
Problématique des petits captages d'AEP vis-à-vis de leur agressivité et de leurs fortes teneurs en aluminium dissous dans les zones de moyenne montagne de l'ouest du Massif central

- Rapport Final en version de travail -



Octobre 2021

**Julie LEBLANC, Rémy BUZIER, François BORDAS, Valentin ROBIN,
Juliette ROUGERIE et Gilles GUIBAUD**

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier les collectivités, les structures et les personnes qui nous ont reçus et se sont rendues disponibles pour nous aider à réaliser cette étude :

- Le PNR Millevaches qui a émis la nécessité d'améliorer la connaissance de l'impact de la forêt et de ses pratiques modernes sur la ressource en eau ;
- Les communes corréziennes participantes : Bonnefond, Lestards, Meymac, Peyrelevade, Saint-Sulpice-les-Bois et Tarnac, ainsi que la société SAUR pour l'accès aux captages étudiés,
- L'Office National des Forêts et tout particulièrement Laurent RIVIERE pour son implication et son suivi assidu des captages des Monts de Guéret (prélèvements, mesures in situ et transmission des échantillons) ainsi que la transmission de données indispensables à la compréhension de l'impact de différents facteurs sur la qualité des eaux ;
- L'ARS Nouvelle Aquitaine et ses délégations départementales de la Corrèze, de la Haute-Vienne et de la Creuse, qui nous ont transmis les données nécessaires à l'identification des captages à suivre et qui suivent ce travail. Un remerciement particulier à Aurélie MORANGE, à l'époque à la DT23, pour nous avoir permis de débiter, en collaboration avec l'ONF, les suivis de captages sur les Monts de Guéret ;
- L'Agence de l'Eau Adour-Garonne pour sa contribution financière ;
- La région Nouvelle Aquitaine pour le co-financement de la thèse de Juliette ROUGERIE ;
- Le personnel technique du laboratoire PEIRENE ayant participé à cette étude : Karine CLERIES, Emmanuelle DUCLOUX, Sophie LISSALDE, Thierry HAK et Patrice FONDANECHÉ ;
- Les étudiants de 2nde année de Master Chimie parcours « Ingénierie et Gestion de Eau et de l'Environnement » : Raïssa DIAHOU, Romain GALINIER, Juliette ROUGERIE et Emeric TULLEAU pour leur travail sur le *Suivi de la qualité des eaux de petits captages des Monts de Guéret*.

Table des matières

I.	Introduction / contexte	1
II.	Problématique générale de l'Aluminium.....	4
II.1.	Source d'aluminium dans l'environnement humain et aquatique	4
II.1.a.	Apport naturel	4
II.1.b.	Apport anthropique	5
II.2.	Propriétés de l'aluminium dans les eaux : sa spéciation.....	5
II.3.	Exposition et toxicité chez l'homme.....	7
II.3.a.	Exposition.....	7
II.3.b.	Ingestion et diffusion	8
II.3.b.1	Alimentation.....	8
II.3.b.2	Eau de boisson.....	8
II.3.b.3	Produits pharmaceutiques	9
II.3.b.4	Voie cutanée.....	9
II.3.c.	Toxicité.....	9
II.3.c.1	Toxicité aiguë.....	9
II.3.c.2	Toxicologie chronique	9
III.	Acquis de la première étude (Suivi 2014-2015).....	11
V.	Contexte général de l'étude	14
V.1.	Géologie et hydrogéologie.....	14
V.2.	Pédologie	16
V.3.	Climatologie	16
V.4.	Couvert végétal et sylviculture	17
VI.	Contexte AEP : présentation des captages suivis et déroulement de l'étude.....	18
VI.1.	Poursuite du suivi sur le plateau de Millevaches	18
VI.2.	Suivi de plusieurs captages sur le secteur des Monts de Guéret.....	19
VI.2.a.	Situation de l'alimentation en eau potable sur la Communauté d'Agglomération du Grand Guéret.....	19
VI.2.b.	Localisation des différents captages suivis	20
VI.2.b.1	Captages suivis au niveau du massif forestier du Maupuy.....	20
VI.2.b.2	Captages suivis au niveau des forêts de Chabrières et de Chardet.....	22
VI.2.c.	Environnement forestier et caractéristiques des réseaux de collecte.....	24
VI.2.d.	Etablissement d'un secteur d'étude « témoin ».....	25
VI.3.	Paramètres de la qualité physico-chimique suivis	26
VII.	Résultats d'analyses des eaux et discussions.....	27
VII.1.	Qualité des eaux des captages suivis sur le plateau de Millevaches	27

