. Tous les représentants connus sont strictement stygobies. Cette famille est endémique des rivages de la méditerranée, de la Catalogne à l'Italie, avec des occurrences en Grèce. Son caractère strictement souterrain en fait un groupe privilégié pour l'étude de l'écologie des mollusques stygobies.

6.1.3. Signature taxonomique des aquifères par les mollusques stygobies

On a cherché dans un premier temps à utiliser les coquilles comme traceurs des eaux souterraines, c'est-à-dire comme témoins de l'isolement ou des connexions entre les masses d'eau. On a ainsi pu montrer que chaque masse d'eau pouvait être caractérisée par sa « signature taxonomique », soit un assemblage d'espèces propre (Figure 78). Cette première approche permet de délimiter de grands ensembles, mais reste assez superficielle en raison du manque de résolution du marqueur « coquille ». Il est en effet parfois difficile d'attribuer telle ou telle forme de coquille à une espèce précise en raison du manque d'information concernant ces taxons. Ainsi, les coquilles présentant une variabilité importante telle que celles du genre *Bythinella* ont été regroupées au sein d'un même morphospecies. Finalement, compte-tenu du manque de précision taxonomique, l'approche par morphospecies revient à travailler sur les genres, sans distinction entre les espèces.

Pour aller plus loin dans cette approche, des analyses génétiques ont été effectuées de manière à distinguer les différents taxons sans ambigüité.

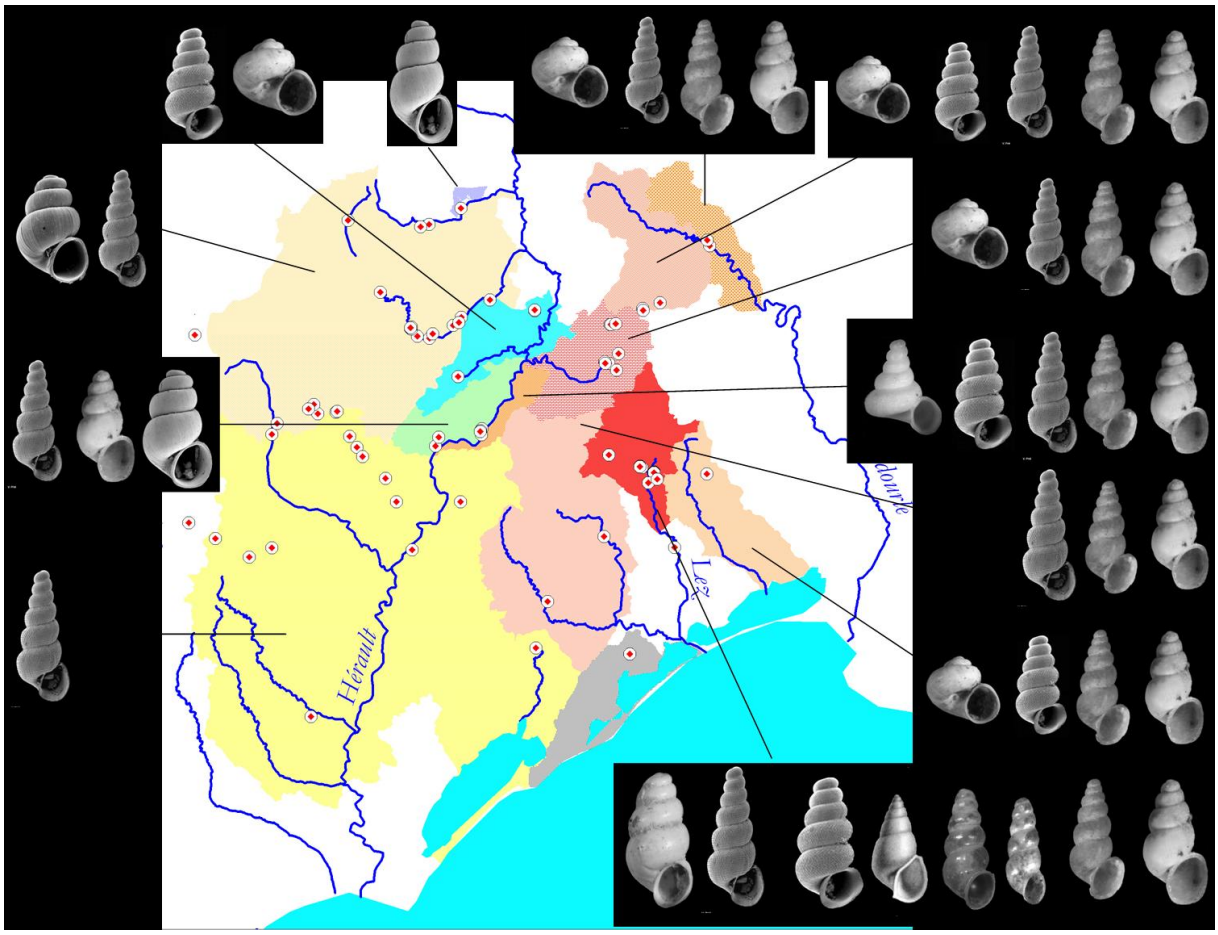


Figure 78 : Assemblages faunistiques correspondant à chacune des masses d'eau identifiées par leur signature taxonomique.

6.1.4. Approche génétique

La détermination des espèces à l'aide de la génétique, ou « barcoding », est une pratique aujourd'hui usuelle pour les biologistes. Certains gènes ciblés permettent en effet de distinguer

des espèces proches ou morphologiquement indifférentiables. En gardant le schéma théorique présenté pour les coquilles, l'analyse génétique des mollusques souterrains doit permettre de mieux caractériser les isolements et connexions entre les masses d'eau en répondant à la question : les flux de gènes reflètent-ils les flux d'eau ?

Toutefois, en dépit de prospections intensives, les mollusques stygobies sont rarement collectés vivants. Il n'a donc pas été possible de conclure sur l'utilisation de la génétique pour tracer les eaux souterraines. En revanche, les récoltes effectuées sur et aux alentours du bassin versant du Lez ont permis de clarifier la taxonomie des espèces et de confirmer la relation étroite entre la biogéographie des mollusques souterrains et l'organisation des masses d'eaux. Alors que seules deux espèces de mollusques stygobies avaient été séquencées jusqu'à présent (Wilke et al., 2001), nous avons pu établir une **phylogénie moléculaire** incluant une bonne partie des espèces du Nord-Montpelliérain. Une approche novatrice a alors été développée pour tenter de collecter de l'ADN directement dans le milieu : **l'ADN environnemental**. Cette technique, utilisée en criminologie est développée sur les amphibiens (Ficetola et al., 2008 ; Déjean et al., 2011).

Phylogénie des trois familles de mollusques stygobies du bassin-versant du Lez

Pour chacune des familles de mollusques stygobies peuplant les eaux du karst du Lez, plusieurs espèces ont pu être séquencées. A celles-ci ont été ajoutées des espèces appartenant à des bassins-versants adjacents de manière à explorer la spécificité des organismes peuplant le karst d'alimentation du Lez. Une première phylogénie moléculaire des mollusques stygobies de France peut ainsi être proposée (Figure 79). Elle confirme la validité taxonomique des espèces patrimoniales du nord-montpelliérain et met en évidence la relation entre leur distribution et l'organisation des aquifères : des divergences génétiques sont observées entre les populations du Lez et celles de la Cadoule pour le genre *Islamia*, ainsi qu'entre les populations du Lez et celles du Vidourle pour le genre *Paladilhia*.

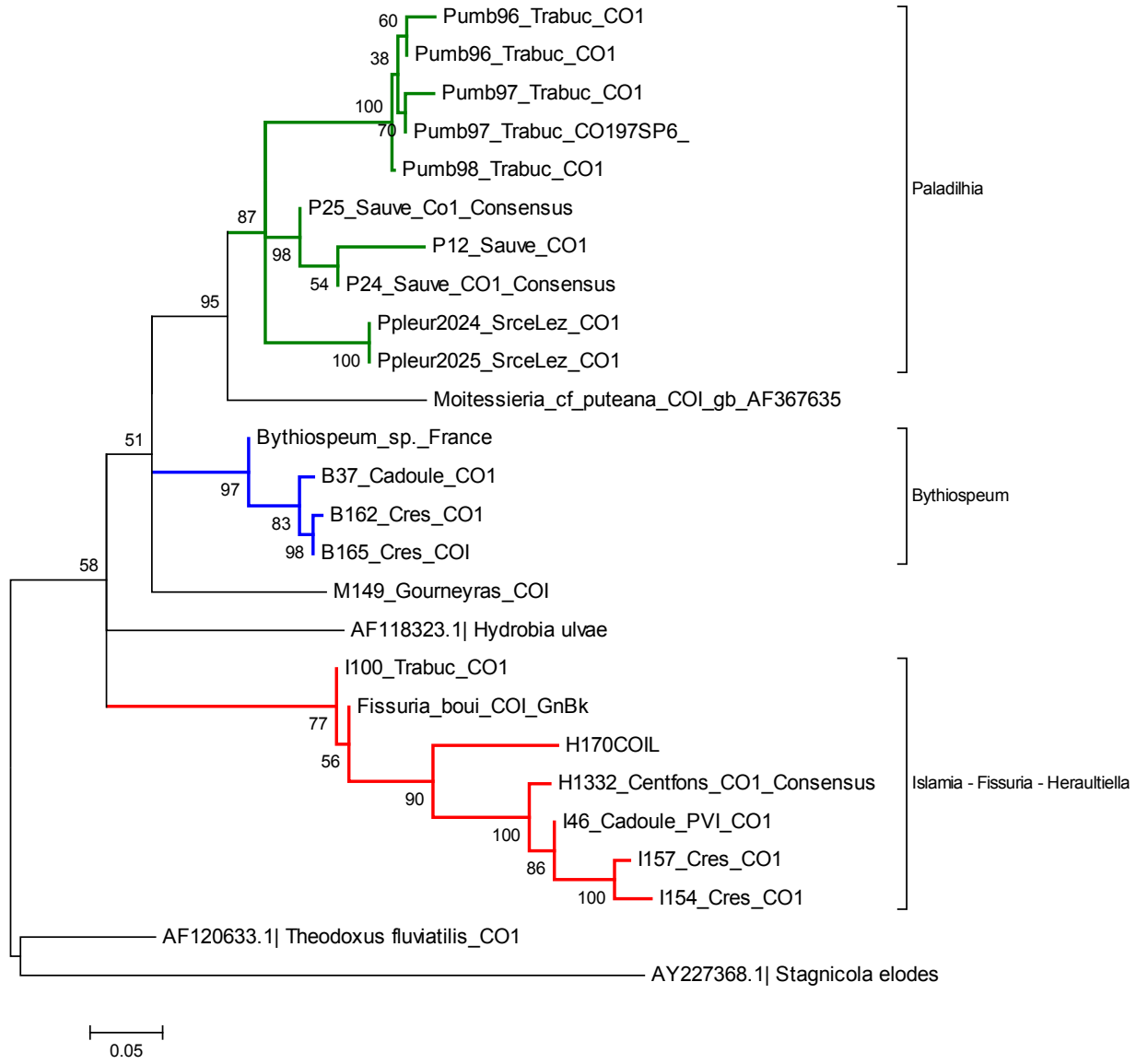


Figure 79 : Phylogénie moléculaire des espèces de la famille des Moitessieriidae et des espèces hyporhéïques de la famille des Hydrobiidae. Trois espèces actuellement considérées comme aillant une large répartition en France, Paladilhia pleurotoma, Moitessieria rolandiana et Islamia cf. moquiniana, montrent des divergences importantes qui renforcent les enjeux de conservation de la malacofaune du Lez : Paladlhia pleurotoma et Moitessieria rolandiana sens stricto semblent en effet endémiques du karst du Lez, les animaux échantillonnés dans les bassins du Vidourle et de l'Hérault appartenant vraisemblablement à une espèce différente.

Il ressort de ces analyses des enjeux de conservation encore plus importants sur le bassin du Lez.

Paladilhia pleurotoma, autrefois considérée comme une espèce à vaste répartition entre l'Hérault et le Rhône, se trouve restreinte au bassin versant du Lez (Figure 80). Les populations du bassin versant du Vidourle appartiennent à une autre espèce non décrite.

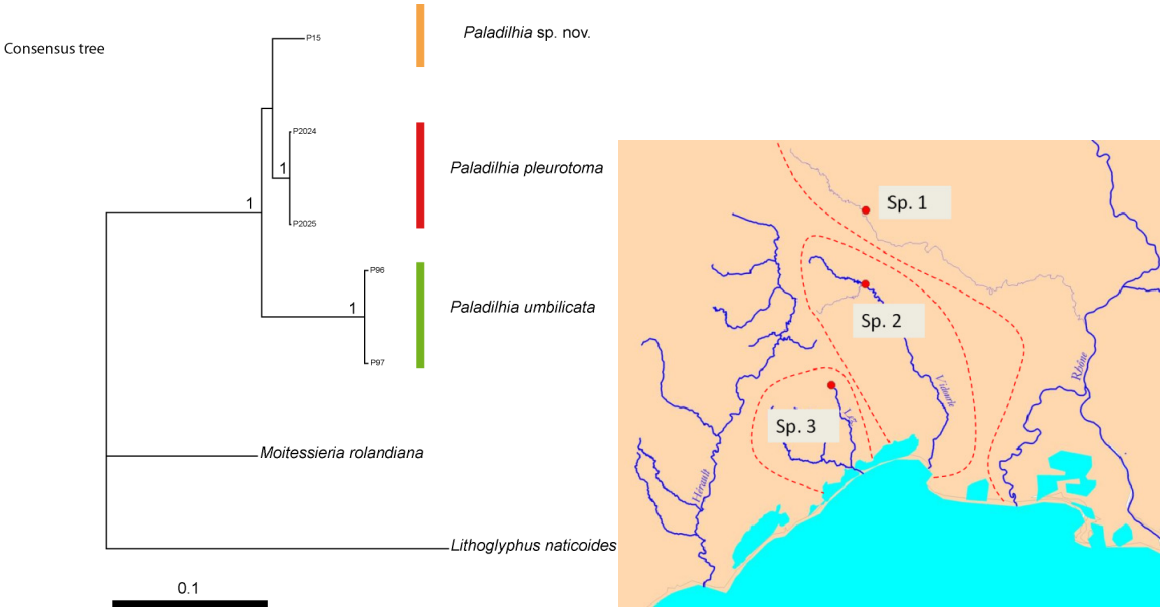


Figure 80 : Arbre phylogénétique (consensus obtenu à partir de deux gènes mitochondriaux et un gène nucléaire, analyse bayésienne, 10 000 000 de générations) et aires de répartition supposées des trois espèces appartenant au genre Paladilhia. Bien que les données soient incomplètes, Paladilhia pleurotoma semble restreinte au bassin-versant du Lez, ce qui décuple les enjeux de conservation qui y sont liés.

Islamia cf. moquiniana était, de même considérée comme une espèce à vaste répartition dans le Sud de la France. Il ressort de ces premières analyses qu'il pourrait s'agir d'un complexe d'espèces, avec chacune une aire de répartition calquée sur un bassin versant de fleuve.

Enfin, ***Moitessieria rolandiana***, se trouverait également restreint au bassin versant du Lez. Les échantillons provenant du bassin-versant atlantique constituent une espèce distincte, de même que ceux provenant du bassin versant de l'Hérault.

La phylogénie des mollusques souterrains du bassin versant du Lez a permis d'étayer la taxonomie des taxons étudiés et de découvrir de nouvelles espèces. La singularité des espèces stygobies du karst du Lez est renforcée par ces découvertes puisque les espèces protégées *Paladilhia pleurotoma*, *Moitessieria rolandiana* et *Islamia cf ; moquiniana* que l'on croyait largement répandues en France semblent en fait micro-endémiques du bassin-versant du Lez. Les taxons qui n'ont pas pu être étudiés dans le cadre de cette étude présentent vraisemblablement le même particularisme.

Approche par ADN environnemental

L'approche par ADN environnemental est totalement novatrice pour le milieu souterrain. Il s'agit, en s'appuyant sur les progrès technologiques permettant aujourd'hui du séquençage de masse, de détecter les faibles quantités d'ADN libérées dans le milieu par les organismes qui y vivent. En milieu souterrain, l'absence de lumière devrait en théorie favoriser la préservation de l'ADN environnemental.

- **Méthodes**

Une première phase de test a été réalisée, basée en priorité sur des sources et des aquifères pour lesquels des données fiables étaient disponibles (résultats des prospections mises en

œuvre précédemment). Cette phase de test a donc dépassé le strict cadre du bassin versant du Lez (Figure 81), de manière à fournir des éléments de comparaison entre l'aquifère lié au Lez et les aquifères adjacents.

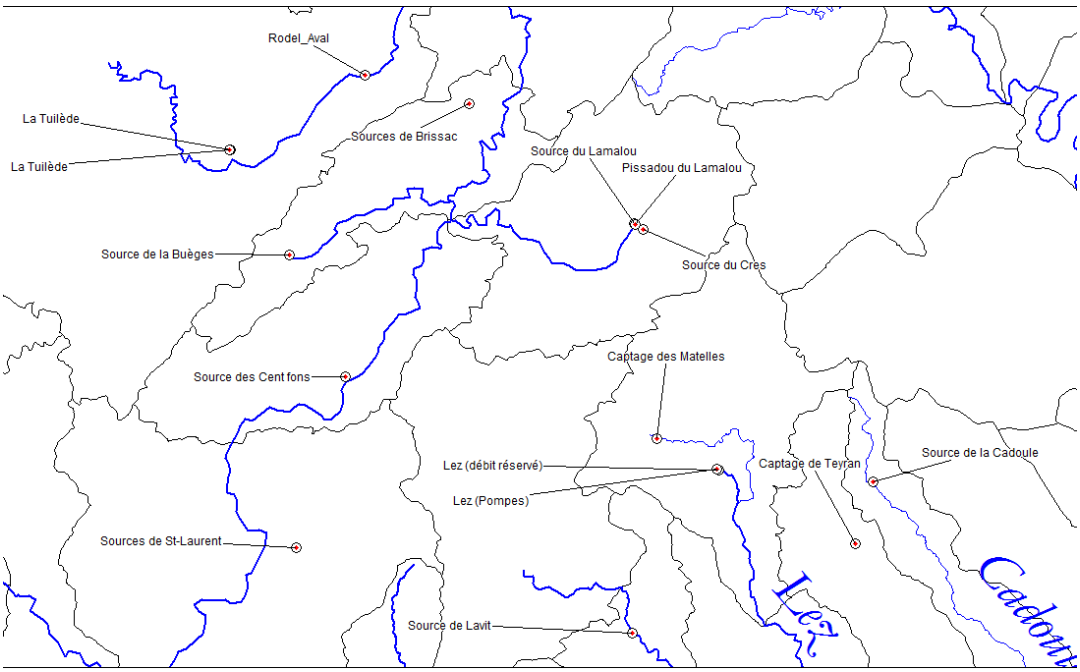


Figure 81 : Sites de prélèvement de la première campagne d'ADN environnemental.

Un demi-litre d'eau a été prélevé sur chaque site et tamponné immédiatement. 12 sous-échantillons ont été amplifiés pour chaque prélèvement par la société SpyGen. Les analyses ont été effectuées en suivant le protocole Ficetola *et al.* 2008. Les extractions ont été réalisées dans une salle dédiée à l'ADN rare ou dégradé. Des contrôles négatifs ont été analysés simultanément, à chaque étape du protocole, afin de contrôler la pureté des consommables utilisés et de détecter des contaminations croisées au cours de la manipulation. L'amplification de l'ADN, par Polymerase Chain Reaction (PCR), a été effectuée avec un couple d'amorces universelles pour les Mollusques & Arthropodes. Une amorce de blocage pour l'ADN de Mammifères a également été utilisée. Pour chaque échantillon, 16 replicats PCR ont été effectués. Les fragments ADN amplifiés ont été séquencés à l'aide d'un séquenceur nouvelle génération Roche 454 GS FLX Titanium.

- **Résultats**

De l'ADN de Mollusques et/ou d'Arthropodes a été amplifié dans les échantillons 3, 4, 5, 6, 7, 8, 12, 13, 14, 14bis, 15, 16 et 17 (Tableau 45). Pour les produits amplifiés, 72.384 lectures ont été obtenues au total, dont 4.979 séquences uniques. Afin d'éliminer les erreurs dues à la PCR et/ou au séquenceur, un filtrage bio-informatique a été effectué. Un filtrage manuel a ensuite été réalisé, pour chaque échantillon, afin de retirer les séquences ayant une occurrence de lecture inférieure à 5. Dix-neuf séquences uniques (représentant 10.066 séquences), qui ne correspondaient à aucune séquence présente sur GenBank®, ont été retirées de l'analyse. Suite à cette étape, 48.072 séquences, correspondant à 56 séquences uniques, ont été utilisées pour l'analyse suivante (Tableau 46).

Compte tenu du peu de séquences de Mollusques & Arthropodes présentes actuellement dans la base de données GenBank®, il est impossible d'attribuer un nom d'espèces à toutes les

séquences que nous avons obtenues. Néanmoins, les résultats de cette étude montrent qu'il est possible d'attribuer une « signature génétique » pour chaque site en se basant sur la diversité des taxons amplifiés. Les séquences Arthropoda_12, Arthropoda_26 et Arthropoda_27 correspondent à des espèces d'Arthropodes du genre *Niphargus,* typiques des milieux souterrains d'Europe.

La persistance de l'ADN environnemental dans un écosystème d'eau douce est d'environ 15 jours (Dejean et al. 2011). Néanmoins dans les milieux échantillonnés (aquifères), compte tenu de la température de l'eau et de l'absence de rayonnement UV, il est probable que la durée de persistance de l'ADN soit plus longue.

Les variations de quantité d'ADN amplifié entre les échantillons et au sein d'un même échantillon peuvent être dues à la trop faible quantité d'eau prélevée pour faire ce test. Il serait nécessaire de prélever des quantités de l'ordre de plusieurs dizaines de litres sur chaque site pour pallier à cet inconvénient. Un tel protocole est tout à fait imaginable si l'eau prélevée est filtrée sur place à l'aide de filtres adéquats, qui nécessitent une mise au point technique préalable. Par ailleurs, il serait nécessaire de retravailler sur les amorces, de manière à obtenir des séquences plus longues qui permettraient une détermination taxonomique plus rigoureuse. Il est par exemple difficile actuellement, pour la plupart des séquences, de déterminer s'il s'agit bien d'espèces stygobies, ou de pollutions à partir du milieu extérieur.

		Source Cabrier (extérieur, courant)	Source Aniane 1 (extérieur, courant)	Source Aniane 2 (extérieur, courant)	Source Lavit (vasque extérieure)	Lez, débit réservé (extérieur, courant)	Source Cadoule (extérieur, courant)	Tuilède (extérieur)	Tuilède (Souterrain)	Rodel (Souterrain)	Lamalou vasque amont	Lamalou pissadou aval	Crès (ext. vasque peu courante)	Brissac (extérieur, courant)	Buèges (extérieur, vasque peu courante)	Matelles (Captage)	Teyran (Captage)	Cent fons (extérieur, courant)	Lez intérieur
N° échantillon		**1**	**2**	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	14 bis	15	16	17
Répétition PCR	**1**	3,05		6,82	7,1	3,21							8,61		6,25		2,42	9,92	
	2				3,53	5,1							9,5		8,03		4,67		
	3	1,52			4,76	8,26	1,57	4,67					7,04		5,04		7,08	5,14	
	4					4,59	2,65						7,43		4,8			7,68	
	5			4,6	2,21	7,54		7,8					5,87	1,28	6,98				
	6			3,58	3,24	3,85		3,01					7,14		7,05	11,06		6,18	
	7				4,63			12,18					7,32	3,91	6,51	13,1	2,01	8,75	
	8			3,87	4,16								6,3		5,27				
	9	26,7		9,18				14,16	7,19					14,16	13,68	2,96			4,16
	10	2,13		20,8		7,57		2,12							14,8			3,42	
	11			3,12			4,44						5,41		8,82		2,62		
	12			3,09			9,77						4,31		9,51		2,27	2,81	

Tableau 45 : Quantités d'ADN obtenues par site de prélèvement et par répétition PCR. Les résultats varient énormément d'un site à l'autre, mais également d'une répétition PCR à l'autre. Il est donc pour l'instant impossible d'analyser les résultats en termes quantitatifs.

Taxon	Ech03	Ech04	Ech05	Ech06	Ech07	Ech08	Ech12	Ech13	Ech14	Ech15	Ech16	Ech17	Ech14bis
Arthropoda_01	0	0	70	57	2102	0	0	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_02	0	618	0	20	0	0	0	49	0	0	5	0	0
Arthropoda_03	0	0	0	0	0	1831	0	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_04	0	21	0	0	1292	0	140	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_05	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_06	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_07	163	0	1665	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_08	0	0	0	0	0	0	33	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_09	0	0	0	1694	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_10	0	69	0	539	2346	39	0	0	558	0	18	0	0
Arthropoda_11	0	0	0	0	0	0	352	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_12	155	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_13	0	31	0	0	0	0	0	0	0	7552	0	0	0
Arthropoda_14	0	0	0	0	97	0	0	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_15	0	0	0	0	0	0	770	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_16	0	0	0	0	5240	0	0	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_17	0	0	0	0	0	60	0	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_18	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_19	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	310
Arthropoda_21	0	201	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_22	0	0	0	0	2563	0	0	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_23	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_24	0	0	0	0	0	0	942	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_25	0	0	0	0	0	0	294	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9
Arthropoda_27	0	0	0	0	67	0	94	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_28	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_29	0	241	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_30	0	0	84	0	0	0	21	0	0	0	0	4276	0
Arthropoda_31	0	0	377	0	138	0	40	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_32	0	0	1038	0	0	0	142	0	0	0	0	131	0
Arthropoda_33	0	0	0	0	458	0	0	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_34	0	16	77	0	0	0	24	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_35	0	1452	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_36	0	0	0	0	0	0	38	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_37	0	0	0	0	0	0	0	0	49	0	0	0	0
Arthropoda_38	0	0	0	0	0	0	0	24	0	0	0	0	0
Arthropoda_39	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0
Arthropoda_40	44	44	0	62	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	349	0	0	0
Arthropoda_42	0	0	0	0	940	0	0	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_43	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_44	0	0	273	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arthropoda_45	0	0	38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mollusca_01	0	0	0	0	0	0	1154	0	2194	0	0	0	0
Mollusca_02	0	0	0	0	0	0	0	0	1885	0	0	0	0
Mollusca_03	0	0	0	0	0	0	37	0	0	0	0	0	0
Mollusca_04	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0
Mollusca_05	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mollusca_06	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0
Mollusca_07	0	0	0	0	0	0	0	0	88	0	0	0	0
Mollusca_08	0	0	0	0	0	0	0	0	90	0	0	0	0
Mollusca_09	0	0	0	0	0	0	0	0	22	0	0	0	0
Mollusca_10	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
Mollusca_11	0	43	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	362	2765	3622	2372	15265	1930	4133	73	4900	7901	23	4407	319

Tableau 46 : Résultats du séquençage d'ADN environnemental taxons par échantillon.

6.2. MOLLUSQUES STYGOBIES ET QUALITE DES EAUX

6.2.1. Introduction

Les précédentes études sur la répartition des mollusques souterrains du Nord-Montpelliérain montrent que la biogéographie est largement corrélée à l'organisation spatiale des masses d'eau (Prié, 2008), ce que confirme l'approche génétique développée ici. Toutefois, ces masses d'eau présentant des caractéristiques hydrochimiques différentes, il ne peut être exclu que les mollusques stygobies aient des capacités de dispersion suffisantes pour coloniser les aquifères adjacents mais soient en revanche sensibles à la qualité de l'eau. Cette dernière serait alors un des mécanismes pouvant contraindre les aires de répartition. Si tel était le cas, des modifications environnementales (pollution en particulier, ou modification d'autres paramètres physico-chimiques en réponse aux activités humaines) pourraient avoir un impact sur les populations en place et constituer une menace pour ces espèces à forte valeur patrimoniale et à distribution restreinte (Tableau 47).

Il n'existe à notre connaissance aucune étude sur la sensibilité des mollusques stygobies à la qualité de l'eau. L'approche novatrice développée ici consiste à étudier la biogéographie des mollusques souterrains sur une zone d'étude bien connue, en regard des données disponibles sur la qualité de l'eau. Nous avons donc testé les corrélations entre les distributions des différentes espèces de mollusques souterrains et les paramètres physico-chimique des eaux souterraines.

Les conclusions attendues concernent en particulier l'impact que pourraient avoir les activités humaines, par modification de la qualité des eaux souterraines (eutrophisation, pollution) sur les espèces présentes sur le bassin versant du Lez, qui présentent des enjeux de conservation importants (Tableau 47).

Espèces présentes	Statut IUCN liste rouge mondiale	Protection en France	Espèce déterminante stricte pour la désignation des ZNIEFF LR	Distribution mondiale
Bythinella eutrepha	CE			Aquifère du Lez
Bythiospeum bourguignati	LC	Art. 4	1	Languedoc-Roussillon
Heraultiella exilis	VU	Art. 4	1	Dpt Hérault
Islamia cf. moquiniana	LC			Languedoc-Roussillon
Moitessieria rolandiana	LC	Art. 4		Sud-Ouest France
Paladilhia conica	LC		1	Languedoc-Roussillon
Paladilhia pleurotoma	LC	Art. 4	1	Languedoc-Roussillon
Paladilhia gervaisiana	NE		1	Aquifère du Lez
Moitessieria sp. 1	NE			Aquifères Lez-Hérault

Tableau 47: Rappel des espèces de mollusques stygobies présentes sur la zone d'étude et bioévaluation

6.2.2. Matériel et méthodes

Influence des rejets d'une STEP sur l'abondance d'espèces stygobies

Huit stations ont été échantillonnées sur le Lirou, de l'amont du village des Matelles à l'aval de la STEP des Matelles. Pour chaque station, 5 prélèvements ont été effectués à quelques mètres d'intervalle. Les prélèvements ont été effectués à l'aide de la pompe Bou-Rouch (Bou

and Rouch 1967, Figure 82). Pour être comparables, les prélèvements ont été standardisés : prélèvements de 10l d'eau à une profondeur supérieure à 50cm sous le lit de graviers.

Pour chaque prélèvement, nous avons comptabilisé le nombre d'individus vivants et le nombre de coquilles présentes dans le prélèvement.

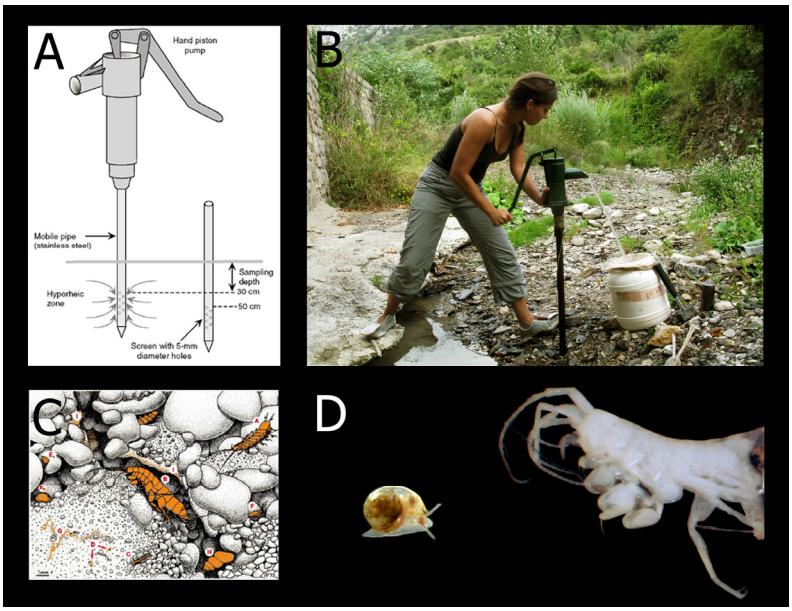


Figure 82 : La pompe Bou-Rouch (A, B) et la faune hyporhéïque collectée dans le sous-écoulement des rivières (C, D).

Corrélations entre la qualité des eaux et la présence/absence de mollusques stygobies

Les méthodes d'échantillonnage incluent la « chasse à vue » dans les cavités souterraines, le prélèvement de sédiment (également pratiqué en plongée), l'utilisation de la pompe Bou-Rouch pour échantillonner le sous-écoulement et la pose de filets dérivants, en sources et en cavités (voir RP-60041-FR Jourde *et al.,* 2011, pour plus de détails sur les méthodes d'échantillonnage et de traitement des lots).

L'échantillonnage est constitué par les récoltes effectuées depuis 2003 sur la zone d'étude, qui donnent une image de la distribution des mollusques souterrains en relation avec les entités hydrologiques élémentaires (Prié, 2008 ; Batiot *et al*. 2010). De manière à délimiter la plasticité écologique des différentes espèces, d'autres sites extérieurs à la zone d'étude ont également été intégrés.

Les bassins-versants adjacents de l'Hérault (y compris causse de l'Hortus) et du causse d'Aumelas à l'Ouest ; de la Cadoule et du Vidourle à l'Est ont été échantillonnés à plusieurs reprises, soit par prélèvement de sédiments (l'essentiel des stations), soit par pose de filets dérivants (Source de la Vène, source de la Cadoule, sources des cent fonts, grotte du Sergent). La pose de filets dérivants est plus lourde puisque les filets doivent être relevés régulièrement sur une période allant d'une semaine (Cadoule) à 6 mois (grotte du Sergent). Le sous-écoulement des cours d'eau a également été échantillonné pour l'Hérault au niveau des Cent Fonts, de la Buèges, le Lamalou, la Groussanne (bassin versant du Vidourle).

Données hydrochimiques

Les données concernant la qualité de l'eau sont issues du présent travail, complété par des données d'études antérieures (Ladouche *et al*., 1999 ; Ladouche *et al*., 2002 ; Aquilina *et al*. 2002) ainsi que par les données issues de la base de données ADES. Toutes les données disponibles ont été intégrées aux analyses, à l'exception de quelques données aberrantes sur les sources du Lirou et de la Fleurette (valeurs extrêmes de pH), des Cent Fonts et de la Buèges (valeurs extrêmes de pH et température).

Analyses statistiques

Les analyses statistiques utilisent le *Modèle Linéaire Général* (GLM). Elles ont été réalisées sous le logiciel R (R Developpement Core Team, 2008).

Pour les analyses, les taxons retenus sont les genres, le niveau spécifique n'apportant que peu d'informations supplémentaires (pour une masse d'eau donnée, il n'y a généralement qu'une seule espèce présente pour chaque genre). En revanche, l'amplitude écologique est donnée pour chaque espèce (Figure 87).

Vingt-quatre sites ont été étudiés, pour lesquels des échantillonnages de faune stygobie ont été réalisés et pour lesquels des données concernant la qualité de l'eau étaient disponibles. Les variables concernant la qualité de l'eau étant incomplètes, seules les valeurs de température, potentiel en Hydrogène (pH), conductivité électrique, bicarbonates (HCO_3), Chlorures (Cl), Nitrates (NO_3), Sulfates (SO_4), Calcium (Ca), Magnésium (Mg), Sodium (Na) et Potassium (K) ont été retenues pour l'analyse. Le Carbone Organique Total (COT) a également été étudié sur les sources pour lesquelles des données étaient disponibles.

Les valeurs de NO_3, Mg et K ne présentant pas des distributions normales, elles ont été log-transformées. Pour comparer les effets de variables explicatives, les corrélations entre les variables doivent être minimales (*a minima* inférieures à 70%). Au-delà de cette valeur on ne peut pas dissocier les effets des variables individuelles. On a donc dû travailler avec des groupes de variables corrélées, dont une seule a dû être choisie pour les analyses.

6.2.3. Résultats

Influence des rejets de la STEP des Matelles sur l'abondance d'espèces stygobies

Huit stations ont été échantillonnées selon le protocole décrit ci-dessus, soit une en amont du village des Matelles (Figure 83, station 1), deux à l'aval du village (Figure 83, stations 2 et 2b) et cinq à l'aval du rejet de la STEP (Figure 83, stations 3 à 7). Tous les prélèvements ont permis de récolter l'une ou l'autre des deux espèces hyporhéïques du Lirou. *H. exilis* est l'espèce majoritaire sur tous les sites avec 2462 coquilles récoltées au total. *M. rolandiana* était présent sur la majorité des sites, excepté celui du Pont roman, avec 1 766 coquilles récoltées.

En sus, des coquilles de *Bythiospeum bourguignati* et de *Paladilhia pleurotoma* ont été récoltées dans les stations 4 et 5 ; des coquilles de *Paladilhia cf. gervaisiana* dans la station 6. La présence de ces espèces, habituellement récoltées exclusivement en milieu karstique, laisse penser qu'il existe une alimentation souterraine via le sous-écoulement dans ces secteurs. Si tel est le cas, ces eaux devraient contribuer à la dilution des rejets de la STEP.

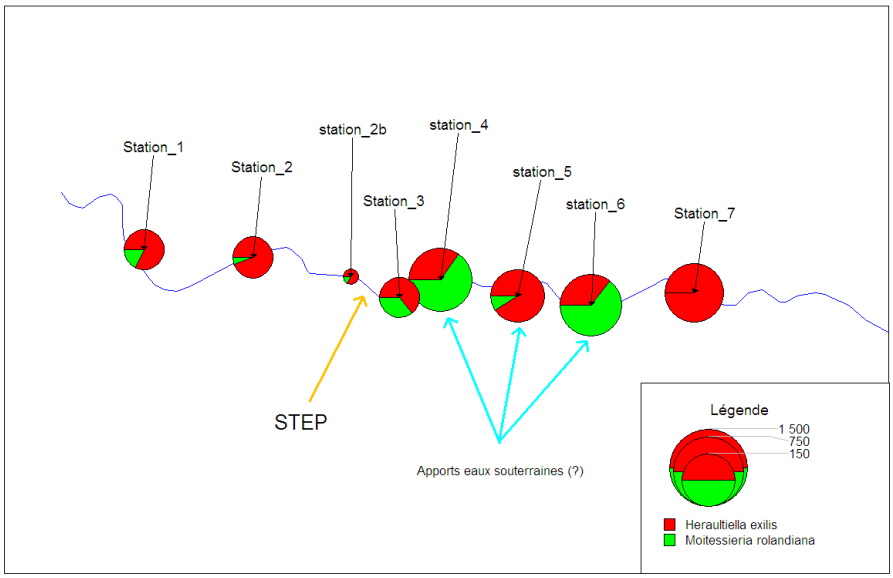


Figure 83 : Localisation schématique des points de prélèvements (stations 1 à 7) et du rejet de la STEP des Matelles sur le cours amont du Lirou. Les camemberts représentent les proportions des deux principales espèces collectées ; leur taille indique la quantité de coquilles récoltées sur chacun des points de prélèvement.

Les résultats de l'échantillonnage amont/aval de la STEP des Matelles ne permettent pas de montrer une influence significative des rejets de la STEP sur les populations de mollusques stygobies. Toutefois, en raison du faible nombre d'individus récoltés vivants, l'analyse statistique a été réalisée sur les coquilles, ce qui peut biaiser l'interprétation en raison du transport passif possible et du piégeage des coquilles dans les sédiments.

Qualité des eaux et présence/absence de mollusques stygobies

Les différents paramètres physico-chimiques pris en compte pour l'étude des corrélations entre la qualité des eaux et la présence/absence de mollusques stygobies en amont et en aval de la STEP des Matelles sont présentés dans le Tableau *48*. Les variables fortement corrélées ont ensuite été regroupées pour l'analyse.

	T°	pH	HCO3	Cl	NO3	SO4	Ca	Mg	Na	K
T°	1,00	-0,67	0,77	0,50	0,35	0,55	0,78	-0,27	0,50	0,26
pH	-0,67	1,00	-0,55	-0,44	-0,46	-0,51	-0,57	0,04	-0,41	-0,15
HCO3	0,77	-0,55	1,00	0,56	0,35	0,53	0,94	-0,27	0,50	0,14
Cl	0,50	-0,44	0,56	1,00	0,72	0,86	0,63	0,03	0,99	0,51
NO3	0,35	-0,46	0,35	0,72	1,00	0,77	0,46	0,06	0,73	0,69
SO4	0,55	-0,51	0,53	0,86	0,77	1,00	0,62	0,09	0,86	0,69
Ca	0,78	-0,57	0,94	0,63	0,46	0,62	1,00	-0,47	0,59	0,21
Mg	-0,27	0,04	-0,27	0,03	0,06	0,09	-0,47	1,00	0,01	0,14
Na	0,50	-0,41	0,50	0,99	0,73	0,86	0,59	0,01	1,00	0,57
K	0,26	-0,15	0,14	0,51	0,69	0,69	0,21	0,14	0,57	1,00

Tableau 48: Corrélation entre les variables physico-chimiques, les valeurs les plus fortes sont surlignées.

Variables reflétant l'influence des eaux issues de la recharge (température, pH, HCO_3 et Ca)

Les valeurs température, pH, HCO_3 et Ca sont corrélées. La corrélation HCO_3/Ca s'explique par le processus de dissolution des carbonates. La corrélation de la température apparait généralement pour les systèmes karstiques développés au sein des calcaires jurassiques supérieurs, comme dans le cas des Fontanilles, des Cent Fonts et de la Buèges (Tableau *48* et Figure 84). Lors des crues, la participation des eaux récemment infiltrées, qui peuvent être plus chaudes que celles de la zone noyée, produit alors une augmentation simultanée des valeurs de température et des teneurs en Ca et HCO_3, alors que le pH diminue (eaux d'infiltration plus acides et plus minéralisées en Ca et HCO_3 que dans la zone noyée, dans le cas de ces systèmes karstiques). Ce phénomène s'accompagne alors logiquement d'une augmentation de l'oxygène dissous.

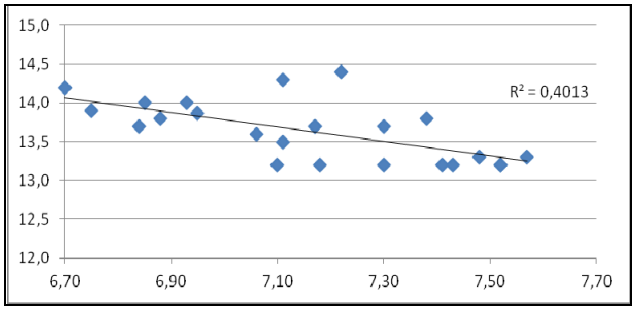


Figure 84 : Corrélation entre la diminution du pH et l'augmentation de la température reflétant la participation des eaux récemment infiltrées pour la source des Cent Fonts.

Ce groupe de paramètres physico-chimiques semble globalement corrélé à la présence d'espèces de mollusques stygobies. Ce phénomène serait à rapprocher de la préférence de la faune souterraine pour des eaux d'origine superficielle, à temps de transit réduit. Ces dernières sont en effet plus chargées en oxygène et en matière organique, donc plus nutritives.

Variables reflétant l'influence anthropique (Na, Cl, K, SO_4 et NO_3)

Les valeurs de Na, Cl, K, SO_4 et NO_3 sont également corrélées. Des teneurs élevées en K peuvent être le témoin soit d'une contribution d'eaux d'origine profonde, soit d'eaux impactées par les activités anthropiques. Pour les sources étudiées ici, les concentrations en K ne reflètent que faiblement la contribution des eaux profondes. Dans le cas du Lez, les eaux sont légèrement plus chargées au début des crues, mais les valeurs élevées de NO_3 et K reflètent principalement les activités humaines (agricoles en particulier). Sur le bassin-versant karstique du Lez, les eaux ayant été en contact avec les terrains crétacés (marno-calcaires du Valanginien inférieur) sont naturellement plus riches en SO_4 que les eaux ayant circulé dans les terrains carbonatés du Jurassique. Les activités agricoles (cultures) pour le bassin-versant du Lez sont de plus concentrées là où les sols sont les plus développés, à savoir sur les terrains crétacés. Dans ce contexte, SO_4 et NO_3 peuvent évoluer dans le même sens si l'on mobilise des eaux ayant ruisselé sur ces terrains imperméables avant de s'infiltrer dans les calcaires, ou ayant été en contact avec le toit Valanginien de l'aquifère. Nous avons retenu la valeur du NO_3 pour les analyses GLM.

Influence de la dolomie

Cette lithologie est marquée par des teneurs plus importantes en Mg dans les eaux. Les teneurs en Mg sont ici indépendantes (Figure 85). Elles traduisent l'influence de roches dolomitiques et sont négativement corrélées avec les espèces de la famille des Moitessieriidae (*Paladilhia*, *Moitessieria* et *Bythiospeum*), seule famille de mollusques exclusivement stygobies (Tableau 49). Ceci est à mettre en relation avec la spécificité des karsts dolomitiques, plus tamponnés et moins réactifs, avec peu de variations de conductivité. Les infiltrations sont moins rapides, les temps de séjour plus importants (plusieurs dizaines d'années par exemple pour la source du Durzon). Ces eaux seraient donc plus pauvres en matière organiques et donc moins propices à l'établissement d'une faune stygobie.

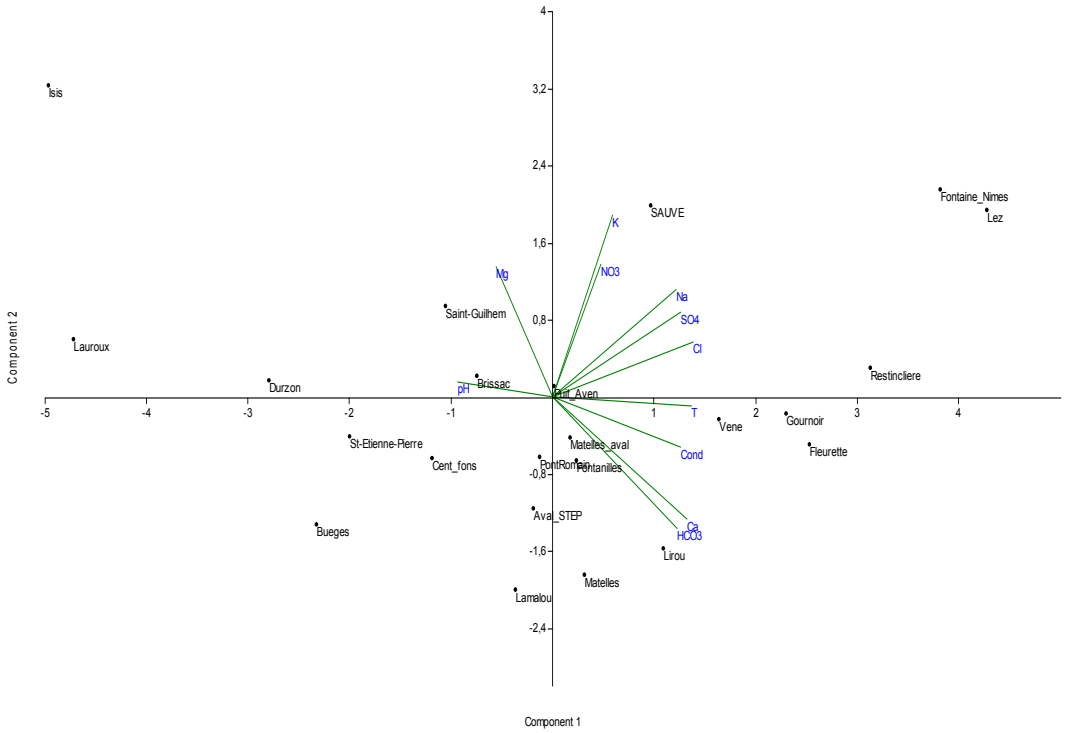


Figure 85 : Analyse en composantes principales des différents sites. L'axe 1 explique 52% de la variance, l'axe 2, 16%. La richesse spécifique de la faune stygobie se situe principalement à droite de l'axe 1, dans des sources caractérisées par un pH et une température plus élevés.

	Ca^{2+}	$logNO_3^-$	$logMg^{2+}$	$logK^+$
Heraultiella exilis	0,4083	-0,6424	0,0048	0,0262
Islamia sp.	-0,2732	-0,5342	0,4123	-0,2107
Moitessieria rolandiana	0,6173	-0,8881	-1,0369	0,0632
Moitessieria sp.	0,1911	-1,0397	-0,3296	-0,5517
Bythinella spp.	-1,1804	-0,5244	0,6970	0,1910
Bythiospeum bourguignati	0,3580	-0,5824	-0,8034	0,3900
Paladilhia spp.	0,7269	-0,5436	-1,1900	0,3984
Richesse spp	0,073	-0,3181	-0,1425	0,0236

Tableau 49 : Coefficients de régression des valeurs retenues pour l'analyse pour chaque espèce

Conclusions par espèce

H. exilis semble apprécier les eaux chaudes et calcaires. L'espèce semble globalement tolérante à la plupart des variations de qualité d'eau, avec toutefois une influence négative des NO_3, SO_4, Na et Cl.

Le genre *Islamia* apparait également plutôt tolérant à la plupart des composés, ce que reflète sa large répartition en France.

Les espèces du genre *Bythinella* semblent tolérer des eaux moins calcaires et plus froides, ce qui correspond à ce qui est connu en milieu aérien : les espèces de ce genre largement répandu en Europe sont présentes à la fois sur calcaires et sur terrains acides. Elles sont également présentes dans des secteurs dolomitiques et apparaissent sensibles aux concentrations en NO_3, SO_4, Na et Cl dans une moindre mesure que les autres groupes de stygobies (-0,5).

Les espèces du genre *Moitessieria* seraient plus sensibles aux concentrations en NO_3, SO_4, Na et Cl (valeurs autour de -1) ainsi qu'aux concentrations en Mg.

La présence de *Bythiospeum bourguignati* est influencée négativement par la concentration en Mg et dans une moindre mesure des NO_3, SO_4, Na et Cl.

Les espèces du genre *Paladilhia* sont influencées négativement par la concentration en Mg^{2+} et positivement par la concentration en ions Ca. Comme les autres espèces, les concentrations élevées en NO_3, SO_4, Na et Cl leur semblent défavorables.

Globalement, toutes les espèces apparaissent sensibles aux concentrations en **NO_3, SO_4, Na et Cl.** Ce groupe de valeurs traduirait l'influence anthropique. Les Hydrobiidae et Amnicoliidae, qui comprennent des espèces épigées et sont largement répandues, semblent globalement plus tolérantes à l'ensemble des paramètres. La famille des Moitessieriidae, qui est la plus strictement adaptée au milieu stygobie, est sensible aux concentrations plus fortes en Mg, elle est absente des karsts dolomitiques.

Importance de la contribution des eaux de surface

En l'absence de production primaire, les milieux souterrains sont tributaires des apports extérieurs en matière organique. En milieu aérien, ces apports peuvent être constitués par les espèces trogloxènes et troglophyles (par exemple le guano des chauves-souris). En milieu aquatique, l'essentiel des apports en matière organique est constitué par les eaux météoriques, soit la percolation des eaux de surface qui drainent vers le milieu souterrain la matière organique du sol. Cette contribution importante des eaux de surfaces, au moins en période de hautes eaux, peut être mise en évidence par la concentration en COT ainsi que par le rapport des concentrations en Mg (qui traduit dans la plupart des cas la participation d'eaux à plus long temps de séjour, en proportion généralement plus forte en période de basses eaux et pour les sources les plus tamponnées) et Ca (qui traduit au contraire le rôle de l'épikarst, la contribution de recharge). La Figure 86 illustre le comportement des aquifères étudiés. Les eaux d'Isis, du Durzon et de Saint-Etienne de Gourgas ont une variabilité très faible, traduisant le rôle de tampon du karst. En revanche, les eaux les plus riches en faune stygobies soit les sources du Lez, de Restinclière, du Lirou et le Puits de l'Aven présentent une variabilité importante, avec de très fortes valeurs maximales en COT. Ces karsts sont aussi dominés par la famille des Moitessieriidae, la plus spécialisée des trois familles comportant des espèces stygobies, alors que les karsts les plus tamponnés sont principalement peuplés par des espèces de Bythinelles,

à amplitude écologique plus importante, et par la Moitessierie commune qui est présente sur la quasi-totalité des sites échantillonnés puisqu'il vit également dans le sous-écoulement des rivières.

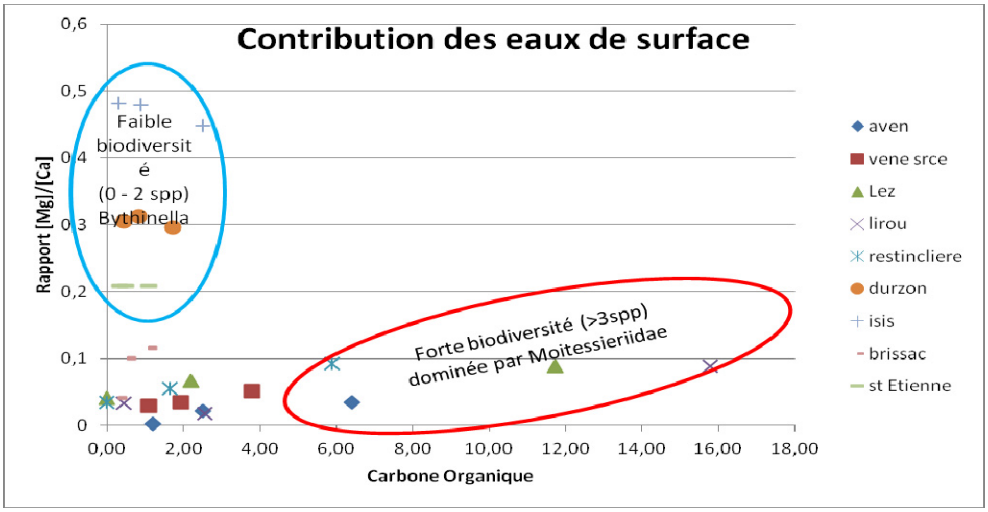
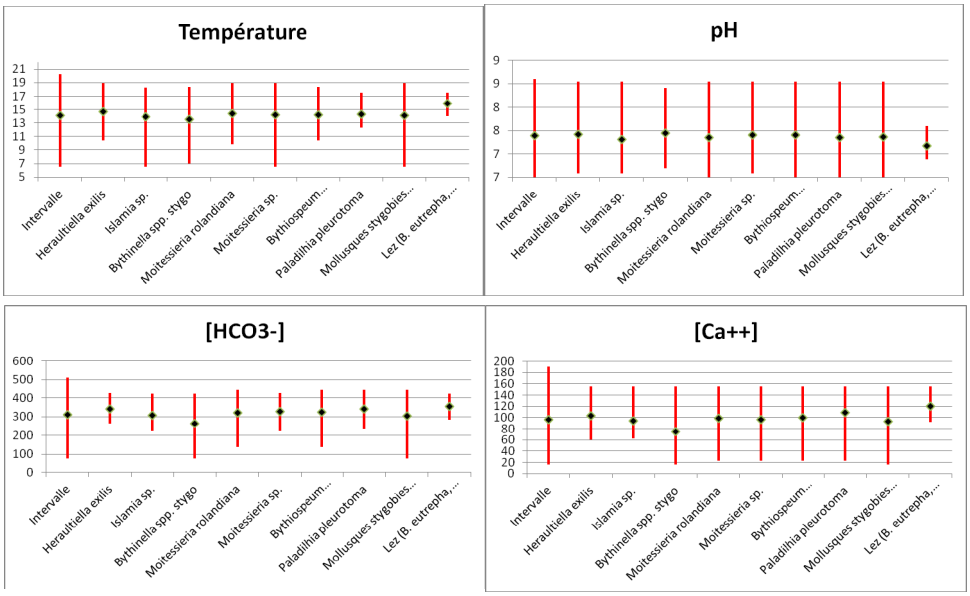


Figure 86 : Appréciation de la contribution des eaux de surface par le rapport Magnésium/Calcium et la concentration en Carbone organique Total. Pour chaque source sont projetés les maxima, minima et moyennes.

Amplitude écologique

Ce travail permet pour la première fois de caractériser l'amplitude écologique des espèces de mollusques stygobies. Pour certaines espèces micro-endémiques (ex. *Bythinella eutrepha*, *Paladilhia gervaisiana*) ou pour lesquelles les données ne portent que sur un seul système (ex. *P. conica*), l'amplitude écologique correspond à l'amplitude connue de l'aquifère concerné. En revanche, pour les espèces plus largement répandues (*Moitessieria rolandiana*, *Paladilhia cf. pleurotoma*), nous avons pu définir des tolérances pour chacun des paramètres mesurés, plus significatives puisqu'elles portent sur plusieurs hydrosystèmes (Figure 87). Ces tolérances semblent très larges, englobant les conditions physico-chimiques d'aquifères d'où les espèces sont absentes. Ceci supporte l'hypothèse que c'est bien l'isolement physique des hydrosystèmes et non les paramètres physico-chimiques de la qualité de l'eau qui contraignent la distribution géographique des mollusques souterrains.