VII.1.a.	Qualité physicochimique des eaux prélevées	27
VII.1.b.	Focus sur le paramètre Aluminium.....	30
VII.1.b.1	Résultats de la campagne de mesures 2018/2020.....	30
VII.1.b.2	Cas particuliers relevés au cours du suivi 2018/2020.....	32
VII.1.b.3	Influence de la pluviométrie.....	37
VII.2.	Qualité des eaux des captages suivis sur les Monts de Guéret	56
VII.2.a.	Qualité physico-chimique globale.....	57
VII.2.b.	Dérives de qualité physico-chimique observées.....	59
VII.2.b.1	Carbone organique total.....	59
VII.2.b.2	Présence de Cadmium sur le massif du Maupuy	61
VII.2.b.3	Dérive de fond : Concentrations en Nitrates élevées.....	61
VII.2.b.4	Dérives ponctuelles : Pics de concentration en Aluminium.....	66
VII.3.	Bilan sur la partie des captages suivis.....	72
VIII.	Volet quantitatif : Suivi des débits sur les deux secteurs étudiés	73
VIII.1.	Suivi des débits de captages sur les Monts de Guéret	74
VIII.2.	Suivi des débits de captages sur le Plateau de Millevaches.....	78
VIII.3.	Relation entre réserve hydrique du sol et couvert forestier	79
IX.	Volet sols : Analyses de sols et discussions quant à l'origine et la dynamique de l'aluminium (rôle du substrat géologique, de l'occupation des sols et des pratiques).....	82
IX.1.	Introduction.....	82
IX.2.	Matériel et méthodes.....	83
IX.2.a.	Caractéristiques des sites et stratégie d'échantillonnage	83
IX.2.b.	Analyses physico-chimiques des échantillons de sol.....	87
IX.2.b.1	pH.....	87
IX.2.b.2	CEC et cations échangeables (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Al^{3+} , Fe^{3+} et H^+)	87
IX.2.b.3	Mesure des métaux « libres » (facilement solubilisables)	88
IX.3.	Résultats : principales données physico-chimiques des échantillons de sol.....	89
IX.3.a.	Paramètres généraux : CEC et pH des sols	89
IX.3.b.	Aluminium et cations échangeables	91
IX.3.c.	Aluminium « libre ».....	94
IX.3.d.	Suivi de 9 mois sur site chaulé (captage de Celle, commune de Meymac)	95
IX.4.	Discussions	96
IX.4.a.	Différentes formes de l'aluminium dans les sols et différentes typologies de sols	96
IX.4.b.	Lien entre les paramètres physico-chimiques des sols et l'occupation des sols	97
IX.4.c.	Relation entre sols et teneurs en aluminium au niveau des captages.....	99
IX.4.a.	Remarques conclusives.....	100