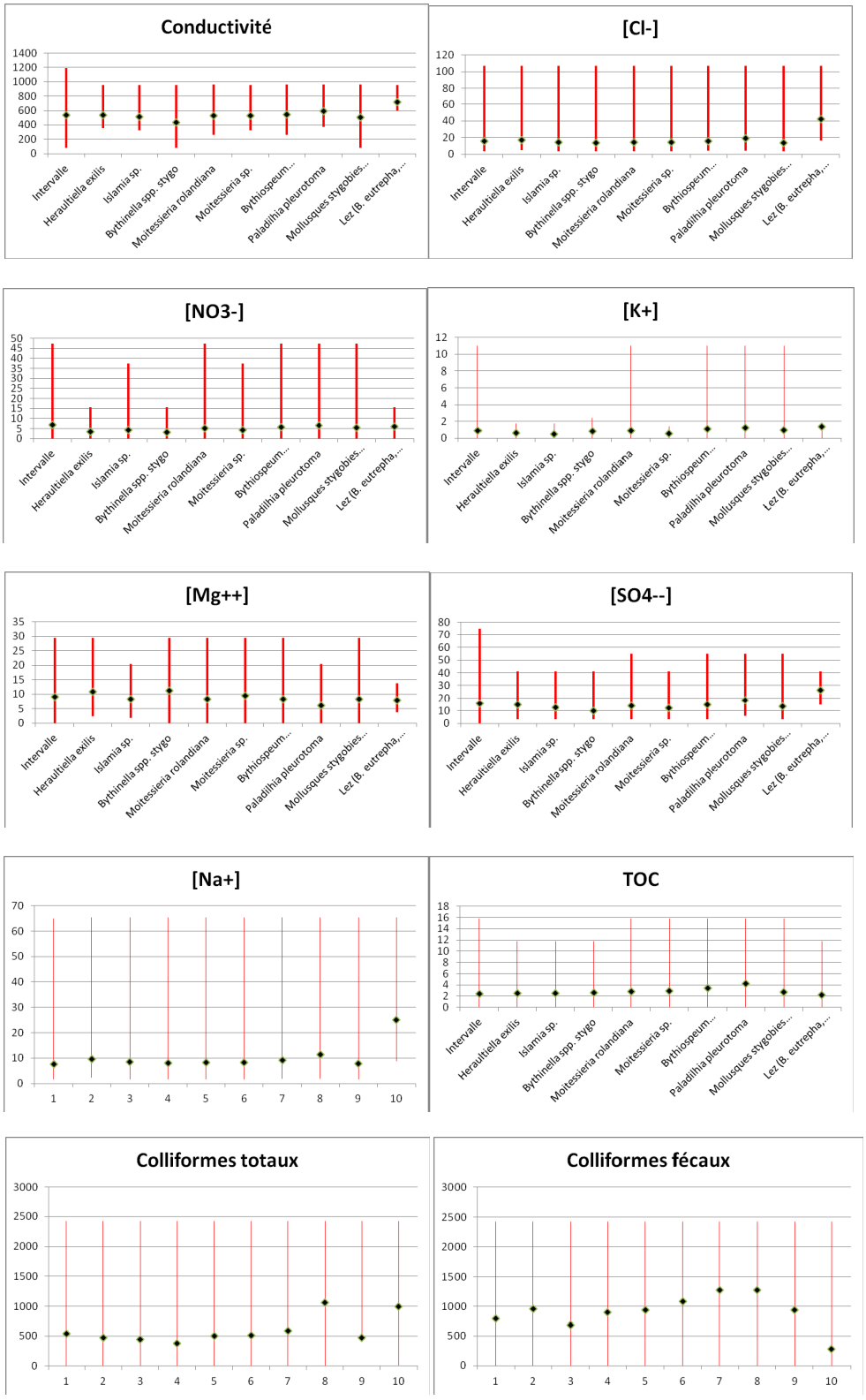


Figure 87: Amplitudes écologiques des différentes espèces déduites des paramètres enregistrés sur les différentes stations échantillonnées

6.3. CONCLUSION

La faune souterraine habitant le bassin versant du Lez est riche et remarquable. Plusieurs espèces, en particulier parmi les mollusques, présentent des enjeux réglementaires (espèces protégées). Les analyses génétiques ont montré que les enjeux de conservation qui étaient liés à ces espèces étaient exacerbés par la redéfinition des espèces et la réduction de leur aire de répartition.

Compte-tenu de ces enjeux, nous avons tenté de savoir quelle était la sensibilité de ces espèces à la qualité de l'eau pour caractériser la vulnérabilité de l'écosystème.

L'analyse de la micro-distribution des mollusques stygobies en amont et aval de la STEP des Matelles ne permet pas de montrer une influence significative du rejet sur la présence de mollusques stygobies dans le sous-écoulement de la rivière. Néanmoins, cette analyse a du être menée sur des coquilles, donc des individus morts, et il est possible que les résultats soient biaisés.

L'analyse de la répartition géographique des mollusques stygobies en fonction des paramètres physico-chimiques des eaux ne permet pas de montrer une corrélation nette entre la présence des espèces et les paramètres pris en compte. On observe toutefois des tendances qui semblent indiquer que les mollusques stygobies sont sensibles aux paramètres reflétant l'influence anthropique (concentrations en Na, Cl, K, SO_4 et NO_3). Hormis pour ce qui concerne la dolomie, les amplitudes écologiques des différentes espèces restent relativement importantes, ce qui corrobore l'hypothèse que la contrainte biogéographique (organisation physique des hydrosystèmes) influe plus sur la distribution des espèces de mollusques stygobies que les contraintes environnementales (ici les caractéristiques physico-chimiques des eaux).

7. Conclusion et perspectives

Les nouvelles données acquises dans le cadre de l'Atelier 2 du projet «Gestion multi-usages des aquifères karstiques méditerranéens – Le Lez, son bassin versant et son bassin d'alimentation » apportent des informations fondamentales concernant le fonctionnement hydrogéologique de l'aquifère karstique du Lez et sa vulnérabilité face aux pressions anthropiques existant sur le bassin.

Une approche géochimique inédite basée sur l'analyse des éléments majeurs et traces, des Terres Rares et le traçage multi-isotopique (stables de l'eau, isotopes du Strontium, du Bore et du Lithium) a permis d'améliorer significativement la caractérisation hydrochimique des réservoirs mis en jeu. L'origine des eaux minéralisées observée à la source du Lez lors des périodes de basses eaux et lors des crues de reprise hydrologique (effet piston) est bien d'origine profonde. L'étude des données isotopiques du Bore, Lithium et Strontium ne semble pas montrer que les pôles Trias (halite et gypse) permettent d'expliquer les augmentations de minéralisation. Toutefois, les profils des Terres Rares des eaux de la source du Lez, malgré une signature proche du pôle « Crétacé », semblent évoluer entre le profil du Bajocien (Jurassique Moyen) et le profil fortement appauvri des eaux du pôle « Trias gypse ». Ce pôle profond serait donc à relier à une composante d'eau de type carbogazeux en provenance du socle, ayant potentiellement interagi avec les niveaux évaporitiques du Trias. La contribution de ces eaux ne se fait pas de manière directe mais par l'intermédiaire d'un réservoir carbonaté profond dont l'eau présente des minéralisations élevées du type de celles qui ont été mesurées dans l'ouvrage profond d'Antigone (Bajocien). Dans ce contexte, les lignes de courant de l'aquifère mobiliseraient les eaux jusqu'à des profondeurs de plus de 1000 m compte tenu de la localisation de ces formations pour le système aquifère du Lez.

Une quantification des contributions des trois pôles de mélange: Crétacé; Jurassique et pôle profond (Antigone) a été réalisée par la méthode EMMA. La chimie des eaux du Lez au cours du cycle hydrologique évolue en fonction de la contribution relative des eaux en provenance de ces trois pôles géochimiques. Le pôle dominant est le pôle Crétacé avec une contribution moyenne de 59 % aux eaux de la source du Lez. Ce résultat indique le rôle prépondérant joué par la formation du Berriasien (Crétacé) dans le fonctionnement de l'aquifère notamment en période de hautes eaux. Durant ces mêmes périodes, le ruissellement sur les marno-calcaires du Valanginien (Crétacé) peut également contribuer, par le biais des zones de pertes des cours d'eau, à l'alimentation de la zone noyée du système karstique du Lez. Le second pôle est le pôle Jurassique avec une contribution moyenne de 24 % qui augmente en période de basses eaux lors des pompages. La contribution du pôle « profond » est mineure, de l'ordre de 9% en moyenne à l'échelle d'un cycle hydrologique. Lors des crues de reprise du cycle hydrologique, on constate une augmentation de la contribution du pôle Crétacé au détriment du pôle Jurassique. Lors de ces mêmes crues, la contribution du pôle « profond » augmente jusqu'à un maximum de 27% le 13 septembre 2010.

Les modalités de recharge de l'aquifère ont été étudiées grâce à la fluorescence de la MOD, couplée à des traceurs des temps de séjour courts (bactéries fécales, COT) et longs (Mg et Cl, dans le cas de la source du Lez, car les chlorures sont liés aux eaux minéralisées de la zone noyée et aux flux profonds). Ainsi, les composés de type humique sont des traceurs plus adaptés pour caractériser les flux d'infiltration rapide en périodes de crues. Les composés de type protéique semblent plutôt reliés aux bactéries fécales et donnent des informations sur les flux d'infiltration immédiate (< une semaine, temps de survie maximal des E. Coli), ainsi que les contaminations anthropiques associées. Ces traceurs permettent donc de mettre en évidence

les flux d'infiltration diffuse rapide et les interactions avec les eaux de surface (infiltration concentrée via les systèmes d'infiltration liés aux pertes) au sein de l'aquifère karstique. Ces outils sont donc très prometteurs afin de caractériser la réactivité et la sensibilité de ce type d'aquifères face à d'éventuelles contaminations. De plus, ces analyses en laboratoire de la fluorescence naturelle de la MOD (spectrofluorimétrie 3D), seront prochainement couplées avec un suivi en continu sur le terrain (source du Lez), grâce à un fluorimètre. Le signal enregistré en continu, sera ainsi comparé à celui obtenu au laboratoire. Les données obtenues seront plus qualitatives que celles analysées au spectrofluorimètre, mais devraient permettre d'affiner les informations temporelles, en les couplant notamment aux mesures en continu de pression, température, conductivité électrique.

D'autres types de contaminants ont également été suivis durant cette étude, de façon à caractériser la pollution liée aux activités agricoles et celle liée aux activités urbaines et domestiques. L'étude de 16 pesticides dans les eaux de la source du Lez et des trois sources temporaires indique un niveau de contamination très faible (<25 ng/l). Ces résultats ont été confrontés à ceux issus des suivis patrimoniaux sur la source du Lez (données ADES). A la vue de l'ensemble de ces résultats, l'aquifère du Lez ne semble pas présenter de contamination chronique en pesticides. Il est toutefois possible, notamment en période de crue, que certaines molécules dépassent la norme de potabilité fixée à 100 ng/l. Cette étude a été complétée par l'utilisation d'échantillonneurs passifs (chemcatchers) et a permis de confirmer la présence de certains composés. Il est ainsi possible d'assurer des suivis, notamment à certaines périodes hydrologiques clés (hautes eaux automnales ou printanières, basses eaux) en laissant en place ces dispositifs sur une quinzaine de jours. Cela permet d'obtenir une valeur moyenne durant les périodes étudiées pour les substances recherchées, donnant des indications semi-quantitatives sur l'état de contamination du site étudié.

Les anomalies de Gadolinium, les composés organostaniques et les résidus médicamenteux (carbamazépine et époxycarbamazépine) présentent des valeurs en général faibles sur l'ensemble des sites suivis (sources, forages) sur l'hydrosystème karstique du Lez ou sur les systèmes karstiques voisins pouvant être liés à ce dernier. Toutefois, la présence ponctuelle de ces composés d'origine anthropique dans les eaux souterraines atteste de l'impact de rejets d'eaux usées traitées ou non issus des STEP et/ou des assainissements (autonomes ou collectifs) présents sur le bassin. Les pics de contamination apparaissent généralement en hautes ou moyennes eaux et sont plus visibles sur les sources. La source du Lez présente des valeurs généralement plus élevées que celles des sources temporaires (Lirou, Fleurette, Restinclières). L'étude de la fluorescence de la MOD couplée à la bactériologie (notamment E. Coli) a montré que l'impact de la contamination domestique pouvait être important, notamment au moment des crues de reprise automnale.

L'un des objectifs de l'atelier 2 était de cartographier la vulnérabilité de l'hydrosystème karstique et de caractériser l'évolution de l'occupation du sol et son impact potentiel sur la qualité de l'eau. Il ressort de cette étude que la moitié de la zone d'étude est classée en vulnérabilité globale élevée. Dans la région, de nombreux secteurs possèdent une couverture peu perméable de faible épaisseur ou bien présentent à l'affleurement des terrains calcaires, relativement fracturés et karstifiés, donc propices à l'infiltration. Les zones les plus sensibles (vulnérabilité très élevée : 11,5 % de la superficie) sont toutes localisées dans les bassins versants des principales pertes favorisant une infiltration concentrée dans l'aquifère du Lez. Celles-ci se trouvent soit sur des ruisseaux temporaires qui drainent des bassins topographiques constitués de terrains argileux, marneux et marno-calcaires assurant un ruissellement efficace vers les zones de pertes, soit sur des zones de failles principales (notamment celle de Corconne - les Matelles) permettant une infiltration rapide de tout polluant vers la ressource en eau.

L'étude de l'occupation et de l'utilisation du sol a apporté des éléments pertinents, permettant de préciser et quantifier les pressions anthropiques s'exerçant sur le bassin du Lez. Les activités agricoles correspondent à environ 25 % de la superficie de la zone d'étude. Les zones vulnérables liées à ces dernières sont essentiellement la viticulture et dans une moindre mesure des activités extensives. Nous avons montré précédemment qu'il existe un impact des activités agricoles sur la qualité de la ressource karstique, même si ce dernier n'apparait pas alarmant pour l'heure. Les zones urbanisées représentent environ 5 % du secteur. L'urbanisation s'est fortement accrue dans certains secteurs puisque la population du bassin a doublé entre 1990 et 2009. L'évolution des infrastructures liées à la collecte et au traitement des eaux usées domestiques et urbaines n'a pas été aussi rapide.

Les données disponibles n'ont pas permis de réaliser un bilan exhaustif du taux de saturation des STEP de la zone d'étude; néanmoins quelques éléments peuvent être dégagés. Dans l'hypothèse de 100% de raccordement de la population concernée, l'analyse (i) du recensement de population de 2009, (ii) des bilans SATESE et (iii) des données « stations d'épuration de l'agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse » montre que 45 % des 70 000 habitants qui vivent dans des communes en tout ou partie situées dans la zone d'étude sont raccordés sur des stations d'épuration dont le point de rejet est localisé dans le bassin versant du Lez. Les 55% restant sont connectés à des stations dont les rejets s'effectuent hors du bassin versant du Lez, soit sur d'autres bassins versants (25%), soit en mer via la station Maera (30%). Si l'on se concentre sur les stations dont les rejets sont localisés sur le bassin versant du Lez, et que l'on compare la population (31 500 habitants environ) avec la charge totale admissible (40 000 équivalent- habitants), il apparait que, globalement, la capacité cumulée des STEP de la zone est suffisante. Ce résultat peut toutefois cacher des disparités : ainsi les communes ayant des stations d'épuration d'une charge de plus de 1000 équivalent-habitants semblent bien dimensionnées et présentent une marge de sécurité plus ou moins importante. C'est le cas de Claret, Combaillaux, Les Matelles, Saint Mathieu de Treviers, Saint Clément de Rivière et Saint Gely du Fesc. Il conviendrait de faire une analyse prospective concernant le développement de la population sur ces communes pour mieux connaitre la future pression sur ces stations d'épuration. En ce qui concerne les petites unités (moins de 1000 équivalent habitants), la situation est inversée sauf dans les cas de Pompignan, de Sainte Croix de Quintillargues, de Montaud et de Vacquières. La sous-capacité nominale des stations semble très marquée pour les communes de Saint Jean de Cuculles, Guzargues, Notre Dame de Londres, Le Triadou, Lauret, Viols le fort, Valflaunes, et Saint Bauzille de Montmel, et dans une moindre importance pour Cazevieille. Cette sous-capacité est sans doute à relativiser car elle peut être liée à l'importance de l'assainissement non collectif déployé sur ces communes peu peuplées. Ce constat semble d'ailleurs corroboré par les taux de saturation faibles de ces STEP qui devraient permettre d'accepter des augmentations ultérieures de charge organique et de volume. Les fiches des bilans journaliers montrent en outre que ces STEP ont des rejets conformes aux arrêtés d'autorisation.

Toutefois, un inventaire serait nécessaire sur l'ensemble de la zone pour identifier les STEP qui : (i) présentent des risques de saturation hydraulique en temps de pluie, en raison notamment de réseaux dégradés ou non strictement séparatifs, induisant des rejets non conformes, (ii) risquent d'atteindre à court terme une charge supérieure à la capacité nominale, induisant une dégradation de la qualité des rejets.

Certaines STEP sont situées sur des zones vulnérables à très vulnérables (Cazevieille, Claret (bourg et les Embruscalles), Lauret, Le Triadou, Les Matelles, Saint Clément (Patus des Granges), Sainte-Croix-de-Quintillargues (en limite orange/jaune, mise ici par précaution), Saint Jean de Cuculle, Saint Mathieu de Tréviers, Sauteyrargues (bourg), Valfaunes (Bourg), Viols-le-Fort). Même si les normes de rejets sont généralement respectées, les rejets se font la plupart du temps dans des cours d'eau temporaires, en liaison avec des pertes. En période de hautes

eaux, ces rejets peuvent donc s'infiltrer rapidement dans le karst soit (1) directement de façon diffuse à travers l'épikarst et/ou la zone non saturée (Viols-le-Fort par exemple), soit (2) de façon concentrée et directe vers la zone non saturée via les systèmes de pertes. Ceci peut expliquer les pics de différents indicateurs de contaminations domestiques. La source du Lez est plus impactée par cette pollution liée aux eaux usées et véhiculée par ces deux modes d'infiltration. Cette contamination perdure même en période d'étiage, mais dans une toute autre mesure. Les teneurs en E. Coli, anomalie de Gadolinium et organostaniques sont beaucoup plus faibles mais témoignent de cette contamination chronique. L'une des perspectives de poursuite de ce travail serait de confronter ces résultats avec l'analyse des traitements employés, le développement de l'assainissement autonome et la programmation de rénovation des stations assurée par le SATESE.

Une attention accrue (fréquence des bilans, autosurveillance) est à considérer pour les STEP situées sur les zones où la vulnérabilité est la plus élevée.

L'indice relatif de risque a été estimé, à titre d'illustration, en couplant l'indice de vulnérabilité globale et les informations d'occupation du sol. La partie centrale de la zone d'étude présente des zones de risque élevé à très élevé, essentiellement liées à la présence des pertes. La partie du bassin localisée au Sud présente un indice relatif de risque élevé lié essentiellement à l'occupation du sol et la forte urbanisation de certaines zones. Il est conseillé d'utiliser les cartes sans les agréger car elles mettent en évidence la variabilité spatiale relative du risque. Cette première carte de risque qui met en évidence les relations entre pressions urbaines et vulnérabilité du karst peut être déclinée pour mettre en évidence d'autres pressions, les pressions agricoles, par exemple. Pour ce faire, il convient de définir les poids accordés aux différentes pressions avec les utilisateurs finaux pour fournir une carte pertinente.

Dans la même logique et pour ces mêmes zones, il paraît nécessaire d'examiner avec vigilance, voire de réexaminer, les Schémas directeurs d'assainissement dans leurs différentes composantes, notamment : la capacité des installations, le type de traitement, la qualité des rejets attendue, les zones d'assainissement non collectif. Cette attention paraît d'autant plus justifiée que l'on se situe dans la perspective de la poursuite de l'accroissement de la population.

Le travail réalisé dans le cadre de ce projet a également permis de réactualiser la liste des espèces stygobies présentes sur le karst de la source du Lez. De nombreuses récoltes supplémentaires permettent d'améliorer les connaissances sur la micro-répartition des mollusques stygobies et, de là, de proposer un schéma théorique liant ces répartitions aux hydrosystèmes. Pour affiner cette approche, une analyse génétique a été menée sur les animaux récoltés vivants. Si les récoltes d'animaux vivants restent rares et n'ont pas permis d'utiliser les flux de gènes comme reflet des flux d'eau, ces analyses ont toutefois mis en lumière des divergences fortes entre les populations présentes sur le karst du Lez et celles des bassins-versants adjacents, renforçant l'hypothèse d'une répartition guidée par les grands systèmes hydrologiques.

En termes de conservation, les enjeux sont renforcés par la réduction de l'aire de répartition de *Paladilhia pleurotoma*, *Moitessieria rolandiana* et *Islamia cf. globulina* : les analyses génétiques montrent qu'elles sont restreintes au karst du Lez. Pour pallier au problème de la rareté des individus vivants dans les récoltes, une approche novatrice par ADN environnemental a été menée pour caractériser les eaux souterraines par leur signature génétique. Les résultats intermédiaires présentés ici doivent être affinés (notamment en augmentant la quantité d'eau prélevée pour minimiser les variations dues à l'échantillonnage), mais d'ores et déjà la technique parait prometteuse.

La sensibilité de ces espèces aux changements de qualité de l'eau a également été étudiée. Nous n'avons pas pu montrer statistiquement une influence négative de la qualité de l'eau sur la présence des espèces stygobies, seulement une tendance, peu significative, qui montrerait une sensibilité aux valeurs traduisant l'influence anthropique (Na, Cl, K, SO_4 et NO_3). En revanche, elles semblent étroitement liées à la rapidité de transit des eaux issues de la recharge : plus les eaux météoriques pénètrent rapidement dans le karst, plus elles sont susceptibles d'apporter des éléments organiques et de l'oxygène, nécessaires au développement des biocénoses stygobies. En conclusion, le karst du Lez demeure un hotspot de biodiversité souterraine, dont les enjeux de conservation sont importants, mais qui reste relativement épargné par les influences anthropiques malgré les changements de régimes liés à l'adduction en eau potable.

La faune du Lez est riche et diversifiée, mais extrêmement difficile à appréhender : malgré une phase de récolte intensive sur plusieurs années, plusieurs taxons n'ont jamais été récoltés vivants (*Paladilhia conica*, *Bythinella eutrepha*...). Certaines coquilles présentes en collections ou collectées de manière ponctuelle constituent toujours une énigme taxonomique (ex. *Paladilhia gervaisiana*). Des investigations complémentaires, notamment dans le réseau noyé seraient nécessaires afin de parfaire l'inventaire écologique.

8. Bibliographie

Afssa (2008) - Hiérarchisation des résidus de médicaments d'intérêt pour l'analyse des ressources et des eaux traitées.

Albéric P. & M. Lepiller. (1998). Oxydation de la matière organique dans un système karstique alimenté par des pertes fluviales (Loiret, France). *Water Research*, 32, (7), 2051-2064.

Albinet, M. and Margat, J. (1970) Cartographie de la vulnérabilité a la pollution des nappes d'eau souterraine, Bull. BRGM 2me Series 3 (4).

Aquilina L., Ladouche B., Doerfliger N., Seidel J.L., Bakalowicz M., Dupuy C., Le Strat P. (2002). Origin, evolution and residence time of saline thermal fluids (Balaruc springs, southern France): implications for fluid transfer across the continental shelf. *Chemical Geology*, 192, 1-21.

Anses (2011). Rapport sur la campagne nationale d'occurrence des résidus de médicaments dans les eaux destinées à la consommation humaine.

Balestrat M., Barbe E., Dupuy S. (2011). Analyse du potentiel agronomique affecté par l'aménagement du territoire en Languedoc Roussillon : phase 2 2009 - 2010 Application des méthodologies de quantification des terres artificialisées et de caractérisation des dynamiques de consommation des terres sur les départements littoraux du Languedoc Roussillon : *rapport d'étude* et annexes. Cemagref Montpellier 142 pages.

Bancon-Montigny, C. (2001). Optimisation d'une technique analytique couplée (GCPFPD) pour la spéciation des composés organostanniques - Application à leur suivi dans le cycle hydrologique. Laboratoire de Chimie Analytique, BioInorganique et Environnement, *Thèse de l'Université de Pau et des Pays de l'Adour*. 231 pages.

Batiot C. (2002). Étude expérimentale du cycle du carbone en régions karstiques. Apports du carbone organique et du carbone minéral à la connaissance hydrogéologique des systèmes. *Thèse Université d'Avignon et des Pays du Vaucluse*. 246 pages.

Batiot C., C. Linan, B. Andreo, C. Emblanch, F. Carrasco & B. Blavoux. (2003-a). Use of TOC as tracer of diffuse infiltration in a dolomitic karstic system: the Nerja Cave (Andalusia, Southern Spain). *Geophysical Research Letters*, 30, (22), 2179-2183.

Batiot C., Emblanch C. & Blavoux B. (2003-b). Carbone Organique Total (COT) et Magnésium (Mg^{2+}) : deux traceurs complémentaires du temps de séjour dans l'aquifère karstique. *C.R. Géosciences*, 335, 205-214.

Batiot-Guilhe C., V. Prié, J.L. Seidel, B. Ladouche, N. Dorfliger. (Mars 2010). Protocole d'échantillonnage pour les eaux de surface et les eaux souterraines considérant les données existantes et les points faisant l'objet d'un suivi par ailleurs. *Délivrable L2.1*., AT1 et AT2, 28 pages.

Batiot-Guilhe C., Seidel J.L., Lafare A., Jourde H., Cordier M.A., Van-Exter S., Rodier C. (2008). Characterisation of underground flows in karstic aquifers by studying DOM fluorescence. Example of two Mediterranean systems (Lez and Causse d'Aumelas, Southeastern France), *13th IWRA World Water Congress,* 1-4 septembre 2008, Montpellier.

Bau, M., Dulski, P. (1996). Anthropogenic origin of positive gadolinium anomalies in river waters. *Earth Planetary Science Letters,* 143, 245-255.

Berard P. (1983). Alimentation en eau de la ville de Montpellier. Captage de la source du Lez, étude des relations entre la source et son réservoir aquifère. Rapport n°2 : Définition des Unités Hydrogéologique. Rapport BRGM, 83SGN325LRO.

Bernasconi S.M. (1999). Interstitial water chemistry in the western Mediterranean, Proceedings of the Ocean Drilling Program, *Scientific Results*, 161, 426-432.

Bertrand, A. (2004). "Atlas préliminaire de répartition géographique des mollusques souterrains de France (Mollusca : Rissoidea : Caenogastropoda)." *Documents malacologiques* Hors série n°2: 82 pages.

Bicalho C. (2010). Hydrochemical characterization of transfers in karst aquifers by natural and anthropogenic tracers. Example of a Mediterranean karst system, the Lez karst aquifer (Southern France). *Thèse AgroParisTech*, 133 pages.

Bicalho C., Batiot-Guilhe C., Seidel J.L., Taupin J. D., Patris N., Van Exter S., Jourde H. (2011). A conceptual model for groundwater circulation by using isotopic ($\delta^{18}O$, $\delta^{2}H$ and $^{87}Sr/^{86}Sr$) and geochemical tracers in a Mediterranean karst system. *Congrés H2Karst*, *9ième Colloque d'Hydrogéologie en Pays Calcaire*, Besançon (France), 1-3 septembre 2011.

Bicalho C., Batiot-Guilhe C., Seidel J.L., Van-Exter S., Jourde H. (2012-a). Geochemical evidence of water source characterization and hydrodynamic responses in a karst aquifer. *Journal of Hydrology,* 450–451, 11, 206–218.

Bicalho C., Batiot-Guilhe C., Seidel J.L., Taupin J.D., Patris N., Van-Exter S., Jourde H. (2012-b.) Isotopic ($\delta^{18}O$, $\delta^{2}H$, $\delta^{13}C_{TDIC}$ and $^{87}Sr/^{86}Sr$) and geochemical monitoring of a Mediterranean karstic system: chemical evolution and hydrodynamics of groundwaters. (soumis à *Chemical Geology*).

Biesbrouck M., Deguilhem A., Teyssier M. (2009). Caractérsiation des pesticides tuilisés en agriculture sur le bassin versant du Lez. *Rapport Master 1 SEEC*, Université Montpellier 2, 21 pages + annexes.

Blondel T., C. Batiot-Guilhe, C. Emblanch & Y. Dudal. (2006). Perspectives sur l'utilisation de la fluorescence de la matière organique dissoute comme traceur quantitatif du temps de séjour dans un système karstique méditerranéen. Application au Laboratoire Souterrain à Bas Bruit de Rustrel (France). *Proceedings of the 8th Conference on limestone hydrogeology*, Neuchâtel Switzerland, ISBN2-84867-143-2, Presses universitaires de Franche-Comté, 11-14.

Bosser S. (2009). Caractérisation d'un aquifère karstique méditerranéen, à partir des données hydrochimiques et hydrogéologiques disponibles. *Rapport de stage de MASTER 2 GERE*, Univ. Montpellier 2, 73 pages.

Botton R. (1984). Etude de certaines modalités du fonctionnement de l'aquifère karstique (zone d'infiltration et zone saturée) sur deux champs de forages Nord-Montpelliérains. *Thèse 3ème cycle, UM2*, 338 pages.

Bou, C. & R. Rouch. (1967). Un nouveau champ de recherche sur la faune aquatique souterraine. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris*, 265, 369 - 370.

Bueno M. (1999). Etude dynamique des processus de sorption-désorption du tributylétain sur un milieu poreux d'origine naturelle. Laboratoire de chimie analytique bioinorganique et environnement, *Thèse de l'Université de Pau et des Pays de l'Adour*. 183 pages.

Burns D.A., McDonnell J.J., Hooper R.P., Peters N.E., Freer J.E., Kendall C. and Beven K. (2001). Quantifying contributions to storm runoff through end-member mixing analysis and hydrologic measurements at the Panola Mountain Research Watershed (Georgia, USA). *Hydrological Processes*, 15, (10), 1903-1924.

Christophersen N. and Hooper R.P. (1992). Multivariate-analysis of stream water chemical data - The use of Principal Component Analysis for the End-Member mixing problem. *Water Resources Research*, 28, (1), 99-107.

Clara M., Strenn B., Kreuzinger N. (2004). Carbamazepine as a possible anthropogenic marker in the aquatic environment: investigations on the behaviour of Carbamazepine in wastewater treatment and during groundwater infiltration. *Water Research*, 38, (4), 947-954.

Clara M., Strenn B., Gans O., Martinez E., Kreuzinger N., Kroiss H. (2005b). Removal of selected pharmaceuticals, fragrances and endocrine disrupting compounds in a membrane bioreactor and conventional wastewater treatment plants. *Water Research,* 39, 4797-4807.

Coble P.G. (1996). Characterisation of marine and terrestrial DOM in seawater using excitation-emission spectroscopy. *Marine Chemistry*,51, 325-346.

Conroux Y. (2007). Caractérisation du fonctionnement hydrodynamique de l'aquifère karstique du Lez à l'état naturel. *Rapport de stage 2ème année Master*, Univ. Avignon et des Pays de Vaucluse, 151 pages.

COST 65. (1995). Hydrogeological aspects of groundwater protection in karstic areas, EUR 16547. Brussels7 European Commission, Directorate-General XII Science, Research and Development; 446 pages.

Culver, D. and B. Sket (2000). "Hotspots of subterranean biodiversity in caves and wells." *Journal of Cave and Karst Studies*, 62, (1), 11-17.

Déjean, T., A. Valentini, et al. (2011). Persistence of Environmental DNA in Freshwater Ecosystems. *PLoS ONE,* 6, (8): 23398.

Dörfliger N (1996) Advances in karst groundwater protection strategy using artificial tracer test analysis and multiattribute vulnerability mapping. Ph.D. Thesis, University of Neuchâtel, Switzerland, 292 pages.

Dörfliger N., Plagnes V. (2009) : Cartographie de la vulmnérabilité intrinsèque des aquifères karstiques. Guide méthodologique de la méthode PaPRIKa. Avec la collaboration de K. Kavouri et J. Gouin ; BRGM RP-57527-FR, 105 pages, 55 ill., 4 ann.

Drogue C. (1992) : Hydrodynamics of karstic aquifers : experimental sites in the Mediterranean karst, Southern France. In: Hydrogeology of selected karst regions (W. Back ed. In chief). Hannover, Heise, 133-149.

Drogue C. (1974) : Structure de certains aquifers karstiques d'après les résultats de travaux en forage. Compte-Rendus – Académie des Sciences Paris 278, 2621-2624.

Elbaz-Poulichet F., Seidel J. L. and Othoniel C. (2002). Occurrence of an anthropogenic gadolinium anomaly in river and coastal waters of Southern France. *Water Res.*, 36, 1102-1105.

Emblanch C., B. Blavoux, J. Puig & J. Mudry. (1998). Dissolved organic carbon of infiltration within the autogenic karst hydrosystem. *Geophysical Research Letters*, 25, (9), 1459-1462.

Fent, K. (1996a). Ecotoxicology of organotin compounds. *Critical Reviews in Toxicology,* 26*,* (1), 1-117.

Fent, K. (1996b). Organotin compounds in municipal wastewater and sewage sludge - Contamination, fate in treatment process and ecotoxicological consequences. *Science of the Total Environment* 185*,* (1-3), 151-159.

Fent, K. (1989). Organotin speciation in municipal wastewater and sewage sludge - Ecotoxicological consequences. *Marine Environmental Research* 28*,* (1-4), 477-483.

Fent, K., Muller, M.D. (1991). Occurrence of organotins in municipal wastewater and sewage sludge and behavior in a treatment plant. *Environmental Science and Technology* 25*,* (3), 489-493.

Ficetola, G. F., C. Miaud, et al. (2008). "Species detection using environmental DNA from water samples." *Biology Letters*, 4, 423-425.

Foster, S.S.D. 1987. Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. In: Vulnerability of soils and groundwater to pollutants. TNO Committee on hydrological research. The Hague, Proceedings and Information No. 38. The Netherlands.

Harum, T. *et al.*(1992). *Long-term investigations with natural tracers*. *6th International Symposium on Water Tracing*, Karlsruhe, 50-64.

Hudson N., Baker A., Reynolds D. (2007). Fluorescence analysis of dissolved organic matter in natural, waste and polluted waters - a review. *River Research and Applications*, 23, 631-649.

Huntington T., Hooper R., Peters N., Bullen T. and Kendall C. (1993). Water, energy, and biogeochemical budgets investigation at Panola Mountain Research Watershed, Stockbridge, Georgia—a research plan.

Genereux D. (1998). Quantifying uncertainty in tracer-based hydrograph separations. *Water Resources Research*, 34, (4), 915-919.

Goldscheider N. (2002). Hydrogeology and vulnerability of karst systems - Examples from the northern Alps and Swabian. *PhD Thesis*, University of Kalsruhe, Karlsruhe, 237 pages.

Gonfiantini, R. et al (2003). "Intercomparaison of Boron isotope and concentration measurements. Part II: evaluation of results." Geostandards newlett. 27(1): 41-57.

Gourdin E. (2011). Caractérisation des circulations souterraines dans les systèmes karstiques du Lez et hydrothermal du bassin de Thau (Hérault, France) : apports du radon (^{222}Rn) et des isotopes du radium (^{223}Ra, ^{224}Ra, ^{226}Ra et ^{228}Ra). *Rapport de stage de MASTER 2 R2E*, Univ. Montpellier 2, 106 pages.

Joseph C., Rodier C., Soulte M., Sinegre F., Baylet R., Deltour P. (1988). Approche des transferts de pollution bactérienne dans une crue karstique par l'étude des paramètres physico-chimiques. *Revue des sciences de l'eau,* 1-2, 73-106.

Jourde H., Dörfliger N., Maréchal JC., Batiot-Guilhe C., Bouvier C., Courrioux G., Desprats JF., Fullgraf T., Ladouche B., Leonardi V., Malaterre PO., Prié V., Seidel J.L. (2011) Projet gestion multi-usages de l"hydrosystème karstique du Lez - Synthèse des connaissances récentes et passées, *Rapport RP-60041-FR*, 336 pages, 4 ann.

Kulaksiz S. and Bau M. (2011). Anthropogenic gadolinium as a microcontaminant in tap water used as drinking water in urban areas and megacities. *Applied Geochemistry*, 26, (11), 1877-1885.

Ladouche B., Aquilina L., Petelet E., Bakalowicz M. et Schoen R. (1999). Caractérisation du fonctionnement des systèmes karstiques nord-montpelliérains. Volume 4 : Interprétation des données hydrochimiques. Rap. BRGM R 40940 Volume 4, 170 pages, 67 fig., 25 tabl.

Ladouche B., Dörfliger N., Pouget R., Petit V., Thiery D., Golaz C. (2002). Caractérisation du fonctionnement des systèmes karstiques nord-montpelliérains. Rapport du programme 1999-2001-Buèges. *BRGM/RP-51584-FR*, 200 pages, 111 fig., 9 tabl., 3 photos, 4 ann.

Lafare A. (2007) Etude du comportement hydrodynamique de l'aquifère karstique de la source du Lez lors d'évènement de crue par une approche hydrologique, hydrogéologique et hydrochimique. *Rapport de Master 2 R2E*, Univ. Montpellier 2, 58 pages.

Landmeyer, J.E., Tanner, T.L., Watt, B.E. 2004. Biotransformation of Tributyltin to Tin in Freshwater River-Bed Sediments Contaminated by an Organotin Release. *Environmental Science and Technology* 38, (15), 4106-4112.

Leclercq M., Mathieu O., Gomez E., Casellas C., Fenet H., Hillaire-Buys D. 2009. Presence and Fate of Carbamazepine, Oxcarbazepine, and Seven of Their Metabolites at Wastewater Treatment Plants. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 56, 3, 408-415.

Leonardi, V., Jourde, H. & Maréchal, J. C. (2012). Projet gestion multi-usages de l'hydrosystème karstique du Lez - Résultats complémentaires des forages et traçages. Rapport final. BRGM/RP-61612-FR, 52 pages, 25 ill., 1 annexe.

Loos R., Locoro G., Comero S. et al. (2010). Pan-European survey on the occurrence of selected polar organic persistent pollutants in ground water. *Water Research*, 44, (14), 4115-4126

Malard, F., J. Gibert, et al. (1997). "L'aquifère de la source du Lez : un réservoir d'eau et de biodiversité. *Karstologia,* 30, 49-54.

Mangin A (1975) Contribution à l'étude hydrodynamique des aquifères karstiques. Annales de Spéléologie 29(3): 283–332, (4):495–601, 30(1):21–124

Marechal.J.C., Ladouche.B., Doerfliger.N. (2008). Karst flash flooding in a Mediterranean karst, the example of Fontaine de Nimes, *Engineering Geology*, 99, 3-4, 138-146.

Margat, J. and Suais-Parascandola M.F. (1987). Mapping the vulnerability of groundwater to pollution, some lessons from experience in France. In: W. Van Duijvenbooden and H.G. Van Waegeningh (Editors), Vulnerability of soil and groundwater to pollutants, The Hague, p 433-436.

Marjolet G. and Salado J. (1975). Contribution à l'étude de l'aquifère karstique de la source du Lez. III/ Etude des écoulements d'eau dans les calcaires fissurés et karstifiés du site du futur captage des eaux de la source du Lez. Mémoires du Centre d'études et de recherches géologiques et hydrogéologiques, Univ. Montpellier II, Tome IX, Fascicule III, 49-139.

Marjolet G. and Salado J. (1978). Le système karstique de la source du Lez". Méditerranée, N°1 et 2, 71-83.

Marsaud B (1997): Structure et fonctionnement de la zone noyée des karsts à partir des résultats expérimentaux, Thèse de l'Université Paris XI, document BRGM 268, 301 pages.

Mba Mpondo TH. (1971). Contribution à l'étude des variations des teneurs en chlore des eaux souterraines de quelques karsts de la région languedocienne. *Thèse, Univ. Montpellier 2*, 102 pages.

Millot R., Guerrot C., Vigier N., 2004. Accurate and high precision measurement of lithium isotopes in two reference materials by MC-ICP-MS. Geostandards and Geoanalytical Research 28, 53–159.

Millot R., and Negrel P. (2007). Multi-isotopic tracing (δ^{7}Li, δ^{11}B, ^{87}Sr/^{86}Sr) and chemical geothermometry: evidence from hydro-geothermal systems in France, Chemical Geology, Volume 244, Issues 3–4, 15, 664–678.

Mudarra M., Andreo B., Baker B. (2011). Characterisation of dissolved organic matter in karst spring waters using intrinsic fluorescence: Relationship with infiltration processes. *Science of The Total Environment*, 409, 18, 3448-3462.

Niemela S.I., Lee J.V. and Fricker C.R. (2003). A comparison of the international standards organisation reference method for the detection of colifroms and Escherichia coli in water with a defined substrate procedure. *Journal of Applied Microbiology*, 95, 1285-1292.

Parlanti E., Worz K., Geoffroy L., Lamotte M. (2000). Dissolved organic matter fluorescence spectroscopy as a tool to estimate biological activity in a coastal zone submitted to anthropogenic inputs. *Organic Chemistry*, 31, (12), 1765-1781.

Personné J.C., Poty F., Vaute L. & Drogue C. (1998). Survival, transport and dissemination of Escherichia coli and enterococci in a fissured environment. Study of a flood in a karstic aquifer. *Journal of Applied Microbiology,* 84, 431-438.

Prié V. (2008). Les escargots souterrains, nouveaux marqueurs des hydrosystèmes karstiques : application aux hydrosystèmes karstiques des massifs nord-montpelliérains. *Karstologia,* 52, 7-16.

Prié V. and J.-M. Bichain (2009). Phylogenetic relationships and description of a new stygobite species of *Bythinella* (Mollusca, Gastropoda, Caenogastropoda, Amnicolidae) from southern France. *Zoosystema*, 31, (4), 987-1000.

Pulido-Leboeuf P., Pulido-Bosch A., Calvache M. L., Vallejos Á., Andreu J. M. (2003). Strontium, SO4/Cl and Mg/Ca ratios as tracers for the evolution of seawater into coastal aquifers: the example of Castell de Ferro aquifer (SE Spain), *C. R. Geosciences*, 335, 14, 1039-1048.

Quiers M. (2010). Utilisation de traceurs émergents pour caractériser les flux souterrains et la vulnérabilité au sein d'aquifères karstiques. Application à l'hydrosystème du Lez. *Rapport Master 2 R2E*, Univ. Montpellier 2, 73 pages.

Quiers M., Batiot-Guilhe C., Bicalho C., Seidel J.L., Perrette Y. (2011-a). The fluorescence spectroscopy of Dissolved Organic Matter (DOM): a tool to characterize rapid infiltration flows and vulnerability in karst systems. Application to the Lez hydrosystem). *Congrès H2Karst, 9ième Colloque d'Hydrogéologie en Pays Calcaire*, 1-3 septembre, Besançon.

Quiers M., Batiot-Guilhe C., Bicalho C.C., Seidel J-L., Perrette Y. & Jourde H. (2011-b). Dissolved Organic Matter (DOM) fluorescence signal: a new approach for karst understanding. *AGU Fall Meeting 2011*, San Francisco, California, USA, 5-9 décembre.

Quiers M., Batiot-Guilhe C., Bicalho C.C., Seidel J.L., Perrette Y. (2013). Characterisation of rapid infiltration flows and vulnerability in karst aquifer using a decomposed fluorescence signal of dissolved organic matter, Environmental Earth Sciences, September 2013.

Rabiet M., Brissaud F., Seidel J. L., Pistre S. and Elbaz-Poulichet F. (2009). Positive gadolinium anomalies in wastewater treatment plant effluents and aquatic environment in the Hérault watershed (South France). *Chemospheres*, 75, 8, 1057-1064.

R Development Core Team. (2008). R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL http://www.R-project.org.

Santos J.L., Aparicio I., Alonso E. (2007). Occurrence and risk assessment of pharmaceutically active compounds in wastewater treatment plants. A case study: Seville city (Spain). *Environment International,* 33, 596-601.

Sket, B. (1999). High biodiversity in hypogean waters and its endangerment - the situation in Slovenia, the dinaric karst and europe. *Crustaceana,* 72, (8), 767-779.

Takahashi S., Mukai H., Tanabe S., Sakayama K., Miyazaki T., Masuno H. (1999). Butyltin residues in livers of humans and wild terrestrial mammals and in plastic products, *Environmental Pollution*, 106, (2), 213-218.

Thiery D. and Berard P. (1983). Alimentation en eau de la ville de Montpellier. Captage de la source du Lez. Etudes des relations entre la source et son réservoir aquifère. Rapport N°1 Recueil des données et établissement d'un modèle de cohérence. Rapport BRGM, 83SGN167LRO, 120 pages.

Thurman E. (1985). Organic chemistry of natural waters. Nijhoff, Junk, Dordrecht, 497 pages.

Vulliet E.; Cren-Olive C. (2011). Screening of pharmaceuticals and hormones at the regional scale, in surface and groundwaters intended to human consumption. *Environmental pollution*. 159, (10), 2929-2934.

Vengosh A. (1998). The isotopic composition of anthropogenic boron and its potential impact on the environment. *Biological Trace Element Research*, 66, 1-3, 145-151.

Vrba J., Civita M. (1994): Assessment of groundwater vulnerability. In: Vrba J, Zaporozec A (eds) Guidebook on mapping groundwater vulnerability. International contributions to hydrogeology 16. Verlag Heinz Heise, Hannover, pp 31-48 Zwahlen F (ed) (2004) Vulnerability and risk

Wilke T., Davis G.M, et al. (2001). Molecular systematics of Hydrobiidae (Mollusca: Gastropoda: Rissooidea): testing monophyly and phylogenetic relationships. *Proceedings of the Academy of Natural Science of Philadelphia*, (31 décembre 2001), **15**1–21.

Zwahlen, F. (2004). Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers. Final report - *Action COST 620* - European cooperation in the field of scientific and technical research.

Annexe 1
Résultats des caractérisations multi-isotopiques de la campage spatiale d'échantillonnage d'août 2010 et des suivis temporels (sources du Lez, Lirou, Restinclières et Fleurette).

Nom des points	Commune	BSS	Type ouvrage	Hydrosystème	X(m)	Y(m)
Crouzette	Castelnau-le-lez	09908X0351/F	Forage AEP	Syst. Karstique calcaire jurassique (bajocien) du Pli Est de Montpellier	726170.9	1849107.9
Crès	Cres(le)	09908X0375/F3	Forage AEP	Syst. Karstique calcaire jurassique du Pli Est de Montpellier	729309.2	1850098.1
Lauzette	St-Jean de Védas	09907X0402/PISTE	Forage AEP	Syst. Karstique calcaire jurassique de la Gardiole (sous couverture)	722039.0	1841925.0
Flès Nord	Villeneuve les Maguelonne	10163X0158/F2	Forage AEP	Syst. Karstique calcaire jurassique de la Gardiole (sous couverture)	722222.0	1839908.0
Maurin-LouGarigou	St-Jean de Védas	09907X0364/MAURIN	Forage AEP	Syst. Karstique calcaire jurassique de la Gardiole (sous couverture)	723032.0	1841956.0
Cantagril	Argelier		Piézo	Syst. Karstique Connexe du Lez	712300.0	1857700.0
Fontbonne	Buzignargues	09645X0035/111111	Forage AEP	Syst. Karstique Connexe du Lez	733839.0	1865573.0
Coutach	Liouc		Piézo	Syst. Karstique Connexe du Lez	731394.9	1877075.7
Gour Noir	Le triadou	09904X0082/GOUR	Piézo	Syst. Lez	723491.0	1858884.4
Laudou	Sauteyrargues		Piézo	Syst. Lez	727646.6	1870043.2
Fontanes	Fontanes		Piézo	Syst. Lez	728170.8	1866288.7
Bois Rozier	Saint-Bauzille-de-Montmel		Piézo	Syst. Lez	731495.1	1866381.9
Brestalou	Sauteyrargues		Cours d'eau	Syst. Lez	725000.0	1868100.0
Suquet	Matelles(les)	09903X0111/F	Forage AEP	Syst. Lez	717798.1	1860042.1
sce Restinclières	Prades-le-lez	09903X0038/RESTIN	source	Syst. Lez	722119.6	1858322.4
Sce Lez	Prades le lez	09903X0004/S	Forage AEP	Syst. Lez	721560.4	1858776.5
Sce Lirou	Les matelles	09903X0007	source	Syst. Lez	718493.0	1860111.8
Sce Fleurette	Saint-Vincent-de-Barbeyrargues		source	Syst. Lez	723600.0	1857700.0
Sce Fontreboule	Lauroux		Source	Trias_Gypse. Source drainant la semelle d'un glissement Lodévois	677826.1	1863462.1
Sce Mouillère	Maury	10901X0024/MAURY	Source	Trias_Gypse	621114.2	1758476.9
Fou Rive Gauche de l'Agly	St-Paul-de-Fenouillet		Source	Trias_Gypse	613218.0	1755299.0
Fou Rive Droite de l'Agly	St-Paul-de-Fenouillet	10894X0032/SCTHER	Source	Trias_Gypse	613218.0	1755299.0
Sce Sals	Sougraine	10777X0005/SALEE	Source	Trias_Halite	605190.0	1765469.0
F40B	Vergèze		Forage Gaz	Socle&Crétacé		

Tableau A1-1 : Liste des points échantillonnés pour la caractérisation multi-isotopique (campagne spatiale d'échantillonnage et suivis temporels).

nom Abrégé	Date_prélèvement	Préleveur	Piézo_m_NGF	ALTITUDE	Remarques Prélèvement
FontBonne	25/08/2010 11:30	BRGM	52.83	51	Prélèvement au Piquage_Pompage entre 3080 et 3400 m3/j
Crouzette	25/08/2010 09:45	HSM/BRGM	15.45	51	Prélèvement au Piquage_Pompage entre 7500-7800 m3/j
F3_Crès	24/08/2010 14:30	HSM/BRGM		35	Prélèvement au Piquage_Pompage 1300 m3/j
Lauzette	25/08/2010 14:30	BRGM		24.85	Prélèvement au Piquage_Pompage 4225 m3/j
Lou Garigou	25/08/2010 15:30	BRGM		15	Prélèvement au Piquage_Pompage 50 m3/j
Fles_F2	25/08/2010 14:45	BRGM		6	Prélèvement au Piquage_Pompage 1600 m3/j
Suquet	24/08/2010 10:45	HSM/BRGM	1	165	Prélèvement au Piquage_Pompage 170 m3/j
Coutach	26/08/2010 11:10	BRGM	69.79	138.17	Prélèvement pompe MP1/BRGM Qpompage = 0.31 m3/h, durée de pompage avant prélèvement = 30 mn (échauffement probable de la pompe) piézo en fin de pompage =69.29 m NGF
Laudou	26/08/2010 14:10	BRGM	82.88	114.59	Prélèvement pompe MP1/BRGM Qpompage = 0.4 m3/h, durée de pompage avant prélèvement = 30 mn (site également équipé d'une sonde Diver Van Essen, *Univ. Guttingen, Tobias Geyer*) piézo en fin de pompage =79.3 m NGF
Cantagril	27/08/2010 10:20	BRGM	113	181.82	Prélèvement pompe MP1/BRGM Qpompage = 0.14 m3/h, durée de pompage avant prélèvement = 40 mn (site également équipé d'une sonde Diver Van Essen, *Univ. Guttingen, Tobias Geyer* piézo en fin de pompage =107.22 m NGF
Fontanes	26/08/2010	HSM	55.28	94.29	
BoisRosier	26/08/2010	HSM	55.96	87.8	
GourNoir	26/08/2010	HSM	53.29	83.17	(site également équipé d'une sonde Diver Van Essen, *Univ. Guttingen, Tobias Geyer*

Tableau A1-2 : Condition de prélèvement lors de la campagne spatiale d'échantillonnage du mois d'aout 2010.

Nom des échantillons	Date	T°C	pH	Cond (25°C)
				(µS/cm)
Suquet	24/08/2010	15.5	7.22	584 *
Crès	24/08/2010	17.0	7.15	892 *
Lauzette	25/08/2010	18.2	6.25?	914
Flès Nord	25/08/2010	17.5	6.72	1163
Maurin-LouGarigou	25/08/2010	17.4	6.65	1220
Fonttbonne	25/08/2010	17.2	7.02	621
Crouzette	25/08/2010	20.1	6.9	1072
Crouzette	08/04/2011	19.8	6.8	1176
Cantagril	27/08/2010	17.3	6.8	658 *
Coutach	26/08/2010	18.7	6.9	536
Gour Noir	26/08/2010	18.8	7.11	667 *
Laudou	26/08/2010	16.0	6.7	727
Fontanes	26/08/2010	16.2	7.16	666
Bois Rozier	26/08/2010	17.2	7.23	618 *
Brestalou	08/02/2010	8.2	7.61	443
Brestalou	11/02/2010	8.7	7.6	465
sce Restinclières	27/05/2010	17.2	6.6	
sce Restinclières	14/03/2011	17.2	6.4	669
sce Restinclières	17/03/2011	16.6	7.2	645
sce Restinclières	21/03/2011	16.6	7.0	666
Sce Lez	26/10/2009	17	7.0	898
Sce Lez	27/05/2010	15.5	7.2	692
Sce Lez	25/08/2010	17.2	7.36	772
Sce Lez	13/09/2010	17.3	7.5	957
Sce Lez	14/03/2011	15.2	6.5	685
Sce Lez	17/03/2011	15.0	7.1	629
Sce Lez	21/03/2011	15.1	7.1	683
Sce Lirou	27/05/2010	14.5	6.9	
Sce Lirou	14/03/2011	14.3	7.2	545
Sce Lirou	17/03/2011	14.3	7.2	562
Sce Lirou	21/03/2011	14.2	7.2	587
Sce Fleurette	14/03/2011	15.2	6.8	656
Sce Fleurette	17/03/2011	15.0	6.9	619
Sce Fleurette	21/03/2011	16.4	7.0	656
Sce Fontreboule	30/03/2011	11.8	7.5	2040
Sce Mouillère	31/05/2011	24.4	7.1	1466
Fou Rive Gauche de l'Agly	31/05/2011	25.9	7.2	2030
Fou Rive Droite de l'Agly	31/05/2011	24.1	7.2	1970
Sce Sals	31/05/2011	9.2	7.4	34000
F40B	15/04/2011	29.6	6.1	2420

Tableau A1-3. Paramètres physico-chimiques mesurés lors des campagnes spatiales d'échantillonnages et lors des suivis réguliers.

Nom des échantillons	Date	HCO_3^-	Cl^-	NO_3^-	SO_4^{--}	Ca^{++}	Mg^{++}	Na^+	K^+
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Suquet	24/08/2010	363.6	9.2	1.9	6.4	127.9	3.5	5.3	
Crès	24/08/2010	394.1	38.9	28.5	65.2	184.4	3.1	22.9	
Lauzette	25/08/2010	392.8	71.2	18.0	62.9	201.0	8.8	34.0	
Flès Nord	25/08/2010	508.7	87.6	23.0	70.7	223.3	14.2	41.8	
Maurin-LouGarigou	25/08/2010	475.8	90.0	29.1	102.4	228.2	8.6	44.9	
Fonttbonne	25/08/2010	364.8	11.0	4.6	16.1	134.6	5.1	5.4	
Crouzette	25/08/2010	464.8	63.5	18.9	86.2	195.4	11.7	41.1	5.1
Crouzette	08/04/2011	485.7	77.1	22.0	100.2	183.5	14.4	42.5	5.3
Cantagril	27/08/2010	362.3	18.6	6.2	11.7	143.7	1.5	10.5	
Coutach	26/08/2010	318.4	6.4	1.0	17.5	112.5	3.5	10.9	
Gour Noir	26/08/2010	409.9	12.0	1.9	11.1	149.9	3.2	7.3	
Laudou	26/08/2010	453.8	10.1	1.8	12.2	169.5	1.6	4.7	
Fontanes	26/08/2010	402.6	8.6	4.5	19.3	147.1	5.5	5.3	
Bois Rozier	26/08/2010	380.6	9.3	1.9	14.1	140.2	3.5	5.0	
Brestalou	08/02/2010	255.0	8.5	1.9	14.4	87.2	4.6	4.4	0.5
Brestalou	11/02/2010	273.0	7.3	1.7	16.0	91.7	4.9	4.4	0.5
sce Restinclières	27/05/2010	371.0	14.2	5.3	22.5	124.8	6.5	7.2	0.6
sce Restinclières	14/03/2011	390.5	13.1	6.2	17.6	134.4	5.8	7.3	0.5
sce Restinclières	17/03/2011	382.0	10.7	5.7	15.4	132.1	5.2	6.2	0.5
sce Restinclières	21/03/2011	390.5	12.6	6.0	19.9	133.9	6.6	7.0	0.5
Sce Lez	26/10/2009	342.9	96.2	4.2	40.4	110.4	12.9	58.9	2.5
Sce Lez	27/05/2010	356.4	35.5	3.5	27.0	121.2	6.5	19.6	1.1
Sce Lez	25/08/2010	370.9	54.6	2.1	23.1	131.8	8.8	34.7	1.5
Sce Lez	13/09/2010	354.7	106.9	6.8	40.3	118.3	11.8	65.4	2.2
Sce Lez	14/03/2011	346.6	34.8	4.2	26.6	116.3	7.8	21.8	1.6
Sce Lez	17/03/2011	355.1	17.6	4.2	20.6	120.5	6.3	10.8	0.9
Sce Lez	21/03/2011	355.1	30.5	5.2	22.7	124.9	7.0	18.1	1.2
Sce Lirou	27/05/2010	375.9	9.2	1.7	8.3	127.1	2.7	5.0	0.3
Sce Lirou	14/03/2011	341.7	7.8	1.4	6.0	116.8	1.5	4.7	0.3
Sce Lirou	17/03/2011	357.6	7.5	1.1	6.4	117.7	1.7	4.6	0.3
Sce Lirou	21/03/2011	368.6	8.2	1.4	7.2	127.6	2.2	5.0	0.0
Sce Fleurette	14/03/2011	404.0	9.2	2.8	16.6	140.5	3.1	5.3	0.3
Sce Fleurette	17/03/2011	381.0	7.7	2.3	16.1	131.7	2.9	5.5	0.0
Sce Fleurette	21/03/2011	384.4	12.0	5.2	20.6	132.5	6.5	6.9	0.5
Sce Fontreboule	30/03/2011	195.3	11.6		1188.9	462.2	61.3	9.4	2.0
Sce Mouillère	31/05/2011	195.2	10.0	2.0	691.4	304.6	46.4	10.3	1.2
Fou Rive Gauche de l'Agly	31/05/2011	195.2	15.9	1.5	1168.6	455.9	78.5	17.8	1.6
Fou Rive Droite de l'Agly	31/05/2011	198.9	13.2	1.8	1156.0	454.6	77.4	17.5	1.7
Sce Sals	31/05/2011	195.2	11048	3.7	3511.7	1029.3	98.8	7104.4	301.6
F40B	15/04/2011	1498.2	100.2	3.5	56.5	437.4	66.9	102.3	19.3

Tableau A1-4 : résultats des analyses sur les éléments majeurs campagne spatiale d'échantillonnage et suivis temporels).