X.	Volet traitement - Partie 1 : Evaluation de la filtration sur produits alcalino-terreux pour l'élimination de l'aluminium.....	102
X.1.	Introduction.....	102
X.2.	Matériel et méthodes utilisés	103
X.2.a.	<i>Présentation du pilote de laboratoire et des eaux étudiées.....</i>	<i>103</i>
X.2.b.	<i>Essais effectués, en laboratoire et sur le terrain, pour chacun des matériaux filtrants testés.....</i>	<i>104</i>
X.3.	Résultats et discussion	106
X.3.a.	<i>Devenir de l'aluminium lors d'une neutralisation par filtration sur calcaire terrestre</i>	<i>106</i>
X.3.a.1	<i>Influence du temps de contact.....</i>	<i>106</i>
X.3.a.2	<i>Influence de la qualité de l'eau brute</i>	<i>107</i>
X.3.b.	<i>Devenir de l'aluminium lors d'une reminéralisation par filtration sur calcaire terrestre</i>	<i>108</i>
X.3.c.	<i>Devenir de l'aluminium lors d'une filtration sur maërl.....</i>	<i>109</i>
X.3.c.1	<i>Comparaison à la filtration sur calcaire terrestre.....</i>	<i>109</i>
X.3.c.2	<i>Devenir de Al dans les filtres lors d'un lavage.....</i>	<i>110</i>
X.4.	Préconisations	111
XI.	Volet traitement - Partie 2 : Evaluation du potentiel du charbon actif pour l'élimination de l'aluminium	113
XI.1.	Introduction.....	113
XI.2.	Matériel et méthodes.....	113
XI.2.a.	<i>Présentation des charbons actifs utilisés</i>	<i>113</i>
XI.2.b.	<i>Etudes en flacon : mises en œuvre.....</i>	<i>114</i>
XI.3.	Résultats et discussion	115
XI.3.a.	<i>Validation de la fixation de l'aluminium par le CA</i>	<i>115</i>
XI.3.b.	<i>Capacité de fixation.....</i>	<i>116</i>
XI.4.	Estimation préliminaire du dimensionnement et du coût en matériau.....	117
XI.5.	Préconisations	118
XII.	Conclusion générale.....	120
	<i>Références bibliographiques</i>	<i>123</i>
	<i>Liste des Annexes</i>	<i>126</i>

Table des illustrations

Figures

Figure 1 : Formes particulières et solubles de l'aluminium dans l'eau (Rosin et al.,1990)	6
Figure 2 : Diagramme de répartition des espèces hydrolysées de l'aluminium en fonction du pH. Concentration totale en Al = 0,5 mg/L.....	6
Figure 3 : Carte géologique simplifiée du Limousin (Source : Direction Régionale de l'Environnement du Limousin).....	15
Figure 4 : Absorption et libération de protons dans le système sol-plante et dans les processus d'ammonification et de nitrification.	17
Figure 5 : Localisation des différents massifs forestiers des Monts de Guéret suivis au cours de l'étude	20
Figure 6 : Localisation des captages suivis sur le massif du Maupuy depuis 2017.....	21
Figure 7 : Localisation des captages suivis au niveau du bois de Chardet depuis mai 2018.....	22
Figure 8 : Localisation des captages suivis au niveau de la forêt de Chabrières depuis mai 2018	23
Figure 9 : Valeurs moyennes (\pm écart-type) du pH et de la conductivité mesurés sur les captages suivis du PNR Millevaches (suivi 2018-2020).....	27
Figure 10 : Concentrations moyennes (\pm écart-type) des paramètres Nitrates (NO_3^-), Chlorures (Cl^-), Hydrogénocarbonates (HCO_3^-), Sodium (Na^+), Sulfates (SO_4^{2-}), Calcium (Ca^{2+}), Magnésium (Mg^{2+}) et Potassium (K^+) en mg/L mesurées sur les captages du PNR Millevaches (suivi 2018-2020)	28
Figure 11 : Calcul de l'indice de Larson LR (indice de corrosivité) pour les eaux prélevées sur les captages du PNR Millevaches.....	29
Figure 12 : Concentrations moyennes (\pm écart-type) en aluminium au cours des deux périodes de mesures sur les captages du PNR Millevaches (référence de qualité à 200 $\mu\text{g/L}$).....	31
Figure 13 : Pluviométrie et suivi de la teneur en aluminium sur le captage de Drouillat (janvier 2018 – décembre 2020) avec rappel de la moyenne obtenue au cours du suivi 2014/2015 (référence de qualité à 200 $\mu\text{g/L}$).....	32
Figure 14 : Teneurs en Aluminium et en Manganèse relevées au cours du suivi (janvier 2018 – février 2020) (références de qualité à 200 $\mu\text{g/L}$ pour Al et 50 $\mu\text{g/L}$ pour Mn).....	35
Figure 15 : Pluviométrie mensuelle moyenne relevée au cours des deux campagnes de mesures – Station Météo France de Saint-Merd-les-Oussines	38
Figure 16 : Pluviométrie et teneurs en aluminium sur les captages Orliac, Goutte-Nègre 1 & 2 (A), Celle, Cisternes, Bonnefond et Lestards (B), Drouillat (C) et Geneyte (D) (2018-2020).....	54
Figure 17 : Valeurs moyennes (\pm écart-type) du pH et de la conductivité mesurés sur les sites des Monts de Guéret.....	57
Figure 18 : Concentrations moyennes (\pm écart-type) des paramètres Hydrogénocarbonates (HCO_3^-), Sodium (Na^+), Chlorures (Cl^-), Calcium (Ca^{2+}), Sulfates (SO_4^{2-}), Magnésium (Mg^{2+}) et Potassium (K^+) en mg/L mesurées sur les sites des Monts de Guéret	58