Nom des échantillons	Rb	Sr	B	Li	Ba	Al	V	Cr
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Suquet	0.3	80.4	12.3	0.6	7.7	3.52	0.39	0.33
Crès	1.0	169.6	41.9	2.0	29.0	0.36	0.36	0.18
Lauzette	1.7	286.2	46.6	5.9	32.3	0.71	0.49	0.16
Flès Nord	2.2	284.2	49.0	6.6	25.4	2.21	0.65	0.20
Maurin-LouGarigou	2.7	375.4	57.7	8.0	35.1	8.42	0.39	0.18
Fonttbonne	0.5	280.8	15.5	1.8	9.0	1.86	0.30	0.12
Crouzette	6.7	766.1	55.3	16.3	36.0	0.65	0.51	0.15
Crouzette	7.2	823.7	57.1	17.1	38.1		0.56	0.20
Cantagril	0.5	42.5	28.0	0.6	17.7	7.50	0.52	2.89
Coutach	0.7	432.6	66.8	7.0	5.8	2.01	0.20	1.23
Gour Noir	0.8	255.6	17.6	1.9	13.2	3.00	0.16	0.03
Laudou	0.6	372.6	14.8	1.4	12.7	0.72	0.29	0.24
Fontanes	0.5	415.3	22.4	4.5	11.1	4.36	0.04	0.05
Bois Rozier	0.4	313.4	17.4	1.8	9.3	1.75	0.11	0.06
Brestalou	0.3	573.4	12.4	1.2	6.5	0.96	0.15	0.09
Brestalou	0.3	621.5	12.6	1.4	6.7	1.60	0.16	0.09
sce Restinclières	0.6	392.1	21.1	3.0	24.6	1.64	0.27	0.09
sce Restinclières	0.5	442.4	18.7	2.6	25.5		0.28	0.12
sce Restinclières	0.4	401.1	16.6	2.2	22.5		0.22	0.10
sce Restinclières	0.5	484.1	20.6	2.8	26.3		0.23	0.10
Sce Lez	2.5	625.9	26.6	7.3	23.9	3.23	0.38	0.26
Sce Lez	1.1	501.6	20.8	3.9	14.8	1.04	0.30	0.17
Sce Lez	1.6	399.6	24.2	4.8	20.3	1.66	0.39	0.24
Sce Lez	3.2	722.3	30.5	9.8	25.3	3.10	0.42	0.34
Sce Lez	1.1	579.7	22.7	4.5	16.1		0.35	0.15
Sce Lez	0.7	470.3	19.4	2.8	13.9		0.28	0.14
Sce Lez	0.9	504.3	20.2	3.6	14.9		0.30	0.16
Sce Lirou	0.2	82.7	10.0	0.4	6.9	1.58	0.32	0.19
Sce Lirou	0.2	73.4	8.7	0.2	5.8		0.29	0.16
Sce Lirou	0.1	62.5	7.6	0.1	5.8		0.32	0.15
Sce Lirou	0.1	59.6	7.9	0.2	6.6		0.31	0.15
Sce Fleurette	0.4	243.5	12.7	1.5	8.7		0.25	0.08
Sce Fleurette	0.3	218.6	13.0	1.3	7.6		0.22	0.10
Sce Fleurette	0.5	410.1	18.4	2.7	23.6		0.24	0.10
Sce Fontreboule	3.3	5820.0	251.3	27.9	27.9		0.84	0.24
Sce Mouillère	1.9	3233.0	62.8	16.7	21.3		0.34	
Fou Rive Gauche de l'Agly	2.8	4538.0	102.3	26.5	18.5		0.46	0.01
Fou Rive Droite de l'Agly	3.0	4372.0	97.6	25.7	18.3		0.42	0.02
Sce Sals	27.2	12800.0	283.5	57.5	74.9		1.30	0.19
F40B	22.7	1286.0	243.3	69.0	113.8		0.18	

Tableau A1-5 : résultats des analyses sur les éléments traces (campagne spatiale d'échantillonnage et suivis temporels).

Nom des échantillons	Date	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Mo	Cd	Pb	U
		µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Suquet	24/08/2010	0.08	1.81	0.02	0.31	0.69	11.36	0.21	0.06	0.08	0.08	0.28
Crès	24/08/2010	0.12	0.72	0.10	0.34	4.04	8.95	0.14	0.11	0.01	0.33	0.82
Lauzette	25/08/2010	0.13	0.86	0.19	2.76	2.23	15.94	0.23	0.10	0.01	0.19	1.00
Flès Nord	25/08/2010	1.00	1.01	0.40	1.05	23.95	14.69	0.24	0.13	0.05	1.09	1.04
Maurin-LouGarigou	25/08/2010	0.06	0.96	0.16	0.47	0.28	1.12	0.16	0.14	0.01	0.02	1.54
Fonttbonne	25/08/2010	0.06	0.90	0.02	0.64	2.15	18.36	0.16	0.13	0.01	0.61	0.43
Crouzette	25/08/2010	0.18	31.49	0.06	0.42	5.16	19.39	0.41	0.17	0.02	3.50	0.58
Crouzette	08/04/2011	0.10	3.41	0.06	1.59	11.64	32.88	0.39	0.16	0.03	1.42	0.61
Cantagril	27/08/2010	2.36	22.48	0.17	4.19	0.57	1.01	0.31	1.22	0.01	0.03	0.36
Coutach	26/08/2010	0.43	6.58	0.06	1.25	0.60	3.36	0.10	0.30	0.02	0.07	0.25
Gour Noir	26/08/2010	0.25	2.28	0.04	0.98	0.37	2.54	0.08	0.13	0.01	0.02	0.49
Laudou	26/08/2010	0.70	25.89	0.05	0.63	1.52	8.90	0.12	0.12	0.02	1.19	0.71
Fontanes	26/08/2010	0.38	2.46	0.03	0.38	0.15	2.19	0.03	0.09	0.01	0.02	0.45
Bois Rozier	26/08/2010	1.68	17.36	0.03	0.10	0.14	2.40	0.06	0.12	0.01	0.02	0.42
Brestalou	08/02/2010	0.04	0.50	0.03	0.33	0.67	0.40	0.08	0.13	0.00	0.10	0.34
Brestalou	11/02/2010	0.05	1.23	0.03	0.31	0.46	0.24	0.11	0.13	0.00	0.08	0.33
sce Restinclières	27/05/2010	0.06	0.98	0.02	0.38	0.39	1.78	0.17	0.13	0.01	0.03	0.46
sce Restinclières	14/03/2011	0.34	11.10	0.06	0.30	0.93	7.20	0.28	0.01	0.01	0.22	0.46
sce Restinclières	17/03/2011	0.08	1.61	0.03	0.23	0.12	1.98	0.10		0.01	4.79	0.41
sce Restinclières	21/03/2011	0.06	1.08	0.03	0.24	0.14	1.85	0.08		0.01	0.02	0.44
Sce Lez	26/10/2009	0.29	2.96	0.04	0.08	0.40	1.20	0.24	0.16	0.01	0.01	0.47
Sce Lez	27/05/2010	0.09	0.69	0.03	0.35	0.35	1.72	0.25	0.12	0.01	0.03	0.41
Sce Lez	25/08/2010	0.03	0.86	0.02	0.12	0.16	1.74	0.19	0.14	0.01	0.02	0.44
Sce Lez	13/09/2010	0.23	1.84	0.02	0.29	0.17	4.34	0.13	0.23	0.01	0.02	0.49
Sce Lez	14/03/2011	0.24	2.57	0.03	0.14	0.20	2.07	0.18		0.01	0.45	0.45
Sce Lez	17/03/2011	0.22	2.53	0.03	0.28	0.25	2.42	0.17		0.01	0.05	0.39
Sce Lez	21/03/2011	0.19	2.29	0.03	0.19	0.22	1.83	0.17		0.01	0.12	0.34
Sce Lirou	27/05/2010	0.25	0.63	0.02	0.16	0.12	0.46	0.15	0.05	0.01	0.03	0.29
Sce Lirou	14/03/2011	0.21	3.69	0.02	0.03	0.04	0.40	0.08		0.01	0.03	0.24
Sce Lirou	17/03/2011	0.12	3.11	0.02	0.02		0.84	0.10		0.01	0.05	0.24
Sce Lirou	21/03/2011	0.06	1.94	0.02	0.03		0.20	0.07		0.02	0.01	0.23
Sce Fleurette	14/03/2011	0.25	2.58	0.04	0.31	0.33	0.86	0.13	0.11	0.01	0.03	0.44
Sce Fleurette	17/03/2011	0.26	2.95	0.04	0.22	0.31	0.91	0.09	0.08	0.01	0.03	0.42
Sce Fleurette	21/03/2011	0.11	1.07	0.03	0.29	0.40	1.81	0.11	0.13	0.01	0.02	0.31
Sce Fontreboule	30/03/2011	0.42	2.14	0.05	0.17	0.58	4.40	0.62	5.18	0.01	0.09	1.19
Sce Mouillère	31/05/2011		0.40	0.02		0.08	5.75		0.41	0.00	0.04	0.96
Fou Rive Gauche de l'Agly	31/05/2011	0.02	0.62	0.03		0.14	3.78	0.24	0.28	0.00	1.73	1.11
Fou Rive Droite de l'Agly	31/05/2011	0.00	0.47	0.02	4.86	0.06	6.58	0.22	0.33		0.11	1.11
Sce Sals	31/05/2011	5.63	0.54	0.19	19.09	0.25	4.36	1.06	9.54	0.09	0.20	1.52
F40B	15/04/2011	65.28	527.50	0.03		0.03	4.69	0.38	0.15			0.07

Tableau A1-5 : (suite) résultats des analyses sur les éléments traces (campagne spatiale d'échantillonnage et suivis temporels).

Nom des échantillons	Date	$^{87}Sr/^{86}Sr$	2s(m)	$\delta^{11}B$ en ‰	± 2s(m) (‰)	$\delta^{7}Li$ (‰)	± 2s(m) (‰)
Suquet	24/08/2010	0.707880	0.000010	29.55	0.14	13.90	0.10
Crès	24/08/2010	0.708627	0.000009	20.96	0.16	11.62	0.06
Lauzette	25/08/2010	0.708717	0.000011	27.49	0.11	10.52	0.12
Flès Nord	25/08/2010	0.708531	0.000009	22.04	0.14	10.80	0.14
Maurin-LouGarigou	25/08/2010	0.708582	0.000009	29.89	0.11	9.44	0.08
Fonttbonne	25/08/2010	0.707642	0.000010	22.91	0.11	6.70	0.20
Crouzette	25/08/2010	0.708122	0.000008	17.55	0.11	8.70	0.20
Crouzette	08/04/2011	0.708130	0.000006	18.43	0.13	9.30	0.10
Cantagril	27/08/2010	0.708719	0.000009	26.53	0.14	13.65	0.26
Coutach	26/08/2010	0.707393	0.000009	31.83	0.10	5.90	0.30
Gour Noir	26/08/2010	0.707640	0.000009	14.17	0.13	7.40	0.20
Laudou	26/08/2010	0.707546	0.000009	24.87	0.11	5.30	0.30
Fontanes	26/08/2010	0.707595	0.000009	19.72	0.13	7.14	0.14
Bois Rozier	26/08/2010	0.707575	0.000008	22.25	0.13	8.02	0.12
Brestalou	08/02/2010	0.707408	0.000008	nm	nm	4.96	0.10
Brestalou	11/02/2010	0.707412	0.000008	nm	nm	4.17	0.06
sce Restinclières	27/05/2010	0.707584	0.000008	19.22	0.16	7.19	0.14
sce Restinclières	14/03/2011	0.707565	0.000006	20.16	0.17	6.50	0.10
sce Restinclières	17/03/2011	0.707563	0.000006	21.52	0.11	5.40	0.10
sce Restinclières	21/03/2011	0.707531	0.000007	19.69	0.12	5.90	0.10
Sce Lez	26/10/2009	0.707885	0.000009	16.67	0.13	9.10	0.10
Sce Lez	27/05/2010	0.707643	0.000008	18.62	0.14	7.50	0.20
Sce Lez	25/08/2010	0.707870	0.000008	20.82	0.08	9.40	0.20
Sce Lez	13/09/2010	0.707956	0.000008	17.33	0.13	8.90	0.10
Sce Lez	14/03/2011	0.707650	0.000008	17.00	0.11	7.40	0.10
Sce Lez	17/03/2011	0.707570	0.000008	19.63	0.11	6.20	0.10
Sce Lez	21/03/2011	0.707624	0.000007	19.11	0.08	6.50	0.10
Sce Lirou	27/05/2010	0.707832	0.000009	30.13	0.09	12.10	0.10
Sce Lirou	14/03/2011	0.707219	0.000006	32.64	0.10	5.90	0.10
Sce Lirou	17/03/2011	0.707924	0.000008	34.16	0.16	7.70	0.10
Sce Lirou	21/03/2011	0.708031	0.000009	34.61	0.15	7.40	0.10
Sce Fleurette	14/03/2011	0.707634	0.000009	24.685	0.11	5.2	0.1
Sce Fleurette	17/03/2011	0.707665	0.000008	25.03	0.11	5.5	0.1
Sce Fleurette	21/03/2011	0.707576	0.000006	21.005	0.09	6.4	0.1
Sce Fontreboule	30/03/2011	0.70819	0.000007	11.755	0.11	30.1	0.1
Sce Mouillère	31/05/2011	0.707225	0.000008	12.995	0.11	11	0.1
Fou Rive Gauche de l'Agly	31/05/2011	0.707213	0.000005	10.715	0.12	13.4	0.1
Fou Rive Droite de l'Agly	31/05/2011	0.707218	0.000005	11.105	0.1	11.8	0.1
Sce Sals	31/05/2011	0.707877	0.000007	13.145	0.1	30.4	0.2
F40B	15/04/2011	0.708054	0.000007	9.82	0.1	7.8	0.1

Tableau A1-6 : résultats des analyses isotopiques du strontium, bore et lithium (campagne spatiale d'échantillonnage et suivis temporels).

BSS	Nom	Date	Coliformes totaux	Coliformes fecaux	d^2H en ‰	$d^{18}O$ en ‰	$d^{13}C$ en ‰	erreur	TOC	Carbamazépine
			nfu/100ml						mg/l	ng/l
09903X0111/F	Suquet	24/08/2010	5.2	0	-35.6	attente	attente		1.8	nm
09908X0375/F3	Crès	24/08/2010	4.1	0	-36.7	attente	attente		0.4	nm
09907X0402/PISTE	Lauzette	25/08/2010	0	0	-34.9	attente	attente		1.8	nm
10163X0158/F2	Fles_Nord	25/08/2010	7.3	0	-34.1	attente	-10.3		2.1	nm
09907X0364/MAURIN	Garigou	25/08/2010	nm	nm	-35.8	attente	-10.4		1.1	nm
09645X0035/111111	Fontbonne	25/08/2010	0	0	-36.6	attente	attente		0.4	nm
09908X0351/F	Crouzette 25/08/10	25/08/2010	0	0	-40.1	attente	attente		1.2	nm
09908X0351/F	Crouzette 08/04/11	08/04/2011	5.2	0	attente	attente			0.6	nm
	Cantagril	27/08/2010	2419.6	0	-34.1	attente	-16.5		0.6	nm
	Coutach	26/08/2010	24.9	0	-46.4	attente	attente		0.9	nm
09904X0082/GOUR	G Noir (BE)	26/08/2010	8.4	0	-38.3	attente	attente		2.0	nm
	Laudou	26/08/2010	0	0	attente	attente	attente		2.8	nm
	Fontanes	26/08/2010	15.6	0	attente	attente	attente		0.9	nm
	Bois Rozier	26/08/2010	23.1	0	-35.6	attente	attente		0.5	nm
	Brestalou	08/02/2010	nm	nm	attente	attente			2.1	nm
	Brestalou	11/02/2010	nm	nm	attente	attente			2.0	nm
09903X0038/RESTIN	Rest 27/05/10	27/05/2010	195.6	9.8	-35.5	-6.1	-14.0		1.1	nm
09903X0038/RESTIN	Rest 14/03/11	14/03/2011	770.1	76.7	attente	attente			2.5	nm
09903X0038/RESTIN	Rest 17/03/11	17/03/2011	218.7	88.4	attente	attente			2.8	3.08
09903X0038/RESTIN	Rest 21/03/11	21/03/2011	238.2	15.8	attente	attente			1.6	1.44
09903X0004/S	Lez 26/10/09	26/10/2009	>2419,6	139.6	-34.7	-6.2	-12.1		1.623	nm
09903X0004/S	Lez 27/05/10	27/05/2010	139.6	51.2	-36.0	-6.2	-14.0		0.863	< LQ
09903X0004/S	Lez 25/08/10	25/08/2010	75.4	7.5	-34.9	attente	attente		2.1	nm
09903X0004/S	Lez 13/09/10	13/09/2010	14.8	0	attente	attente	-11.9		0.278	nm
09903X0004/S	Lez 14/03/11	14/03/2011	>2419,6	272.3	attente	attente			2.813	nm
09903X0004/S	Lez 17/03/11	17/03/2011	1119.9	119.8	attente	attente			1.697	6.05
09903X0004/S	Lez 21/03/11	21/03/2011	105.5	24.3	attente	attente			1.573	4.99
	Lirou 27/05/10	27/05/2010	125.9	13.2	-36.0	-6.2	-15.9		0.5	nm
	Lirou 14/03/11	14/03/2011	2419.6	770.1	attente	attente			2.238	nm
	Lirou 17/03/11	17/03/2011	613.1	111.9	attente	attente			1.438	0.89
	Lirou 21/03/11	21/03/2011	1046.2	63.7	attente	attente			0.926	1.12
	Fleu 14/03/11	14/03/2011	1553.1	30.1	attente	attente			2.943	nm
	Fleu 17/03/11	17/03/2011	648.8	18.3	attente	attente			2.812	0.00
	Fleu 21/03/11	21/03/2011	201.4	12.2	attente	attente			1.346	1.48

Tableau A1-7 : résultats des analyses bactériologiques, isotopiques (stable de l'eau et carbone), du Carbone Organique Total (TOC) et des résidus médicamenteux (Carbamazépine) de la campagne spatiale d'échantillonnage et des suivis temporels.

	Lez 020909	Lez 270510	Lez 250810	Lez 201210	Lez-040111	Lez 140311	Lez 170311	Lez 210311	Lez 280311
La	0.0409	0.0163	0.0676	0.0120	0.0428	0.0248	0.0301	0.0199	0.0143
Ce	0.0156	0.0167	0.0103	0.0073	0.0093	0.0123	0.0169	0.0115	0.0100
Pr	0.0009	0.0028	0.0017	0.0022	0.0024	0.0025	0.0030	0.0027	0.0027
Nd	0.0039	0.0125	0.0075	0.0099	0.0108	0.0113	0.0137	0.0127	0.0125
Sm	0.0008	0.0022	0.0014	0.0020	0.0021	0.0022	0.0026	0.0024	0.0023
Eu	0.0002	0.0006	0.0004	0.0005	0.0005	0.0006	0.0007	0.0006	0.0006
Gd	0.0014	0.0033	0.0047	0.0030	0.0031	0.0039	0.0043	0.0040	0.0041
Tb	0.0002	0.0005	0.0003	0.0004	0.0004	0.0005	0.0006	0.0005	0.0005
Dy	0.0010	0.0033	0.0023	0.0028	0.0030	0.0035	0.0038	0.0035	0.0035
Ho	0.0002	0.0008	0.0006	0.0006	0.0007	0.0008	0.0008	0.0008	0.0008
Er	0.0007	0.0025	0.0024	0.0018	0.0020	0.0023	0.0025	0.0022	0.0021
Tm	0.0001	0.0003	0.0004	0.0003	0.0003	0.0003	0.0003	0.0003	0.0003
Yb	0.0006	0.0022	0.0034	0.0016	0.0016	0.0016	0.0018	0.0018	0.0014
Lu	0.0001	0.0003	0.0007	0.0003	0.0002	0.0002	0.0003	0.0003	0.0002
Σ REE	0.0665	0.0643	0.1038	0.0447	0.0594	0.0667	0.0813	0.0633	0.0553

Tableau A1-8 : Concentration des Terres Rares (en µg/L) de la source du Lez

Symbole	Terre rare	Rest 270510	Rest 201210	Rest 040111	Rest 140311	Rest 170311	Rest 210311
La	**Lanthane**	0.0159	0.0001	0.0111	0.0126	0.0096	0.0169
Ce	**Cérium**	0.0179	0.0003	0.0074	0.0129	0.0501	0.0104
Pr	**Praeséodyme**	0.0029	0.0000	0.0021	0.0028	0.0022	0.0029
Nd	**Néodyme**	0.0129	0.0000	0.0094	0.0124	0.0094	0.0131
Sm	**Samarium**	0.0024	0.0001	0.0018	0.0024	0.0018	0.0025
Eu	**Europium**	0.0005	0.0000	0.0004	0.0006	0.0004	0.0006
Gd	**Gadolinium**	0.0037	0.0001	0.0028	0.0039	0.0030	0.0038
Tb	**Terbium**	0.0005	0.0000	0.0004	0.0005	0.0003	0.0005
Dy	**Dysprosium**	0.0031	0.0001	0.0025	0.0033	0.0021	0.0033
Ho	**Holmium**	0.0007	0.0000	0.0006	0.0007	0.0005	0.0007
Er	**Erbium**	0.0020	0.0000	0.0015	0.0018	0.0013	0.0019
Tm	**Thullium**	0.0003	0.0000	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002
Yb	**Ytterbium**	0.0016	0.0000	0.0014	0.0011	0.0010	0.0013
Lu	**Lutécium**	0.0003	0.0013	0.0002	0.0002	0.0001	0.0002
	Σ REE	0.0646	0.0335	0.0418	0.055	0.082	0.058

Tableau A1-9 : Concentration des Terres Rares (en µg/L) de la source de Restinclières

	Fleurette 201210	Fleurette 040111	Fleurette 140311	Fleurette 170311	Fleurette 210311
La	0.0304	0.0128	0.0205	0.0485	0.0387
Ce	0.0142	0.0066	0.0314	0.0218	0.0128
Pr	0.0032	0.0025	0.0050	0.0057	0.0041
Nd	0.0141	0.0112	0.0225	0.0250	0.0188
Sm	0.0027	0.0021	0.0043	0.0047	0.0034
Eu	0.0006	0.0005	0.0011	0.0012	0.0009
Gd	0.0037	0.0031	0.0065	0.0067	0.0053
Tb	0.0005	0.0004	0.0008	0.0009	0.0007
Dy	0.0033	0.0031	0.0055	0.0056	0.0048
Ho	0.0007	0.0007	0.0012	0.0012	0.0010
Er	0.0023	0.0021	0.0032	0.0033	0.0029
Tm	0.0003	0.0003	0.0004	0.0004	0.0004
Yb	0.0021	0.0015	0.0022	0.0024	0.0022
Lu	0.0003	0.0002	0.0003	0.0004	0.0003
Σ REE	0.0784	0.0473	0.1047	0.1275	0.0963

Tableau A1-10 : Concentration des Terres Rares (en µg/L) dans la source de la Fleurette

	Lirou 270510	Lirou 040111	Lirou 140311	Lirou 170311	Lirou 210311
La	0.0165	0.0278	0.0392	0.0464	0.0341
Ce	0.0084	0.0086	0.0284	0.0198	0.0153
Pr	0.0030	0.0039	0.0066	0.0060	0.0058
Nd	0.0135	0.0176	0.0303	0.0270	0.0263
Sm	0.0024	0.0031	0.0055	0.0047	0.0044
Eu	0.0006	0.0007	0.0014	0.0012	0.0012
Gd	0.0031	0.0044	0.0085	0.0075	0.0072
Tb	0.0005	0.0006	0.0011	0.0010	0.0009
Dy	0.0032	0.0046	0.0072	0.0067	0.0062
Ho	0.0008	0.0011	0.0016	0.0016	0.0014
Er	0.0023	0.0034	0.0045	0.0045	0.0039
Tm	0.0003	0.0005	0.0005	0.0006	0.0005
Yb	0.0018	0.0031	0.0028	0.0032	0.0026
Lu	0.0003	0.0005	0.0004	0.0005	0.0004
Σ REE	0.0567	0.0799	0.1380	0.1306	0.1101

Tableau A1-11 : Concentration des Terres Rares (en µg/L) dans la source du Lirou

	Lez	crouzette	fontanes	coutach	le cres	bois roziers	fles nord
La	0.0676	0.0235	0.0187	0.0010	0.0010	0.0090	0.0393
Ce	0.0103	0.0083	0.0129	0.0011	0.0022	0.0275	0.0103
Pr	0.0017	0.0032	0.0034	0.0001	0.0001	0.0017	0.0069
Nd	0.0075	0.0140	0.0150	0.0004	0.0003	0.0069	0.0330
Sm	0.0014	0.0027	0.0030	0.0001	0.0001	0.0015	0.0071
Eu	0.0004	0.0007	0.0007	0.0000	0.0000	0.0004	0.0019
Gd	0.0047	0.0048	0.0046	0.0001	0.0001	0.0022	0.0153
Tb	0.0003	0.0006	0.0006	0.0000	0.0000	0.0003	0.0019
Dy	0.0023	0.0046	0.0039	0.0001	0.0001	0.0021	0.0165
Ho	0.0006	0.0012	0.0009	0.0000	0.0000	0.0005	0.0050
Er	0.0024	0.0041	0.0029	0.0002	0.0003	0.0017	0.0205
Tm	0.0004	0.0006	0.0004	0.0000	0.0001	0.0002	0.0036
Yb	0.0034	0.0042	0.0026	0.0005	0.0016	0.0016	0.0305
Lu	0.0007	0.0007	0.0004	0.0001	0.0005	0.0003	0.0065
Σ REE	0.1038	0.1179	0.0700	0.0038	0.0064	0.0559	0.1981
	cantagril	**gour noir**	**le suquet**	**fontbonne**	**laudou**	**Garrigou**	**Lauzette**
La	0.3720	0.0442	0.0669	0.0399	0.0516	0.0278	0.0522
Ce	0.0933	0.0334	0.0122	0.0122	0.0133	0.0048	0.0099
Pr	0.0103	0.0025	0.0023	0.0021	0.0031	0.0029	0.0028
Nd	0.0443	0.0099	0.0098	0.0097	0.0134	0.0127	0.0130
Sm	0.0085	0.0018	0.0017	0.0020	0.0026	0.0025	0.0026
Eu	0.0019	0.0004	0.0004	0.0005	0.0006	0.0006	0.0007
Gd	0.0126	0.0026	0.0557	0.0032	0.0035	0.0034	0.0044
Tb	0.0015	0.0003	0.0004	0.0005	0.0005	0.0006	0.0007
Dy	0.0102	0.0022	0.0030	0.0033	0.0033	0.0041	0.0054
Ho	0.0028	0.0005	0.0008	0.0008	0.0008	0.0010	0.0015
Er	0.0107	0.0018	0.0028	0.0026	0.0024	0.0035	0.0056
Tm	0.0018	0.0003	0.0004	0.0003	0.0003	0.0005	0.0009
Yb	0.0146	0.0021	0.0030	0.0020	0.0016	0.0036	0.0069
Lu	0.0029	0.0004	0.0004	0.0003	0.0002	0.0006	0.0014
Σ REE	0.5874	0.1024	0.1598	0.0794	0.0964	0.0686	0.1080

Tableau A1-12 : Concentration des Terres Rares ; échantillonnage Etiage 2010 (du 24 au 27 Août 2010)

	F40B Vergèze	Bajocien Crouzette	Trias Gypse Moulière	Trias Gypse La Fou D	Trias Gypse La Fou G	Trias Halite Sals	THERMAL Forage 9
La	0.0307	0.0216	0.1411	0.0577	0.0459	0.1028	0.0652
Ce	0.0196	0.0089	0.0034	0.0015	0.0015	0.0640	0.0548
Pr	0.0043	0.0035	0.0008	0.0003	0.0003	0.0096	0.0077
Nd	0.0203	0.0151	0.0033	0.0011	0.0015	0.0408	0.0330
Sm	0.0043	0.0028	0.0007	0.0003	0.0004	0.0069	0.0058
Eu	0.0013	0.0008	0.0002	0.0001	0.0001	0.0016	0.0016
Gd	0.0091	0.0046	0.0008	0.0003	0.0003	0.0083	0.0107
Tb	0.0015	0.0006	0.0001	0.0000	0.0000	0.0007	0.0015
Dy	0.0132	0.0048	0.0007	0.0004	0.0003	0.0036	0.0105
Ho	0.0036	0.0012	0.0001	0.0001	0.0001	0.0006	0.0024
Er	0.0120	0.0038	0.0004	0.0002	0.0002	0.0014	0.0068
Tm	0.0018	0.0005	0.0000	0.0000	0.0000	0.0002	0.0009
Yb	0.0118	0.0039	0.0003	0.0001	0.0001	0.0010	0.0051
Lu	0.0021	0.0008	0.0000	0.0000	0.0000	0.0002	0.0008
Σ REE	0.1353	0.0730	0.1520	0.0620	0.0508	0.2416	0.2067

Tableau A1-13 : Concentration des Terres Rares dans les pôles géochimiques régionaux

	Viols-le-Fort	Valflaunès
La	0.0145	0.0047
Ce	0.0398	0.0168
Pr	0.0011	0.0007
Nd	0.0045	0.0027
Sm	0.0007	0.0005
Eu	0.0002	0.0001
Gd	0.0784	0.0026
Tb	0.0001	0.0001
Dy	0.0010	0.0006
Ho	0.0003	0.0001
Er	0.0013	0.0005
Tm	0.0003	0.0001
Yb	0.0020	0.0006
Lu	0.0004	0.0001
Σ REE	0.144	0.030

Tableau A1-14 : Concentration des Terres Rares dans deux STEP du bassin du Lez

Annexe 2
Contexte hydrologique des prèlèvements de la campage spatiale d'échantillonnage d'août 2010

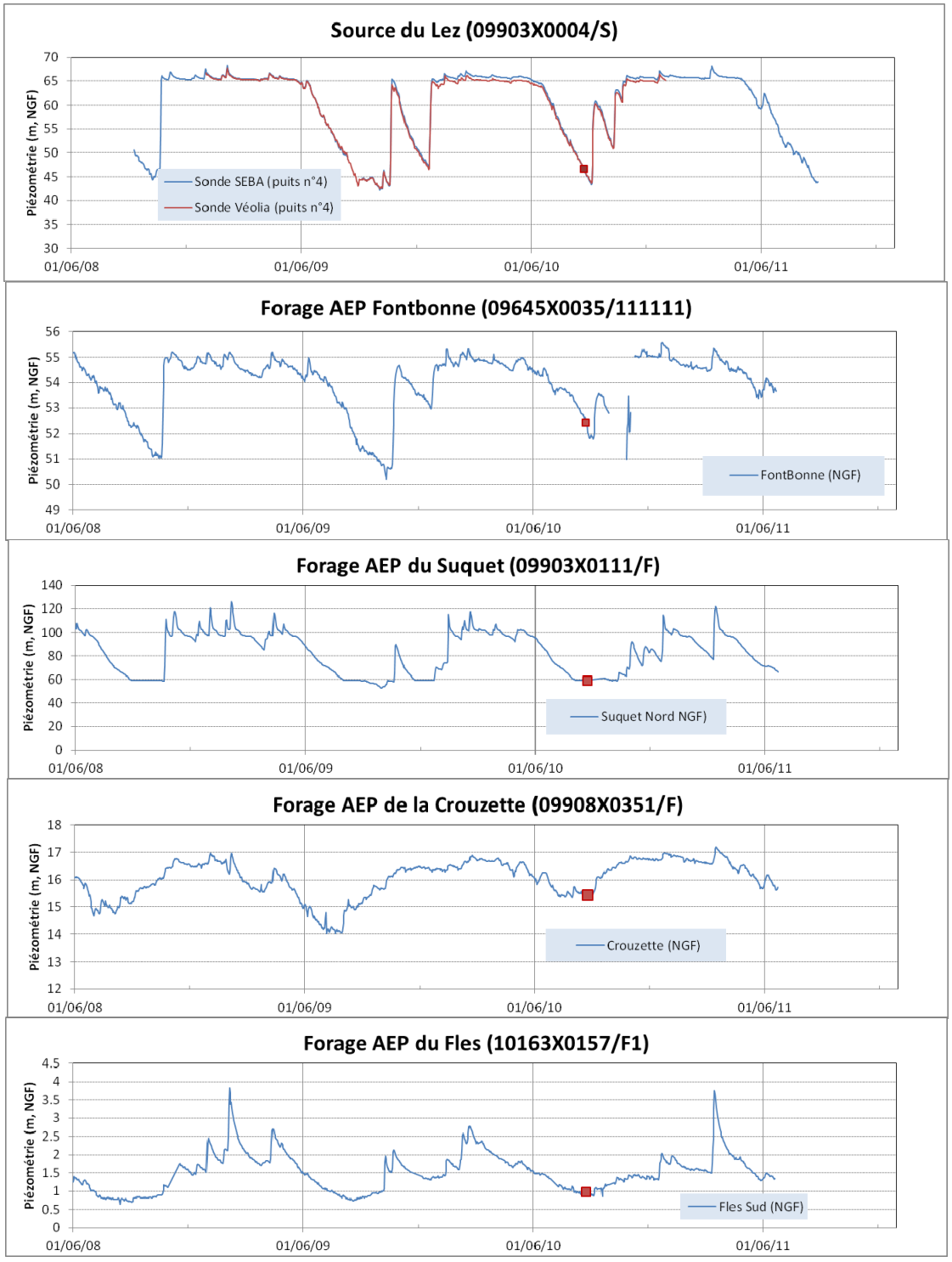


Figure A2-1. Evolution de la charge hydraulique des différents aquifères échantillonnés lors de la campagne spatiale d'échantillonnage d'août 2010. Le carré rouge matérialise la date du prélèvement.

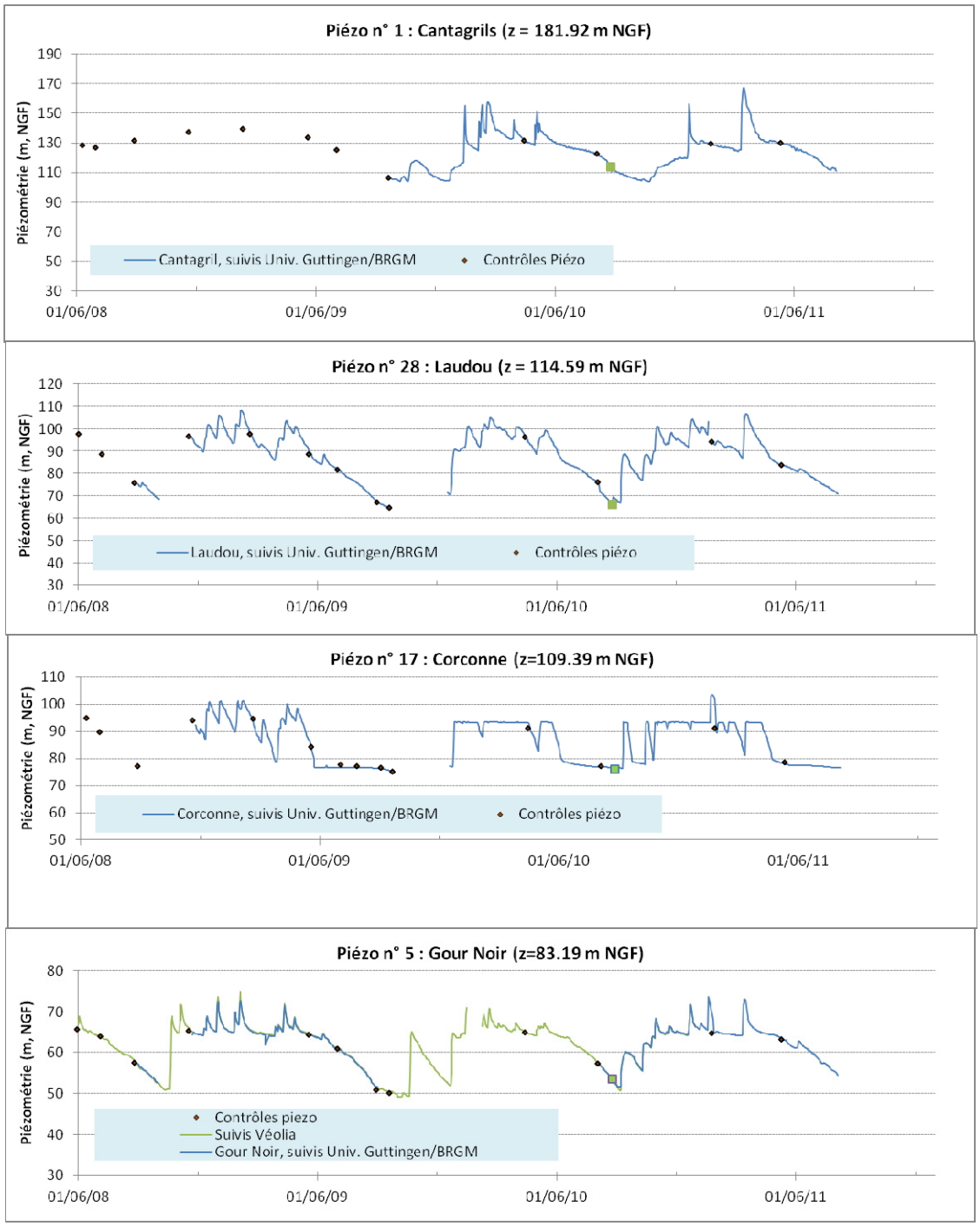


Figure A2-2. Evolution de la charge hydraulique des différents piézomètres du réseau de suivi de l'aquifère du Lez sur lesquels des prélèvements d'eau ont été effectués lors de la campagne spatiale d'échantillonnage d'août 2010. Le carré vert matérialise la date du prélèvement.

Annexe 3

Résultats du suivi en pesticides réalisé sur les sources du Lez, Restinclières, Fleurette et Lirou entre septembre 2010 et septembre 2011

Analyses des pesticides réalisées au LGEI de l'Ecole des Mines d'Alès

Les cellules en vert vides ou italiques correspondent aux molécules non détectées ou à des valeurs aberrantes. LD : Limite de Détection ; LQ : Limite de Quantification.

Série 9-2010 du 13/09/2010	Lez1	Lez2	Lez3	Moy ng/l	LD ng/l	LQ ng/l
2-hydroxy atrazine	3,7	5,0	8,7	5,8	3,7	7,4
Chlortoluron	0,7	0,5	2,5	1,3	1,5	1,8
Diuron		1,7	1,6	1,7	2,2	2,8
Métalaxyl	3,7	2,1	*18,7*	2,9	3,7	4,0
Penconazole	0,4	0,7	2,8	1,3	1,1	3,7
Simazine	2,5	0,1	5,9	2,8	0,7	0,7
Terbutylazine déséthyl	2,5	3,2	4,7	3,5	1,5	7,3

Série 10-2010 du 18/10/2010	Lez1	Lez2	Lez3	Moy ng/l	Rest. 1	Rest. 2	Rest. 3	Moy ng/l	LD ng/l	LQ ng/l
2-hydroxy atrazine	2,6	2,5	2,5	2,5					4,0	4,0
Azoxystrobine	6,4	2,1	3,4	4,0	2,4	2,3	4,0	2,9	4,0	13,3
Chlortoluron	3,8	3,2	1,5	2,9			2,1		1,6	1,9
Flazasulfuron	0,3	0,6	0,2	0,4	0,4	0,2	0,6	0,4	1,6	1,6
Imidaclopride	6,4	5,9	7,9	6,7	3,1	5,7	6,7	5,2	4,0	6,2
Métalaxyl	3,3				2,0	1,7	1,9	1,9	4,0	4,0
Penconazole	1,4	1,1	1,0	1,2	1,0	0,8	1,0	0,9	4,0	4,0
Simazine	3,0	2,1	2,6	2,6	12,3	12,6	9,6	11,5	0,8	0,9
Terbutylazine	0,5	0,2	0,3	0,3					0,8	7,3
Terbutylazine déséthyl	2,8	1,9	2,1	2,3	1,5	2,1		1,8	1,6	7,3

Série 12-2010 du 06/12/2010	Lez1	Lez2	Lez3	Moy ng/l	Rest.1	Rest.2	Rest.3	Moy ng/l	LD ng/	LQ ng/l
Chlortoluron	8,3	4,3	7,1	6,6	3,9			3,9	1,9	3,7
Diuron					4,0			4,0	2,7	2.8
Simazine	8,5	4,6	7,2	6,8	4,3			4,3	0,9	2.7
Terbutylazine déséthyl	4,0	3,6	4,2	3,9	3,5			3,5	2,7	7.3

Série 2-1 du 14/02/2011	Lez 1	Lez 2	Lez 3	Moy ng/l	Rest. 1	Rest. 2	Rest. 3	Moy ng/l	LD ng/l	LQ ng/l
Simazine	1,7	1,2	0,9	1,7	0,8	1,4		1,6	0,9	2,9
Terbutylazine déséthyl	3,3	2,6	1,7	3,6	1,4	2,2	1,5	2,8	2,2	7,4

Série 2-2 du 28/02/2011	Lez 1	Lez 2	Lez 3	Moy ng/l	Rest. 1	Rest. 2	Rest. 3	Moy ng/l	LD ng/l	LQ ng/l
Chlortoluron	0,8	<LD	<LD	0,8	2,1	1,3	1,2	2,7	0,5	1,8
Diuron					2,9	4,1	2,0	4,8	1,6	5,4
Imidaclopride					1,7	1,5	3,6	4,7	1,1	3,6
Métalaxyl	1,7	<LD	<LD	1,7	1,3	<LD	<LD	<LD	1,1	3,7
Oxadixyl					2,3	3,5	<LD	3,8	0,3	1,2
Simazine	1,6	1,6	1,3	2,8	2,0	2,1	1,3	3,0	0,9	2,9
Terbutylazine	<LD	2,4	<LD	2,4					0,9	3,1
Terbutylazine déséthyl	<LD	2,4	<LD	2,4					2,2	7,4

Série 3-1 du 17/03/2011	**Lez 1**	**Lez 2**	**Moy ng/l**	**Rest. 1**	**Rest. 2**	**Moy ng/l**	**Lirou 1**	**Lirou 2**	**Moy ng/l**	**Fleur. 3**	**Fleur. 4**	**Moy ng/l**	LD ng/l	LQ ng/l
Chlortoluron	0,2	0,2	0,1	1,1	0,8	0,7							0,5	1,8
Diuron	2,7	2,3	2,3	1,9	1,2	1,1	6,2	4,5	5,2	5,1	5,5	4,7	1,6	5,3
Oxadixyl	0,1	0,3	0,2	0,3	0,0	0,1							0,3	1,1
Simazine	1,2	1,3	1,1	0,7	0,5	0,5							0,9	2,8
Terbutylazine déséthyl	1,4	1,5	1,3	1,6	1,2	1,1							2,2	7,4

Série 3-2 du 21/03/2011	**Lez 1**	**Lez 2**	**Moy ng/l**	**Rest. 1**	**Rest. 2**	**Moy ng/l**	**Lirou1**	**Lirou2**	**Moy ng/l**	**Fleur. 1**	**Fleur. 2**	**Moy ng/l**	**LD ng/l**	**LQ ng/l**
Chlortoluron				0,9	0,5	0,6				0,6	1,1	0,7	0,5	1,8
Diuron	1,8	2,2	1,6	5,6	7,8	6,5							1,6	5,3
Imidaclopride	0,6	1,6	0,9										1,1	3,6
Oxadixyl	0,4	1,4	0,8	1,1	0,4	0,6				0,5	0,6	0,4	0,3	1,1
Simazine	1,3	1,1	1,0										0,9	2,8
Terbutylazine	6,8	5,5	4,8										0,9	3,0
Terbutylazine déséthyl	1,8	1,7	1,4										2,2	7,4

Série 3-3 du 28/03/2011	**Lez 1**	**Lez 2**	**Moy ng/l**	**Rest. 1**	**Rest. 2**	**Moy ng/l**	**LD ng/l**	**LQ ng/l**
Diuron	0,6	0,6	0,5	0,7	0,2	0,5	1,6	5,3
Imidaclopride	0,7	0,5	0,5	0,5	0,3	0,5	1,1	3,6
Oxadixyl	0,6	0,2	0,4	0,6	0,4	0,6	0,3	1,1
Simazine	1,2	1,1	1,1	0,3	0,4	0,4	0,9	2,8
Terbutylazine	3,0	3,9	3,2				0,9	3,0
Terbutylazine déséthyl	1,4	1,5	1,3	0,5	0,5	0,5	2,2	7,4

Série 4-1 du 11/04/2011	Lez 1	Lez 2	Lez 3	Moy ng/l	Rest. 1	Rest. 2	Rest. 3	Moy ng/l	LD ng/l	LQ ng/l
Diuron	3,4	2,0	3,2	3,4					1,6	5,3
Imidaclopride					0,6	1,3	1,4	1,4	1,1	3,6
Oxadixyl	1,4	0,5	0,6	1,0	0,8	0,7	0,5	0,9	0,3	1,1
Simazine	10,3	8,3	11,8	12,0	0,6	1,0	0,9	1,0	0,9	2,8
Terbutylazine	3,8	2,4	4,1	4,0					0,9	3,0
Terbutylazine déséthyl	3,1	2,5	3,3	3,5					2,2	7,4

Série 4-2 du 26/04/2011	Lez 1	Lez 2	Lez 3	Moy ng/l	Rest. 1	Rest. 2	Rest. 3	Moy ng/l	LD ng/l	LQ ng/l
Azoxystrobine	0,4	*36,5*	0,8	0,6					2,0	6,8
Diuron	2,2	2,9	2,6	2,4					1,6	5,4
Imidaclopride	1,6	1,2	0,5	1,0	0,9	0,5	1,0	0,8	1,1	3,6
Métalaxyl	0,4	0,5	1,3	0,7					1,1	3,7
Oxadixyl	1,8	1,6	1,0	1,4	0,9	1,3	2,8	1,7	0,3	1,2
Simazine	4,7	4,7	5,0	4,5	3,7	3,4	3,9	3,7	0,9	2,9
Terbutylazine	2,6	2,7	3,0	2,6	1,2	0,9	1,3	1,1	0,9	3,1
Terbutylazine déséthyl	4,2	4,4	4,0	4,0	2,7	2,4	3,0	2,7	2,2	7,4

Série 5-1 du 09/05/2011	Lez 1	Lez 2	Lez 3	Moy ng/l	Rest. 1	Rest. 2	Rest. 3	Moy ng/l	LD ng/l	LQ ng/l
2-hydroxy atrazine	0,2	1,1	0,6	0,7					0,4	1,4
Chlortoluron	1,6	1,3	1,5	1,7	1,5	1,9	1,5	1,5	0,5	1,8
Diuron	8,4	2,0	2,9	5,2	3,7	8,1	7,4	5,7	1,6	5,3
Flazasulfuron					28,0	15,7	*54,8*	21,9	3,9	13,0
Imidaclopride	1,9	2,4	1,7	2,4	1,6	8,0	1,8	3,2	1,1	3,6
Métalaxyl	1,0	1,9	0,9	1,5	0,8	2,2	1,6	1,3	1,1	3,6
Oxadixyl	1,7	2,4	1,6	2,2	1,9	2,4	2,9	2,2	0,3	1,1
Penconazole					0,8	3,7	1,2	1,6	2,1	6,9
Simazine	4,2	4,1	4,9	5,1	2,7	2,3	2,3	2,2	0,9	2,8
Terbutylazine	1,6	1,8	1,7	2,0	1,1	1,9	1,2	1,2	0,9	3,0
Terbutylazine déséthyl	4,7	4,5	4,9	5,5	2,7	3,1	3,3	2,7	2,2	7,4

Série 6-2 du 22/06/2011	Lez 1	Lez 2	Lez 3	Moy ng/l	LD ng/l	LQ ng/l
Azoxystrobine	2,4	12,8	0,8	4,1	2,0	6,7
Chlortoluron	1,8	1,2	1,0	1,1	0,5	1,8
Diuron	9,2	8,8	6,6	6,8	1,6	5,3
Métalaxyl	3,7	2,0	1,9	2,1	1,1	3,6
Oxadixyl	7,1	2,5	9,2	5,8	0,3	1,1
Penconazole	4,1	3,8	0,0	1,8	2,1	6,9
Simazine	6,9	5,5	3,9	4,4	0,9	2,8
Terbutylazine	2,5	1,9	1,2	1,5	0,9	3,0
Terbutylazine déséthyl	6,0	5,0	3,7	4,0	2,2	7,4

Série 7-1 du 04/07/2011	Lez 1	Lez 2	Lez 3	Moy ng/l	LD ng/l	LQ ng/l
Diuron	1,0	0,8	0,3	0,9	0,3	0,9
Oxadixyl	0,6	1,5	0,3	1,0	2,2	7,3
Penconazole	0,7	0,3	0,2	0,5	1,7	5,6
Simazine	4,5	4,5	3,3	5,5	1,6	5,4
Terbutylazine	1,1	1,0	0,6	1,2	0,3	0,9
Terbutylazine déséthyl	7,9	9,0	6,9	10,7	0,8	2,7

Série 9-1 du 29/08/2011	Lez 1	Lez 2	Lez 3	Moy ng/l	LD ng/l	LQ ng/l
Diuron	0,7		0,2	0,5	2,0	6,6
Métalaxyl	2,0		1,0	1,5	1,4	4,8
Penconazole	0,9	0,9	1,3	1,0	5,6	18,6
Simazine	0,7		2,0	1,4	0,8	2,6
Terbutylazine déséthyl	2,0	0,2	3,3	1,8	2,0	6,6

Série 9-2 du 14/09/2011	Lez 1	Lez 2	Lez 3	Moy ng/l	LD ng/l	LQ ng/l
Diuron	0,4	1,0	6,3	2,6	2,0	6,6
Penconazole	3,5	1,7		2,6	5,6	18,6
Simazine	1,4	2,6	3,6	2,5	0,8	2,6
Terbutylazine déséthyl	3,2	4,5	4,5	4,1	2,0	6,6

Analyse des Chemcatchers

Les résultats donnés sont issus de la moyenne des 3 Chemcatcher/échantillon

Restinclières.(14 au 28 Février)-14 jours.	Rest.C18	LD ng-C18	LQ ng-C18
Diuron	1,9	0,8	2,7

Lez.(8 au 21 Mars)-13 jours.	Lez-C18	LD ng-C18	LQ ng-C18
Chlortoluron	0,1	0,3	0,9
Diuron	1,0	0,8	2,7
Oxadixyl	0,1	0,2	0,6
Simazine	0,6	0,4	1,4
Terbutylazine déséthyl	0,8	1,1	3,7

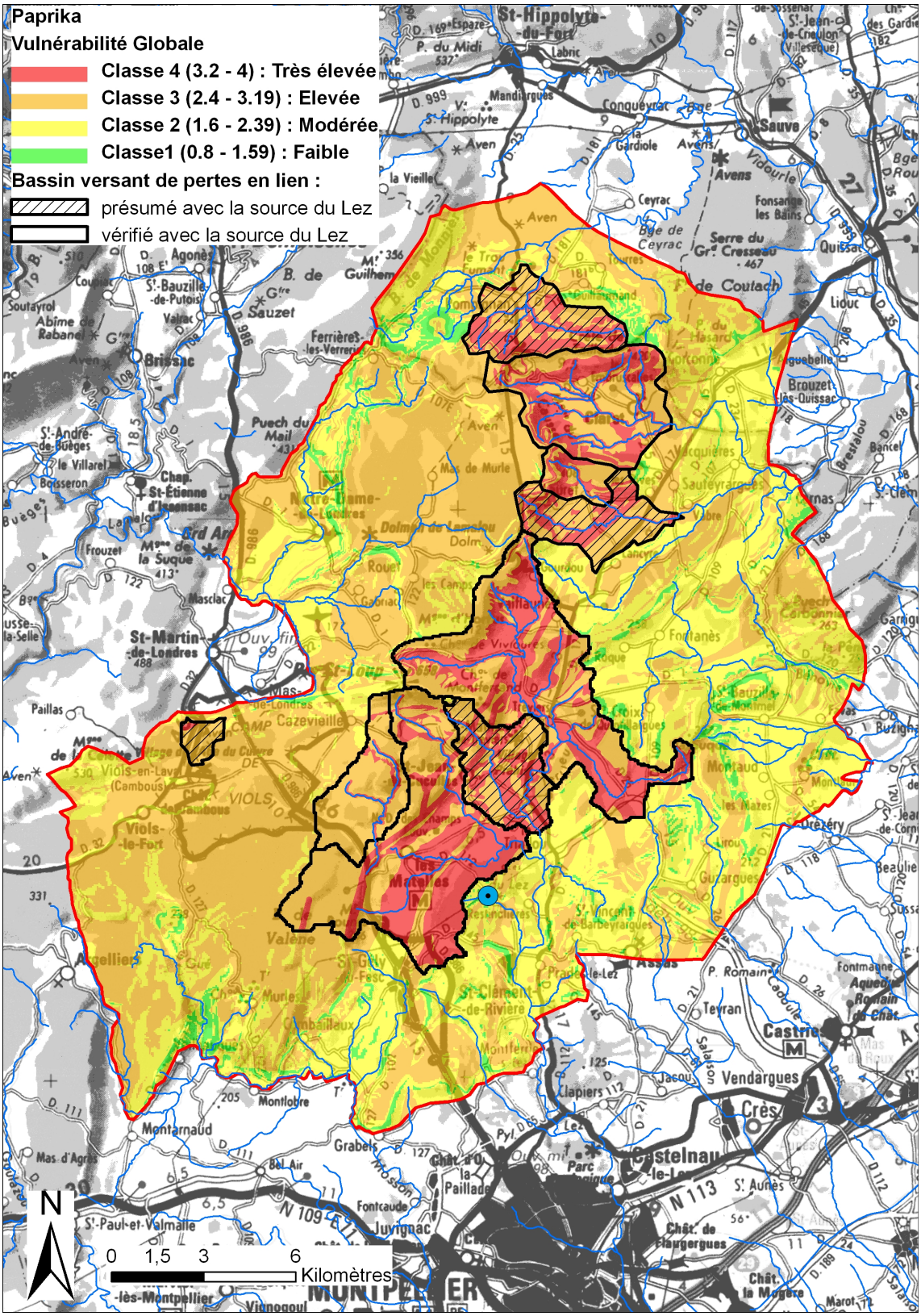
Lez et Restinclières (11 au 26 Avril)-15 jours.	Lez-C18	Rest.-C18	LD ng-C18	LQ ng-C18
2-hydroxy atrazine		0,3	0,2	0,7
Chlortoluron		0,4	0,3	0,9
Diuron	1,4	0,7	0,8	2,7
Imidaclopride		1,3	0,5	1,8
Métalaxyl		0,5	0,5	1,8
Oxadixyl		11,2	0,2	0,6
Simazine	2,7	4,5	0,4	1,4
Terbutylazine	1,1	2,8	0,5	1,5
Terbutylazine déséthyl		1,9	1,1	3,7

Lez (20/06 au 04/07)-14 jours.	Lez ED-C18 (ng)PES	Lez ED-C18 (ng)0PES	LD ng/E.Disc.C18	LQ ng/E.Disc.C18
2-hydroxy atrazine		0,4	0,1	0,3
Chlortoluron	0,5	0,4	0,2	0,6
Diuron	3,5	6,1	0,1	0,5
Métalaxyl	3,9	7,3	0,6	2,2
Simazine	12,1	18,7	0,8	2,7
Terbutylazine	16,1	31,5	0,1	0,4
Terbutylazine déséthyl	15,6	25,1	0,4	1,3

Lez .(29/08 au 12/09)-14 jours.	Lez-C18	LD ng/E.Disc.C18	LQ ng/E.Disc.C18
Diuron	2,7	1,0	3,3
Métalaxyl	1,2	0,7	2,4
Penconazole	0,5	2,8	9,3
Simazine	11,9	0,4	1,3
Terbutylazine	11,8	0,8	2,8
Terbutylazine déséthyl	12,3	1,0	3,3

Annexe 4

Cartographie la vulnérabilité intrinsèque de l’aquifère du Lez


Paprika
Vulnérabilité Globale
Classe 4 (3.2 - 4) : Très élevée
Classe 3 (2.4 - 3.19) : Elevée
Classe 2 (1.6 - 2.39) : Modérée
Classe1 (0.8 - 1.59) : Faible
Bassin versant de pertes en lien :
présumé avec la source du Lez
vérifié avec la source du Lez
N
0 1,5 3 6
Kilomètres

Annexe 5
Nomenclature de CORINE Land Cover (CLC)

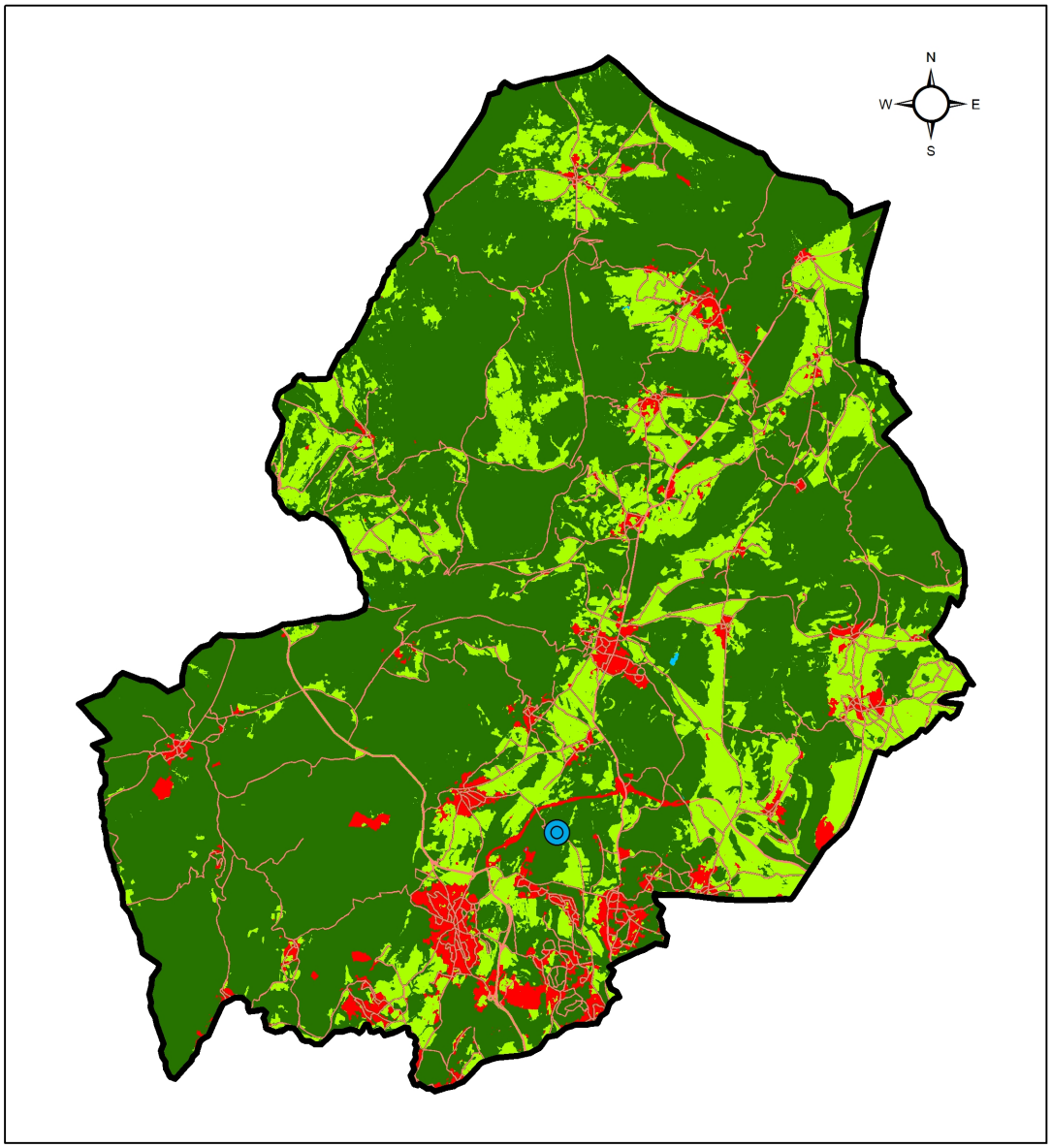
La nomenclature d'occupation du sol de CORINE Land Cover s'articule suivant trois niveaux, avec 44 postes au niveau 3, 15 au niveau 2 et 5 au premier niveau :