Figure 19 : Calcul de l'indice de Larson LR (indice de corrosivité) pour les eaux prélevées sur les sites des Monts de Guéret.....	59
Figure 20 : Teneurs moyennes (\pm écart-type) en COD des eaux prélevées sur les captages des Monts de Guéret (référence de qualité à 2 mg/L).....	60
Figure 21 : Concentrations moyennes (\pm écart-type) en nitrates des eaux prélevées sur les captages des Monts de Guéret (limite de qualité à 50 mg/L) et concentration maximale relevée sur la période de mesures.....	62
Figure 22 : Schématisation de la mobilité des nitrates dans le sol sous couvert forestier en fonction de l'âge de la forêt.....	64
Figure 23 : Concentrations moyennes (\pm écart-type) en aluminium des eaux prélevées sur les captages des Monts de Guéret et Pics de concentration $> 200 \mu\text{g/L}$ (référence de qualité) enregistrés sur la période de mesure.....	67
Figure 24 : Pluviométrie et débits mesurés sur les drains du captage n°6 du Massif du Maupuy	75
Figure 25 : Pluviométrie et débits mesurés sur les drains du captage n°12 du Massif du Maupuy	76
Figure 26 : Pluviométrie et débits mesurés sur les drains des captages Grand Mas Foreau 13 et la Fontaine aux Sangliers 21 (Forêt de Chabrières)	77
Figure 27 : Pluviométrie et débits mesurés sur les captages du secteur du PNR Millevaches.....	78
Figure 28 : Principaux flux d'eau échangés par et dans un écosystème forestier (<i>Source INRA</i>).....	79
Figure 29 : Exemple de bilan hydrique entre drainage calculé et débit du drain CH1 mesuré entre février 2012 et septembre 2018) (<i>Source ONF</i>).....	80
Figure 30 : Exemple d'un rendu de l'outil BILJOU® : Evaluation de la réserve en eau relative du sol (REW) en fonction du temps (de 2012 à 2018) sur un site suivi des Monts de Guéret (<i>Source ONF</i>). 80	80
Figure 31 : Répartition à l'échelle du territoire métropolitain des sols avec horizons de surface acides et présentant une faible saturation de la CEC en bases échangeables (tirés de <i>Viennet, 2015</i>).....	82
Figure 32 : Teneurs en aluminium dissous des différents captages suivis durant l'ensemble de l'étude	84
Figure 33 : Exemple de profil de sol réalisé sur le site de Drouillat	85
Figure 34 : Synthèse de l'action des différents réactifs pour l'extraction des formes libres du fer et de l'aluminium (issu de Mareschal 2008, d'après Jeanroy, 1983).....	88
Figure 35 : Evolution de la CEC (a) et du pH (eau) (b) en fonction de la profondeur pour l'ensemble des prélèvements réalisés au cours de la campagne 1 (décembre 2019).....	90
Figure 36 : Evolution de l'aluminium échangeable en fonction de la profondeur pour l'ensemble des prélèvements réalisés en décembre 2019 (a), évolution de l'aluminium échangeable (b) et du pourcentage d'occupation de la CEC par l'aluminium (c) en fonction du pH pour l'ensemble des points de prélèvements (pour les équivalents charges positives, c'est l'espèce Al^{3+} qui est considérée)	92
Figure 37 : Evolution du pourcentage occupé par l'aluminium échangeable au sein de la CEC (a), du pourcentage d'occupation de la CEC par le calcium (b), et du pourcentage de saturation (somme des bases échangeables ($\text{Na} + \text{K} + \text{Mg} + \text{Ca}$) / CEC) (c) des échantillons de sols en fonction de la profondeur (campagne de décembre 2019).....	93