- ***1 Territoires artificialisés***
  - **11 Zones urbanisées**
    - 111 Tissu urbain continu
    - 112 Tissu urbain discontinu
  - **12 Zones industrielles ou commerciales et réseaux de communication**
    - 121 Zones industrielles et commerciales
    - 122 Réseaux routier et ferroviaire et espaces associés
    - 123 Zones portuaires
    - 124 Aéroports
  - **13 Mines, décharges et chantiers**
    - 131 Extraction de matériaux
    - 132 Décharges
    - 133 Chantiers
  - **14 Espaces verts artificialisés, non agricoles**
    - 141 Espaces verts urbains
    - 142 Équipements sportifs et de loisirs
- ***2 Territoires agricoles***
  - **21 Terres arables**
    - 211 Terres arables hors périmètres d'irrigation
    - 212 Périmètres irrigués en permanence
    - 213 Rizières
  - **22 Cultures permanentes**
    - 221 Vignobles
    - 222 Vergers et petits fruits
    - 223 Oliveraies
  - **23 Prairies**
    - 231 Prairies
  - **24 Zones agricoles hétérogènes**
    - 241 Cultures annuelles associées aux cultures permanentes
    - 242 Systèmes culturaux et parcellaires complexes
    - 243 Surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels importants
    - 244 Territoires agro-forestiers
- ***3 Forêts et milieux semi-naturels***
  - **31 Forêts**
    - 311 Forêts de feuillus
    - 312 Forêts de conifères
    - 313 Forêts mélangées
  - **32 Milieux à végétation arbustive et/ou herbacée**
    - 321 Pelouses et pâturages naturels
    - 322 Landes et broussailles
    - 323 Végétation sclérophylle
    - 324 Forêt et végétation arbustive en mutation
  - **33 Espaces ouverts, sans ou avec peu de végétation**
    - 331 Plages, dunes et sable
    - 332 Roches nues
    - 333 Végétation clairsemée
    - 334 Zones incendiées
    - 335 Glaciers et neiges éternelles
- ***4 Zones humides***

    - **41 Zones humides intérieures**
        - 411 Marais intérieurs
        - 412 Tourbières
    - **42 Zones humides maritimes**
        - 421 Marais maritimes
        - 422 Marais salants
        - 423 Zones intertidales
- ***5 Surfaces en eau***
    - **51 Eaux continentales**
        - 511 Cours d'eau et voies d'eau
        - 512 Plans d'eau
    - **52 Eaux maritimes**
        - 521 Lagunes littorales
        - 522 Estuaire
        - 523 Mers et océans

Annexe 6

Cartographie de l'occupation du sol Données DRAAF LR 2009



Occupation du sol - Données LR 2009

Zone d'étude

Source du Lez

Occupation du sol

- Carrière, chantier, decharge
- Espace agricole
- No Data; Nuage
- Route 10m; Route 20m
- Vegetation urbaine
- Zone artificialisee
- Zone en eau
- Zone naturelle
- Zone naturelle humide

Projet de gestion multi-usages de l'hydrosystème karstique du Lez Etude BRGM/RP-61013-FR

Sources de données :

- DRAAF Languedoc-Roussillon (2009)
- BRGM

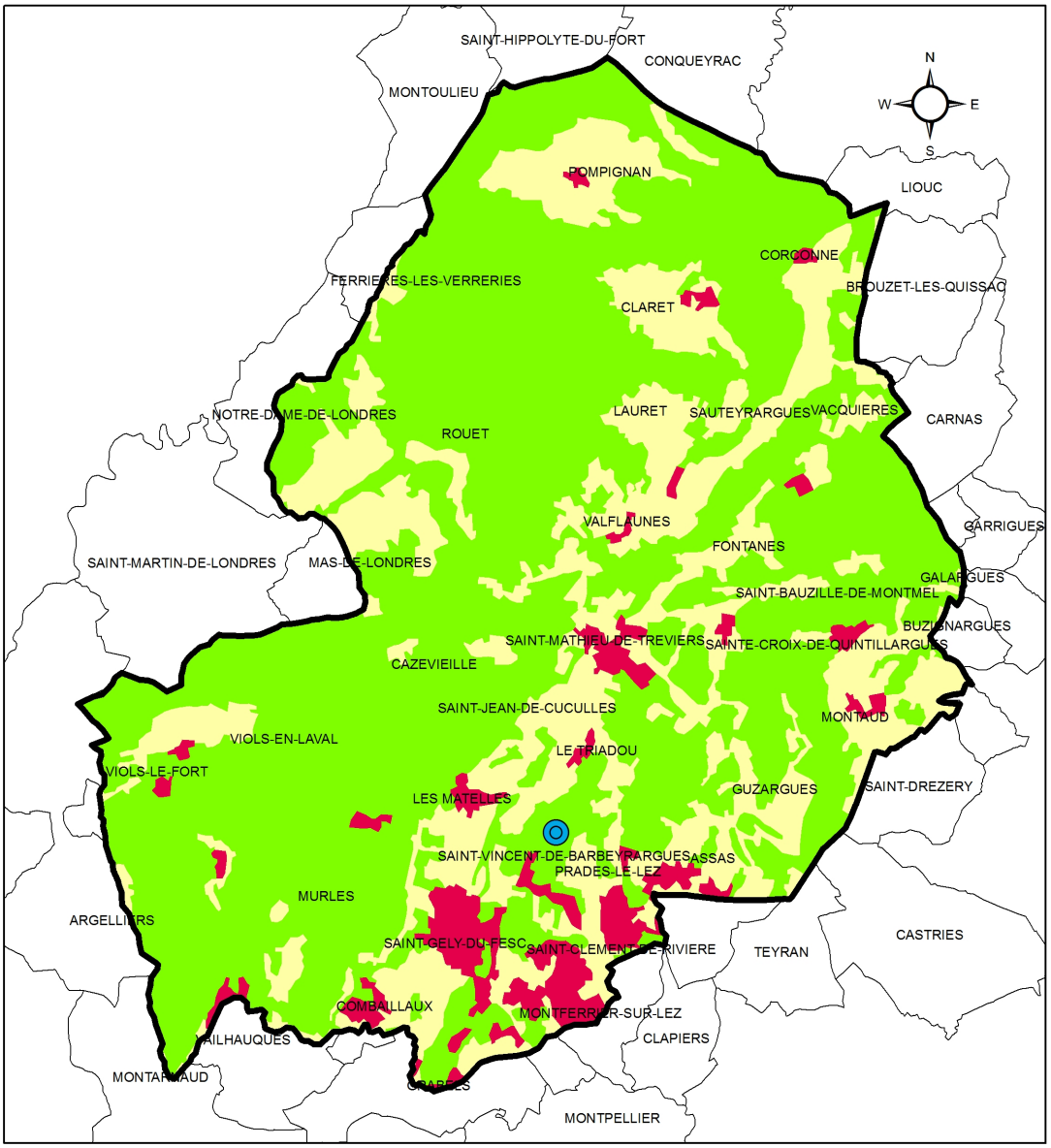
Kilomètres

0 5 10

© UMR TETIS - IRSTEA - 2012

Annexe 7

Cartographie de l'occupation du sol Données CLC 2006



Occupation du sol - Données CLC 2006

- Zone d'étude
- Source du Lez
- 1XX : zones urbaniséees
- 2XX : zones agricoles
- 3XX : zones naturelles
- Communes

Projet de gestion multi-usages de l'hydrosystème karstique du Lez
Etude BRGM/RP-61013-FR

Sources de données :

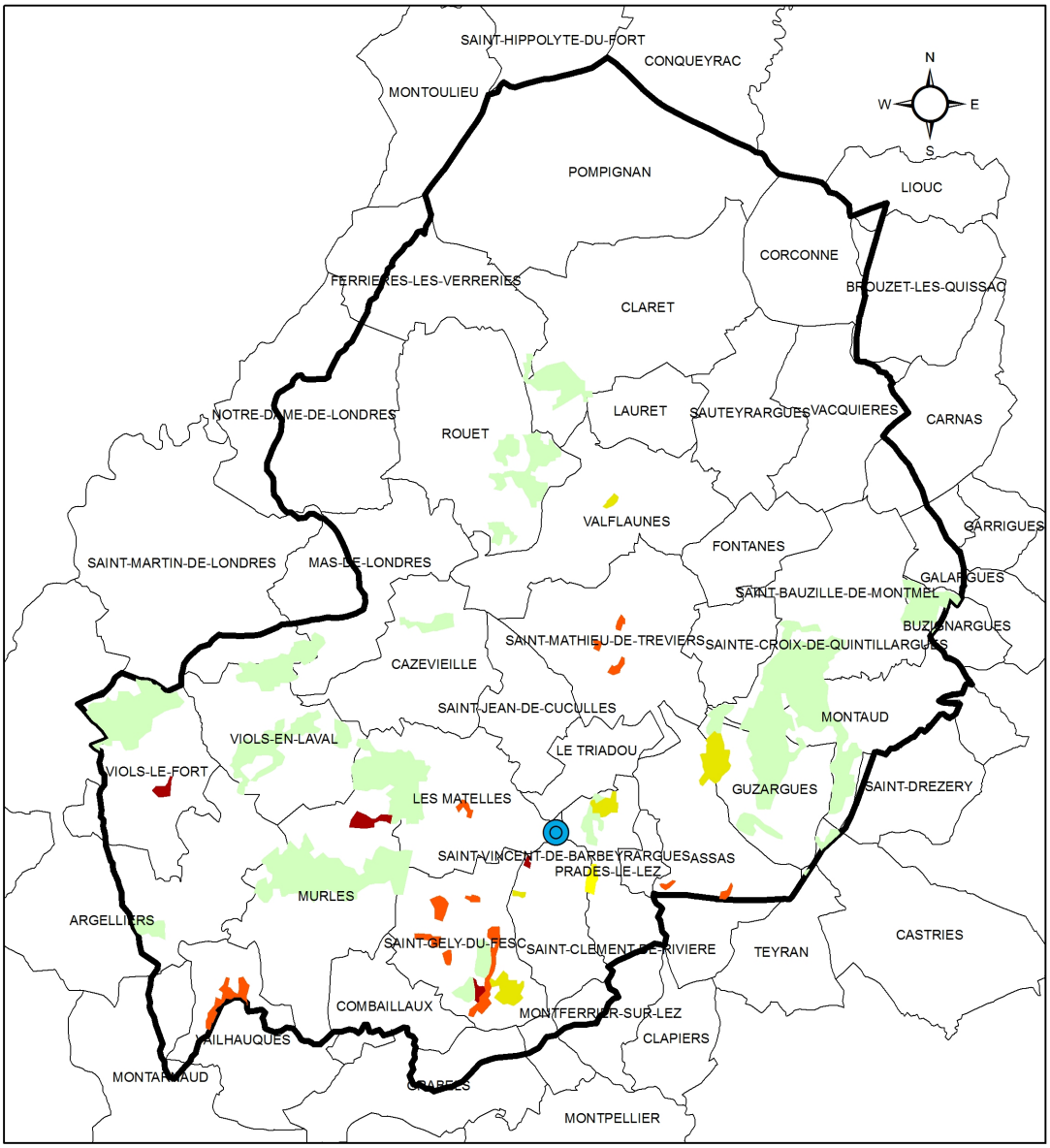
- Union européenne – SOeS, CORINE Land Cover, 2006
- GEOFLA ®
- BRGM

0 5 10 Kilomètres

© UMR TETIS - IRSTEA - 2012

Annexe 8

Cartographie des changements d'occupation du sol entre 1990 et 2000 – Données CLC



Changement d'occupation du sol entre 1990 et 2000 - Données CLC

- 1XX -> 1XX
- 2XX -> 1XX
- 2XX -> 2XX
- 3XX -> 2XX
- 3XX -> 1XX
- 3XX -> 3XX
- Zone d'étude
- Source du Lez
- Communes

Projet de gestion multi-usages de l'hydrosystème karstique du Lez
Etude BRGM/RP-61013-FR

Sources de données :

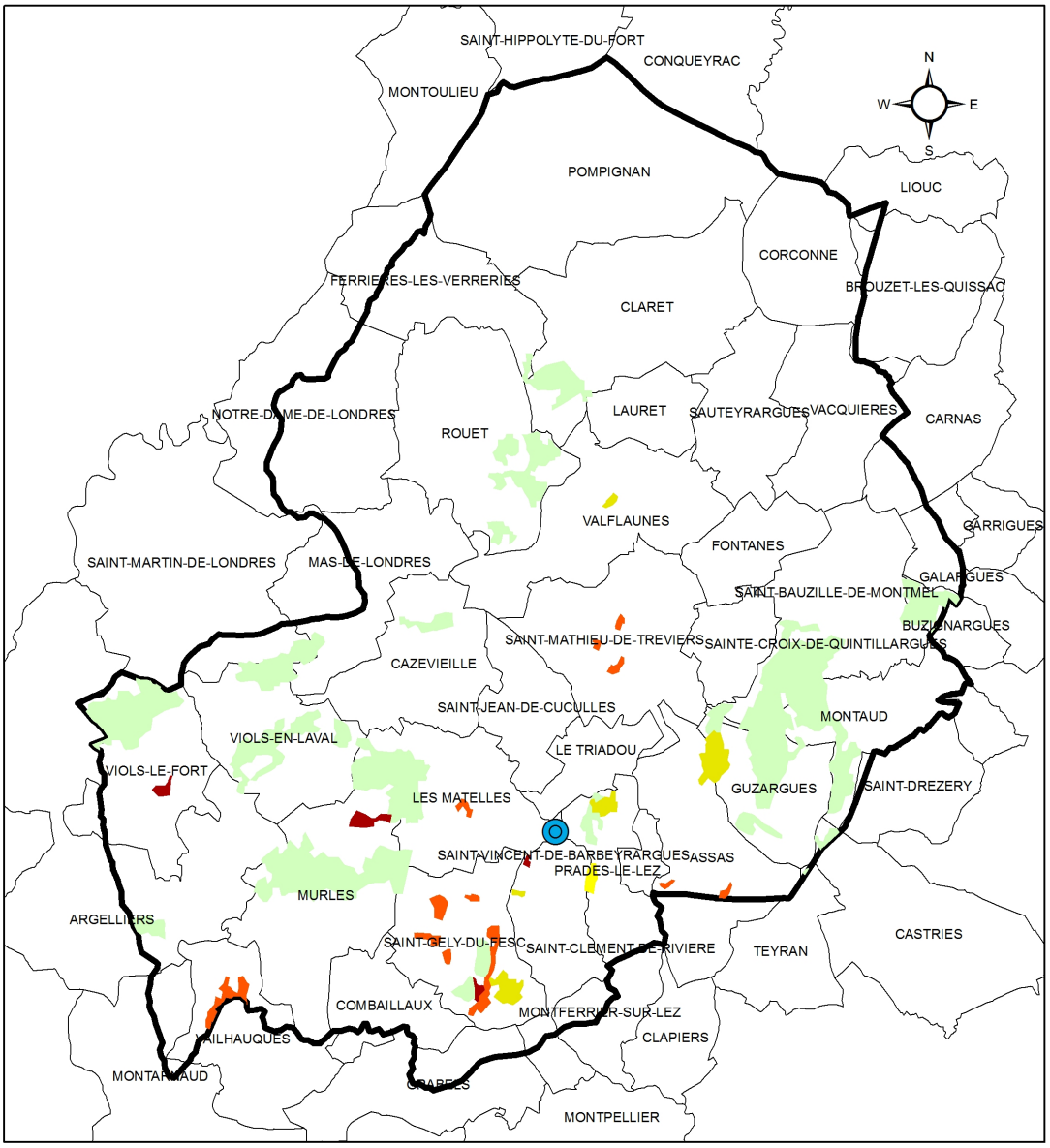
- Union européenne – SOeS, CORINE Land Cover, 1990 et 2000
- BRGM

Kilomètres
0 5 10

© UMR TETIS - IRSTEA - 2012

Annexe 9

Cartographie des changements d'occupation du sol entre 2000 et 2006 – Données CLC



Changement d'occupation du sol entre 1990 et 2000 - Données CLC

- 1XX -> 1XX
- 2XX -> 1XX
- 2XX -> 2XX
- 3XX -> 2XX
- 3XX -> 1XX
- 3XX -> 3XX
- Zone d'étude
- Source du Lez
- Communes

Projet de gestion multi-usages de l'hydrosystème karstique du Lez
Etude BRGM/RP-61013-FR

Sources de données :

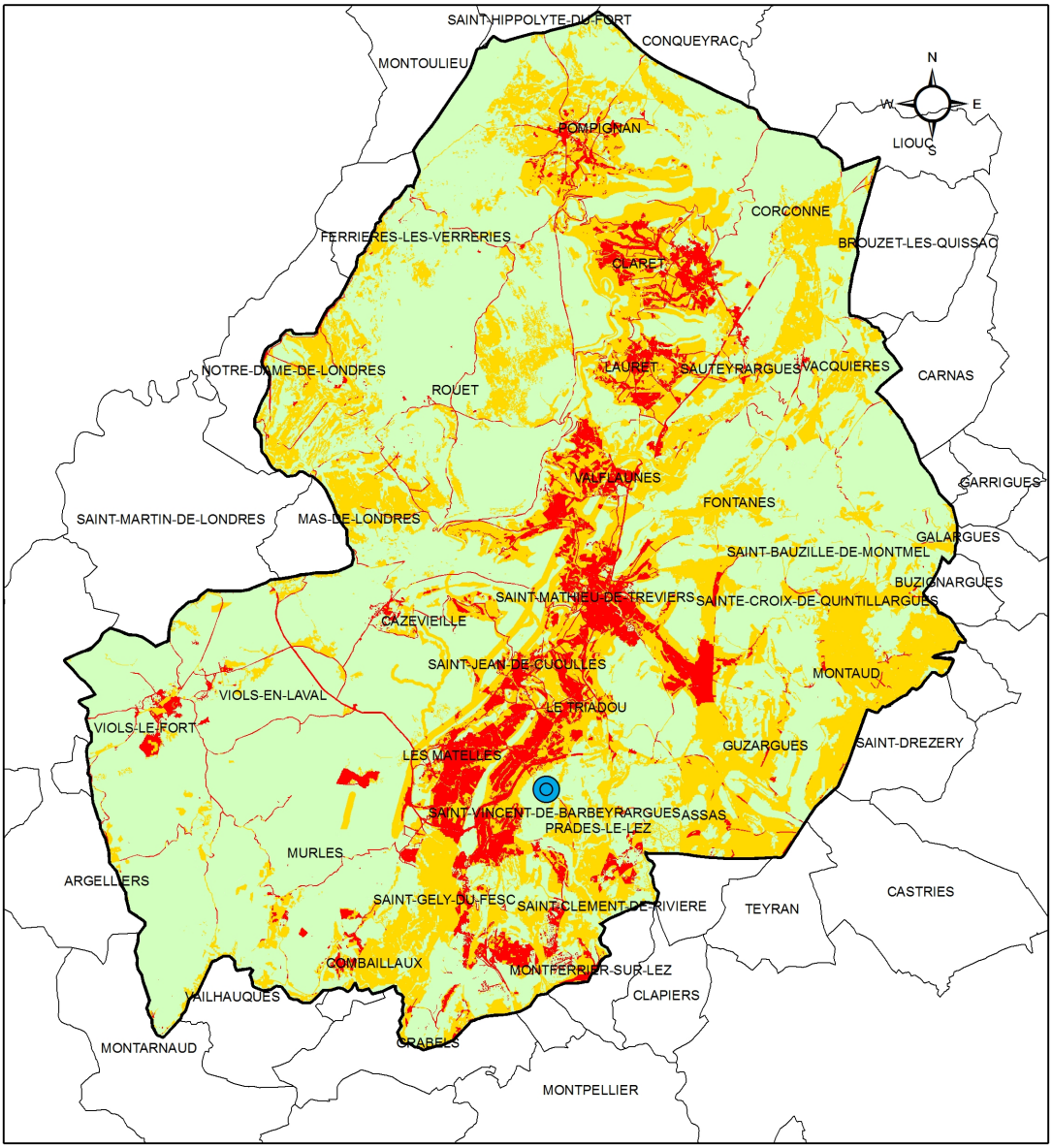
- Union européenne – SOeS, CORINE Land Cover, 1990 et 2000
- BRGM

0 5 10 Kilomètres

© UMR TETIS - IRSTEA - 2012

Annexe 10

Cartographie de l'indice relatif de risque (Occupation du sol DRAAF LR 2009)



Indice relatif de risque =
Indice d'aléa (occupation du sol LR 2009 : de 1 à 3)
x Indice de vulnérabilité (PaPRIKa : de 1 à 5)

Source du Lez

Indice relatif de risque

- de 1 à 3
- de 4 à 6
- de 8 à 12
- Zone d'étude
- Communes

Projet de gestion multi-usages de l'hydrosystème karstique du Lez
Etude BRGM/RP-61013-FR

Sources de données :

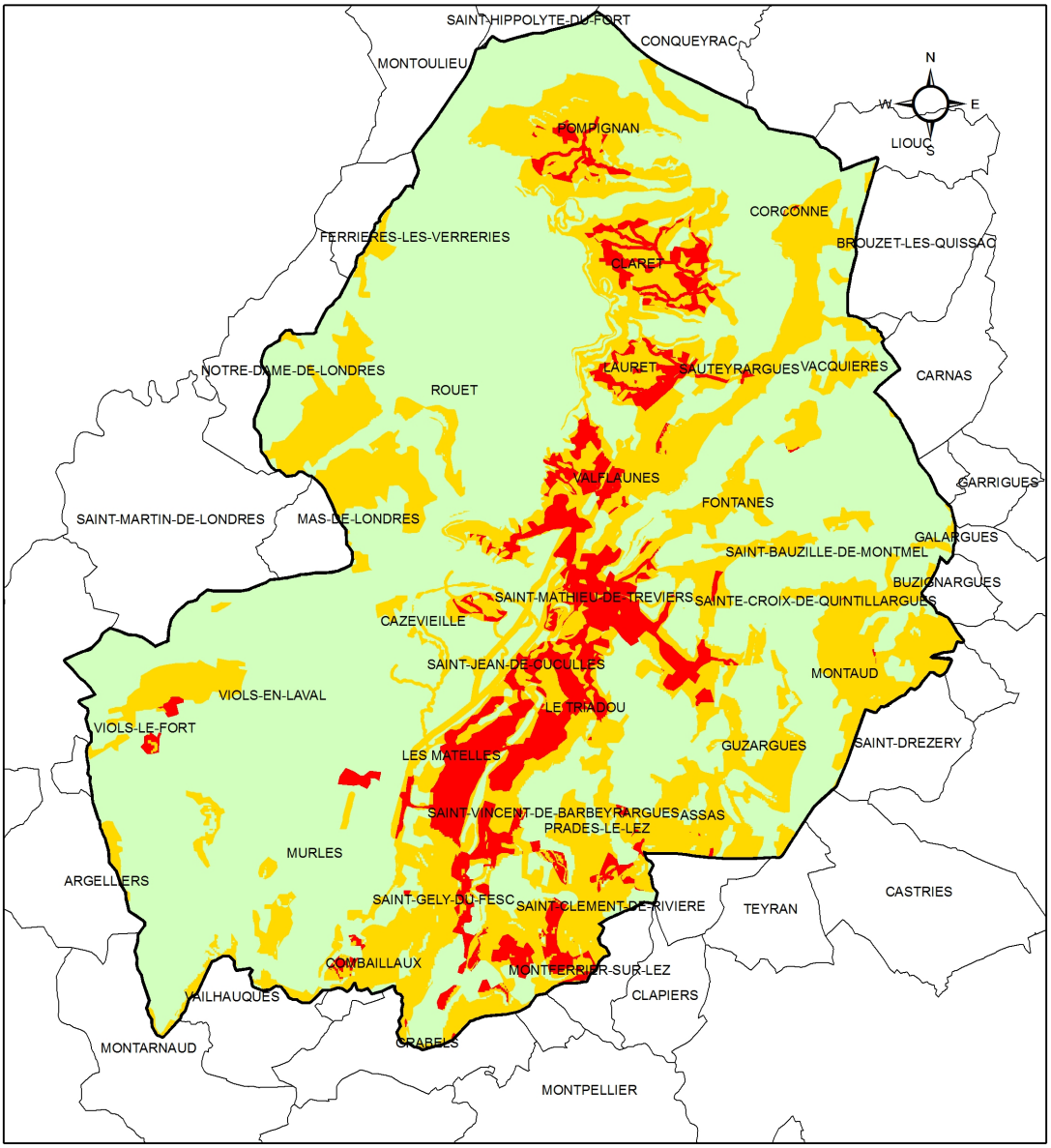
- DRAAF LR
- BRGM
- GEOFLA ®

Kilomètres
0 5 10

© UMR TETIS - IRSTEA - 2013

Annexe 11

Cartographie de l'indice relatif de risque (Occupation du sol CLC 2006)



Indice relatif de risque =
Indice d'aléa (occupation du sol CLC 2006 : de 1 à 3)
x Indice de vulnérabilité (PaPRIKa : de 1 à 5)

Indice relatif de risque

- de 1 à 3
- de 4 à 6
- de 8 à 12
- Zone d'étude
- Source du Lez
- Communes

Projet de gestion multi-usages de l'hydrosystème karstique du Lez
Etude BRGM/RP-61013-FR

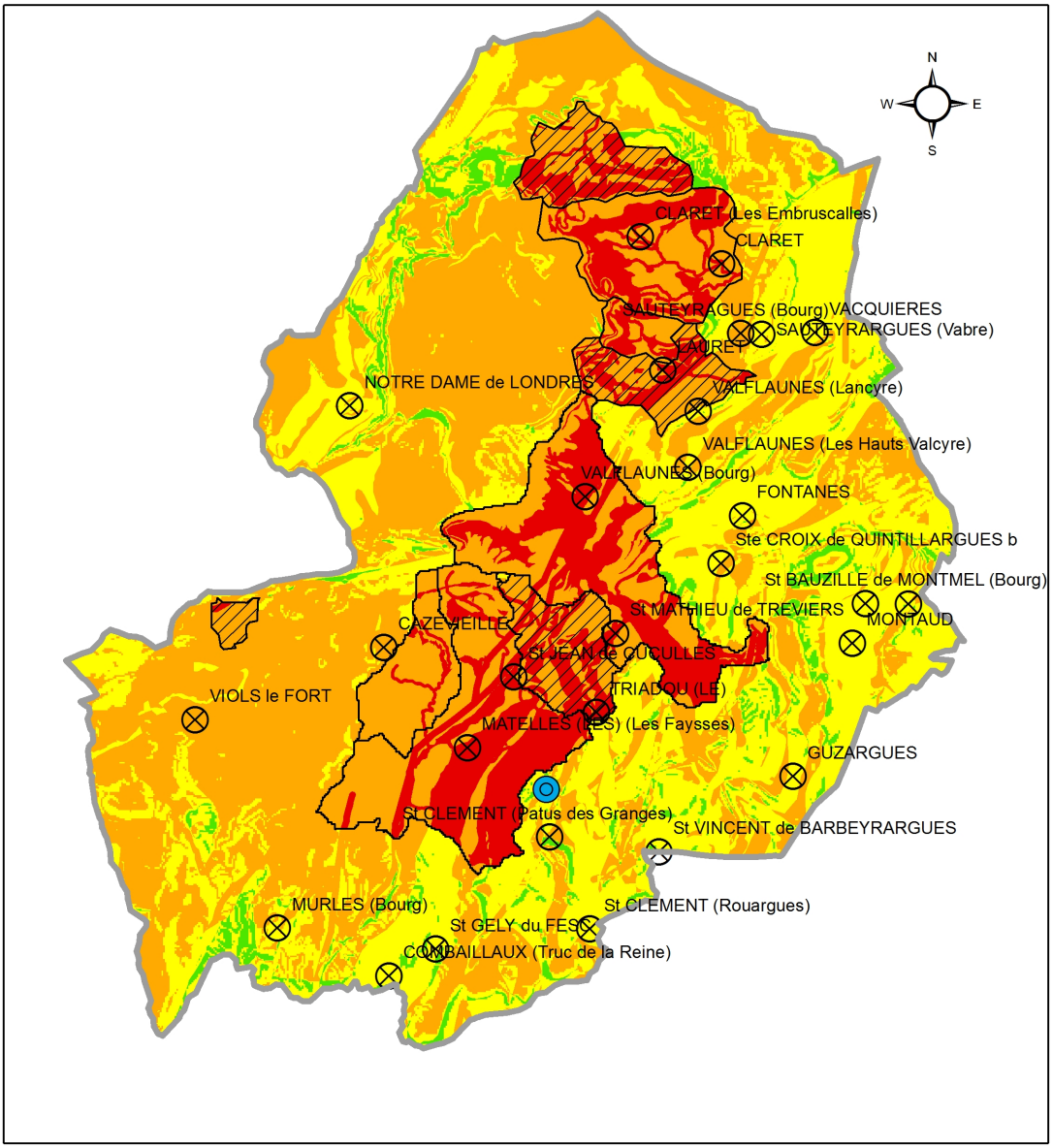
Sources de données :

- Union européenne – SOeS, CORINE Land Cover, 2006
- BRGM
- GEOFLA ®

Kilomètres
0 5 10

© UMR TETIS - IRSTEA - 2013

Annexe 12
Rejets des station d'épuration et vulnérabilité intrinsèque



Rejets des stations d'épuration et vulnérabilité intrinsèque

Zone d'étude

Source du Lez

Rejet de STEP - Nom

Vulnérabilité

0 - Très faible

1 - Faible

2 - Moyenne

3 - Forte

4 - Très forte

BV de pertes en lien avec la source du Lez

Présumé

Vérifié

Projet de gestion multi-usages de l'hydrosystème karstique du Lez
Etude BRGM/RP-61013-FR

Sources de données :

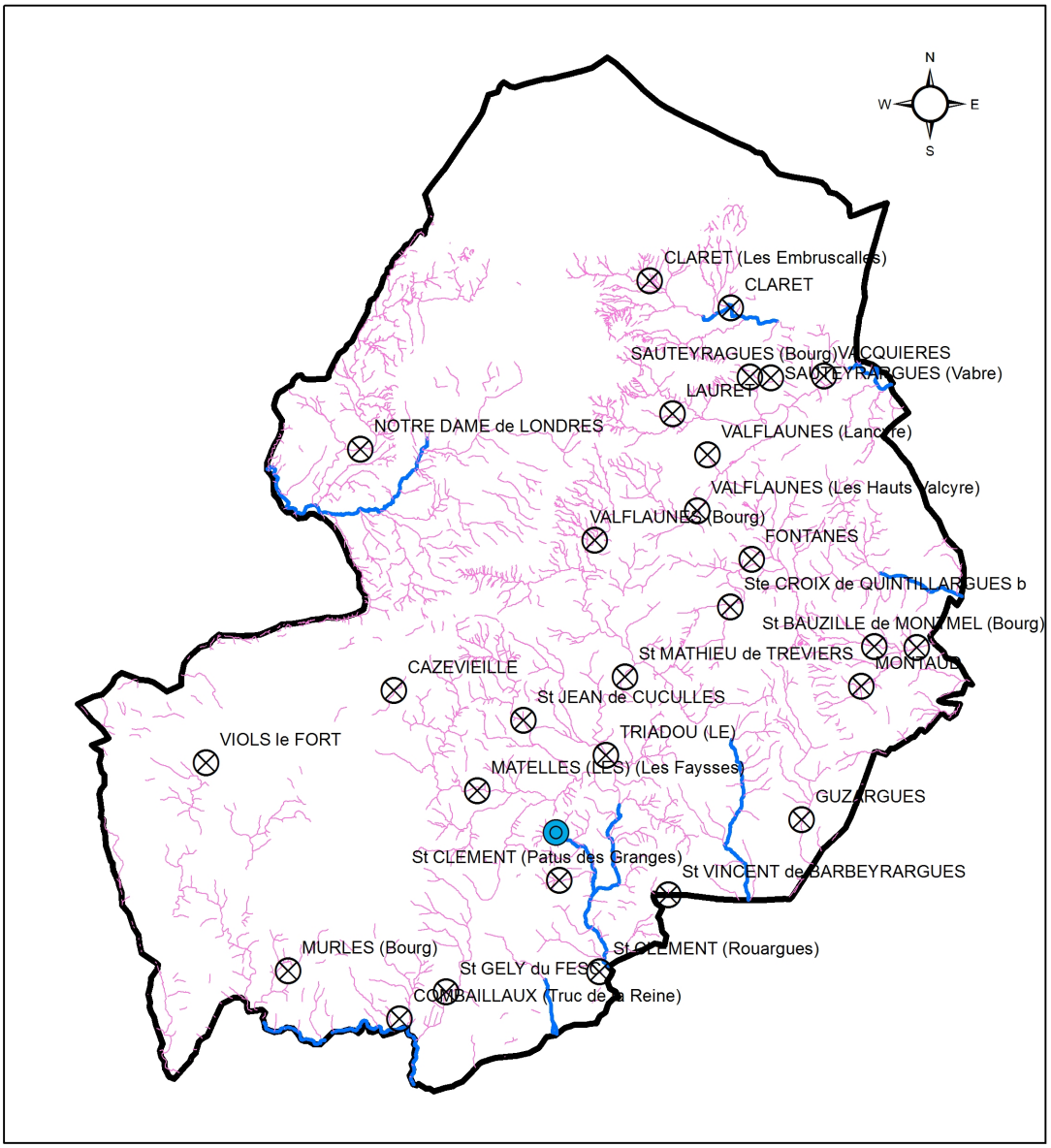
- Conseil Général 34 (SATESE)
- BRGM

Kilomètres

0 5 10

© UMR TETIS - IRSTEA - 2013

Annexe 13
Rejets des station d'épuration et réseau hydrographique



Points de rejet des tations d'épuration et réseau hydrographique

- Points de rejet des STEP
- Source du Lez

Cours d'eau et régime

- Intermittent
- Permanent
- Zone d'étude

Projet de gestion multi-usages de l'hydrosystème karstique du Lez Etude BRGM/RP-61013-FR

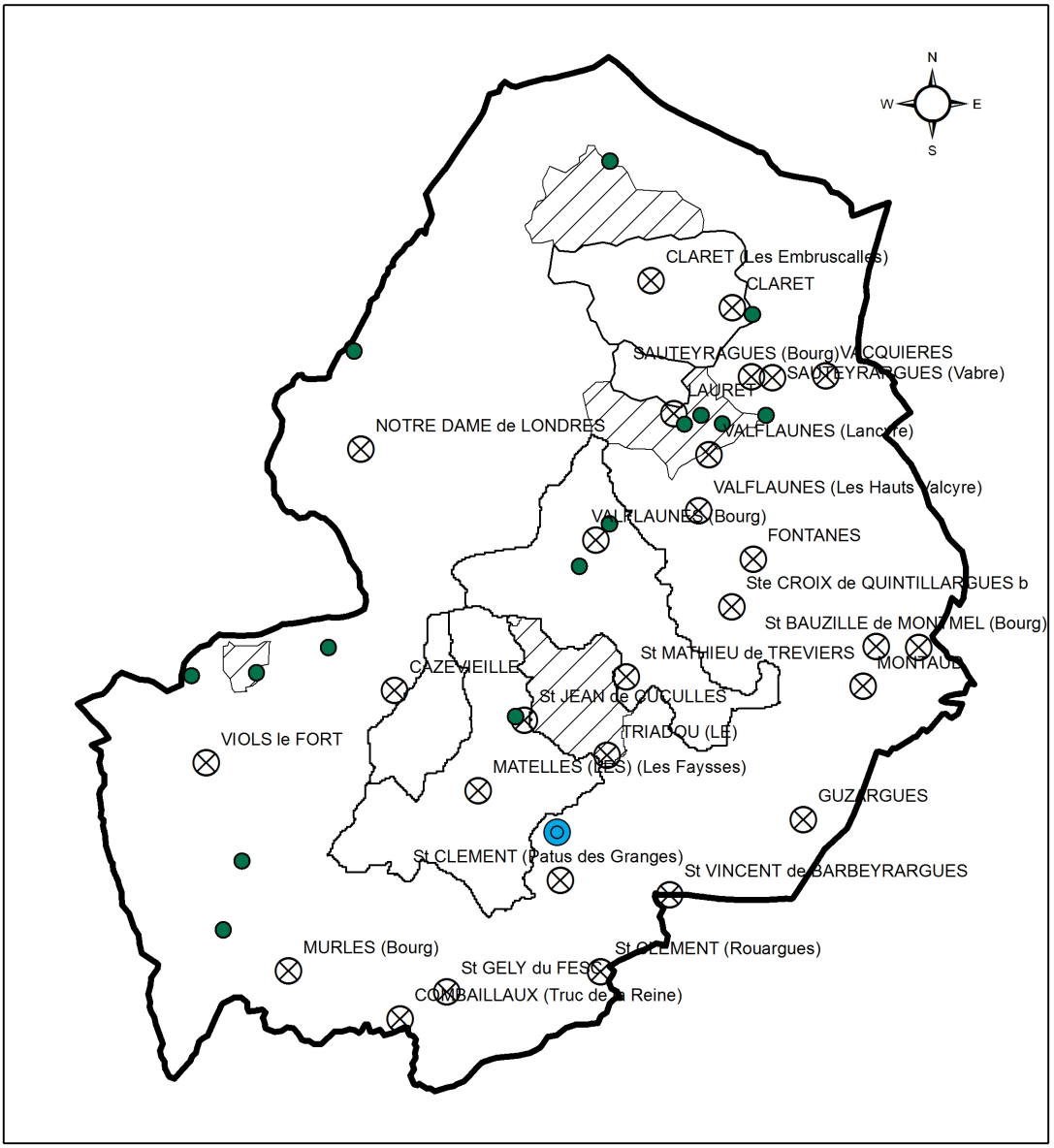
Sources de données :

- Conseil Général 34 (SATESE)
- BR TOPO ®
- BRGM

Kilomètres
0 5 10

© UMR TETIS - IRSTEA - 2012

Annexe 14
Rejets des stations d'épuration, pertes et bassins versants des pertes



Rejets des stations d'épuration pertes et bassins versants des pertes

Pertes

BV des pertes en lien avec la source du Lez

Présumé

Vérifié

Zone d'étude

Source du Lez

Rejet de STEP - Nom

Projet de gestion multi-usages de l'hydrosystème karstique du Lez Etude BRGM/RP-61013-FR

Sources de données :

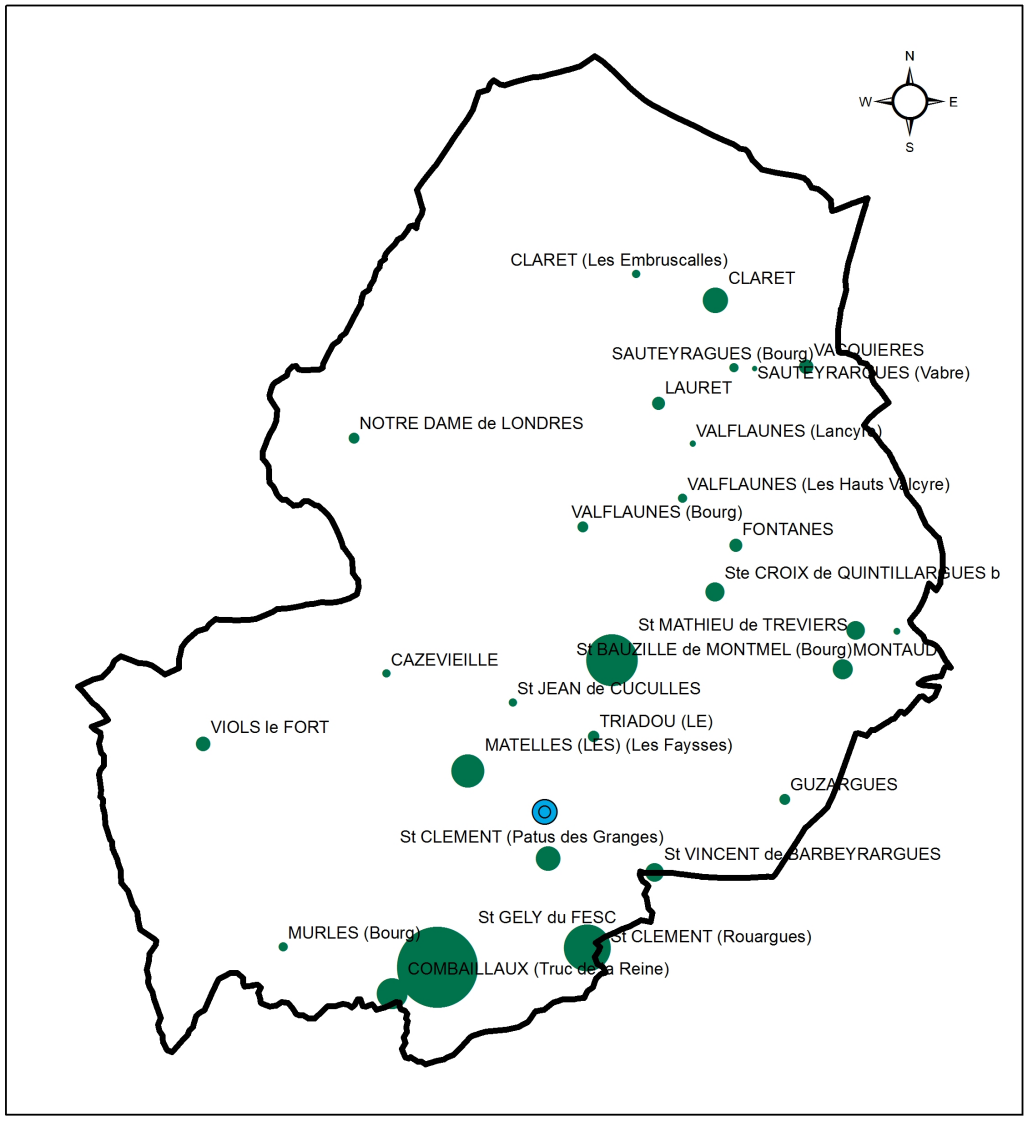
- Conseil Général 34 (SATESE)
- BRGM

Kilomètres

0 5 10

© UMR TETIS - IRSTEA - 2013

Annexe 15
Capacités des stations d'épuration



Capacité des stations d'épuration (en équivalent.habitant)

Zone d'étude

Source du Lez

CAPACITE_E

100

1 000

10 000

Projet de gestion multi-usages de l'hydrosystème karstique du Lez Etude BRGM/RP-61013-FR

Sources de données :

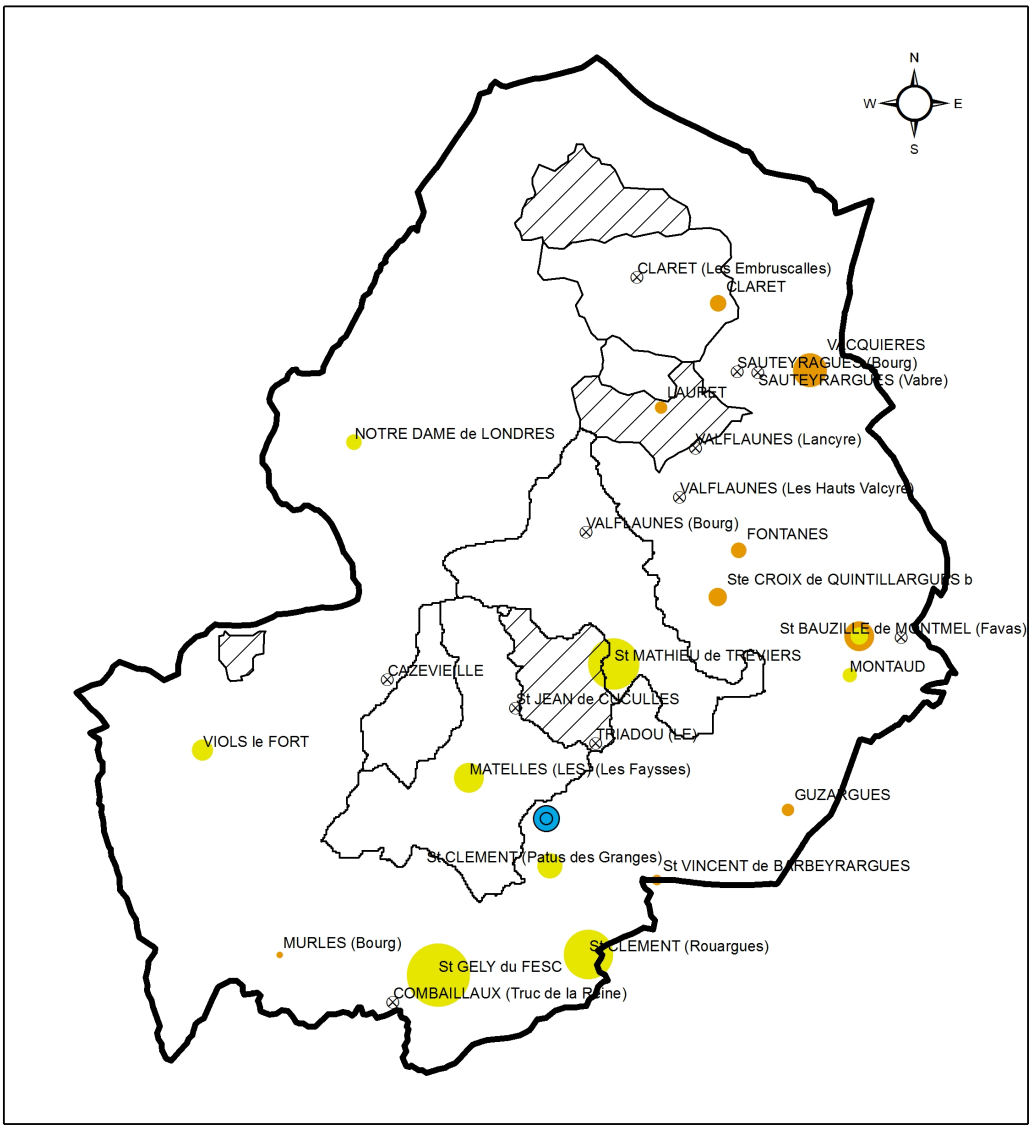
- Conseil Général 34 (SATESE)
- BRGM

Kilomètres

0 5 10

© UMR TETIS - IRSTEA - 2012

Annexe 16
Rejets des stations d'épuration : Demande Biologique en Oxygène (DBO5)



Rejets des stations d'épuration DBO5 (kg/j)

Zone d'étude
Source du Lez
BV des pertes en lien avec la source du Lez
Présumé
Vérifié
AE - RMC - DBO5 (kg/j)
0,1
0,5
1
SATESE - Bilan journalier - DBO5 (kg/j)
0,01
0,1
1
Pas de données homogènes

Projet de gestion multi-usages de l'hydrosystème karstique du Lez
Etude BRGM/RP-61013-FR

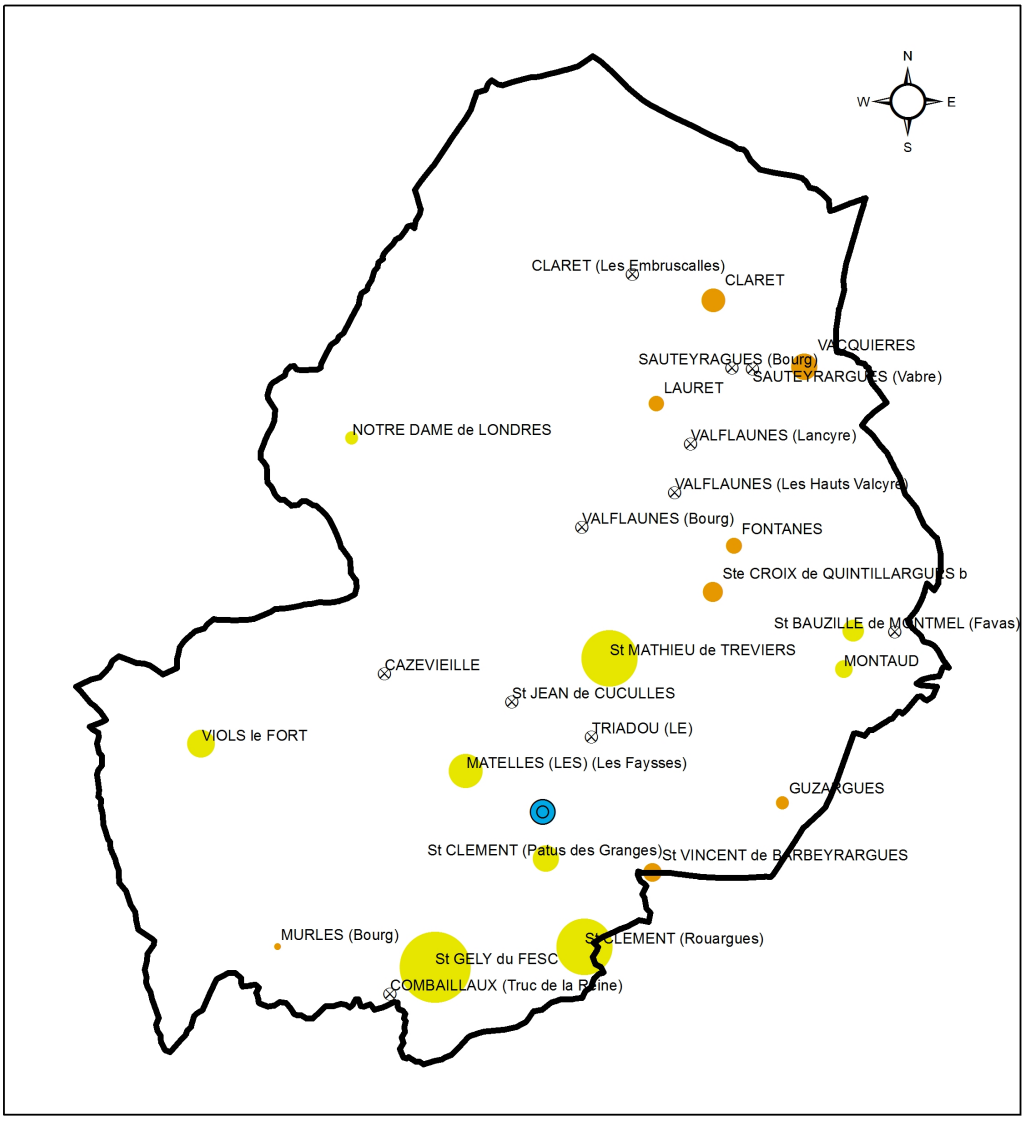
Sources de données :

- Conseil Général 34 (SATESE)
- Agence de l'Eau RM et C
- BRGM

0 5 10 Kilomètres

© UMR TETIS - IRSTEA - 2013

Annexe 17
Rejets des stations d'épuration : Demande Chimique en Oxygène (DCO)



Rejets des stations d'épuration DCO (kg/j)

Zone d'étude

Source du Lez

AE RMC - DCO (kg/j)

1

5

10

SATESE - Bilan journalier - DCO (kg/j)

0,1

1

10

Pas de données homogènes

Projet de gestion multi-usages de l'hydrosystème karstique du Lez
Etude BRGM/RP-61013-FR

Sources de données :

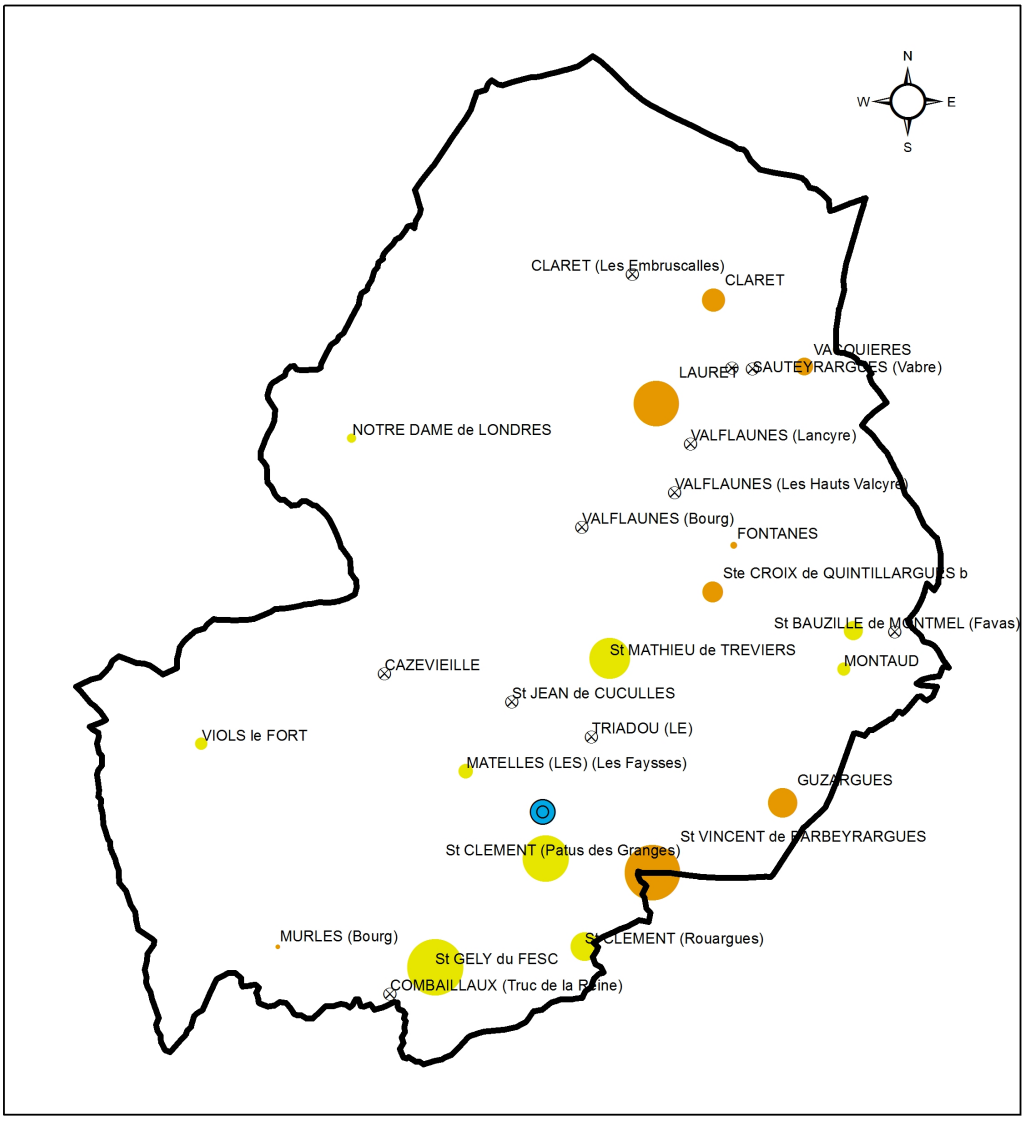
- Conseil Général 34 (SATESE)
- Agence de l'Eau RM et C
- BRGM

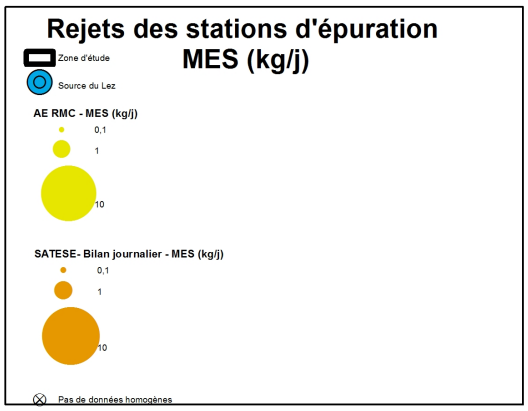
Kilomètres

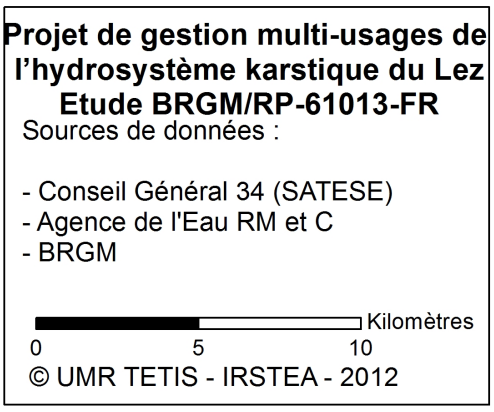
0 5 10

© UMR TETIS - IRSTEA - 2012

Annexe 18
Rejets des stations d'épuration : Matières En Suspension (MES)


N
W
E
S
CLARET (Les Embruscalles)
CLARET
VALQUIERES
LAURET
SAUTEYRARGUES (Vabre)
NOTRE DAME de LONDRES
VALFLAUNES (Lancyre)
VALFLAUNES (Les Hauts Valcyre)
VALFLAUNES (Bourg)
FONTANES
Ste CROIX de QUINTILLARGUES b
St BAUZILLE de MONTMEL (Favas)
St MATHIEU de TREVIERS
MONTAUD
CAZEVIEILLE
St JEAN de CUCULLES
VIOLS le FORT
TRIADOU (LE)
MATELLES (LES) (Les Faysses)
GUZARGUES
St VINCENT de BARBEYRARGUES
St CLEMENT (Patus des Granges)
MURLES (Bourg)
St CLEMENT (Rouargues)
St GELY du FESC
COMBAILLAUX (Truc de la Reine)


Rejets des stations d'épuration
MES (kg/j)
Zone d'étude
Source du Lez
AE RMC - MES (kg/j)
0,1
1
10
SATESE- Bilan journalier - MES (kg/j)
0,1
1
10
Pas de données homogènes


Projet de gestion multi-usages de l'hydrosystème karstique du Lez
Etude BRGM/RP-61013-FR
Sources de données :
- Conseil Général 34 (SATESE)
- Agence de l'Eau RM et C
- BRGM
Kilomètres
0
5
10
© UMR TETIS - IRSTEA - 2012

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

Direction Eau Environnement & Ecotechnologies
1039 rue de Pinville
34000 Montpellier
Tél: 04 67 15 79 90