Figure 38 : Teneur en aluminium « libre » (facilement extractible) des différents horizons de sols en fonction de la profondeur (g d'aluminium / 100g de sol sec) - Données décembre 2019.....	94
Figure 39 : Suivi de paramètres physico-chimiques du sol : (a) pH eau, (b) occupation de la CEC par quelques cations majeurs, (c) aluminium et fer libres au cours du temps après un chaulage sur le site de Celle.....	95
Figure 40 : Evolution du pourcentage occupé par l'aluminium échangeable au sein de la CEC par rapport à la somme des autres cations échangeables mesurés (Na, K, Ca, Mg, Mn, Fe et H)	98
Figure 41 : (a) Relation entre le pH moyen annuel des eaux des captages et le pH du sol en hiver pour différentes profondeurs (horizon le plus superficiel, intermédiaire et le plus profond) ; (b) Teneur moyenne en aluminium dans les eaux de captage sur les deux dernières années en fonction de l'aluminium échangeable (horizon le plus profond, tendance globale similaire avec la surface) ; (c) Teneur moyenne en aluminium dans les eaux de captage sur les deux dernières années en fonction du pH moyen sur la même période des eaux au captage	99
Figure 42 : Solubilité de Al en équilibre avec $Al(OH)_3(s)$	102
Figure 43 : Influence du temps de contact lors d'une neutralisation sur calcaire terrestre (A : paramètres de neutralisation de l'eau traitée ; B : concentrations en Al de l'eau traitée)	106
Figure 44 : Influence de l'eau brute sur l'abattement de Al lors d'une neutralisation par filtration sur calcaire terrestre (EB : Eau Brute ; ET : Eau Traitée).....	107
Figure 45 : Rendements d'élimination de Al en fonction du pH de l'eau traitée après reminéralisation sur calcaire terrestre de l'eau du captage G (EB : Eau Brute ; ET : Eau Traitée)	108
Figure 46 : Rendements d'élimination de Al en fonction du pH de l'eau traitée après reminéralisation sur maërl de l'eau du captage G (EB : Eau Brute ; ET : Eau Traitée).....	109
Figure 47 : Concentrations en Al et turbidité dans les eaux de lavage du pilote de neutralisation utilisé in situ.....	110
Figure 48 : Concentrations en aluminium dissous de l'eau synthétique et du captage de Cisternes avant (initial) et après (final) exposition aux deux types de CAP et rendements d'élimination correspondants	115
Figure 49 : Isotherme d'adsorption du CAP GB916 dans l'eau synthétique	116
Figure 50 : Isotherme d'adsorption du CAP GB916 dans l'eau du captage de Cisternes	117

Tableaux

Tableau 1: Principaux minéraux alumineux du sol	4
Tableau 2 : Ouvrages suivis au cours de l'étude sur le secteur du plateau de Millevaches	18
Tableau 3 : Identification des drains suivis sur le massif du Maupuy.....	21
Tableau 4 : Identification des drains suivis au niveau du bois de Chardet.....	23
Tableau 5 : Identification des drains suivis au niveau de la forêt de Chabrières.....	24
Tableau 6 : Paramètres de la qualité physico-chimique suivis sur les différents captages étudiés	26
Tableau 7 : Comparaison des concentrations moyennes (\pm écart-type) en aluminium et des écarts de valeurs constatés (min/max) entre les deux périodes de mesures, sur échantillon d'eau filtrée.....	31
Tableau 8 : Valeurs obtenues pour les prélèvements du 12/11/19, du 10/12/19 et du 17/02/2020 sur le captage de Celle - Comparaison aux concentrations moyennes (\pm écart-type)	36
Tableau 9 : Teneurs moyennes (\pm écart-type) en nitrates sur la durée de l'étude (Secteur des monts de Guéret).....	62
Tableau 10 : Concentrations moyennes (\pm écart-type) en aluminium sur la durée de l'étude (Secteur des monts de Guéret).....	67
Tableau 11 : Bilan des observations et résultats obtenus sur les deux sites d'études.....	72
Tableau 12 : Présentation des sites d'échantillonnage de sols (géologie, occupation des sols) et liste des horizons prélevés.....	86
Tableau 13 : Composition moyenne de différents leucogranites du massif central et d'un échantillon de Gneiss de Lestards.....	97
Tableau 14 : Teneurs en Al et pH moyens des captages étudiés.....	104
Tableau 15 : Caractéristiques et compositions des matériaux filtrants étudiés	104
Tableau 16 : Principales caractéristiques des charbons actifs utilisés.....	114
Tableau 17 : Résultats de dimensionnement	118

Photos

Photo 1 : Vue aérienne du site de Drouillat – Coupe en 2017 de la parcelle de résineux situé dans l'environnement amont immédiat du captage	33
Photo 2 : Chablis au niveau du PPR des captages n°4, 5 (A) et 6 (B) avec dessouchage et mise à nu de galettes de sol (C) – Avril 2017.....	69
Photo 3 : Pilote de filtration utilisé en laboratoire.....	103

I. Introduction / contexte

L'aluminium est contenu naturellement dans une partie des roches et des sols à la surface de la terre où il représente en moyenne 8 % de la masse des matériaux. La frange Ouest du Massif Central, englobant en Région Nouvelle-Aquitaine le Nord du département de la Dordogne ainsi que l'ex territoire de la Région Limousin, à l'exception du bassin de Brive, est principalement située sur un socle géologique cristallin. Sous climat tempéré, l'altération de ce type de formation géologique amène principalement à la formation de sols brunifiés, notamment des sols bruns acides ou alocrisols, se caractérisant par un faible taux de bases échangeables (Na, K, Ca, Mg échangeables inférieur à 50% de la capacité d'échange cationique) et une quantité d'aluminium échangeable pouvant être importante. La mobilité de l'aluminium dans les sols ou vers les eaux peut être accrue en fonction de facteurs extérieurs naturels ou anthropiques.

Les facteurs anthropiques ont été fortement étudiés dans les années 90, car ils ont conduit à un fort dépérissement forestier ou à la mort de la vie aquatique (*Christophersen et al., 1990 ; Dambrine et al., 1998*). On citera les pluies acides dues aux rejets atmosphériques de l'industrie lourde ou encore la culture intensive de certaines espèces de résineux comme l'épicéa. Des études plus récentes incitent à penser que des facteurs naturels comme une forte pluviométrie, la présence de nombreuses zones humides à caractère acide (tourbières, prés paratourbeux, etc.) peuvent aussi augmenter la présence d'aluminium dans les eaux de surface (*Guibaud et Gauthier, 2003 & 2005*).

Si les eaux de surface présentent un caractère acide et sont peu minéralisées, ce qui est le cas des eaux issues des socles cristallins comme sur la frange ouest du Massif Central, l'aluminium reste en solution. Celui-ci peut être sous forme libre ou associé avec différentes forces à des ligands comme la matière organique naturelle, les fluorures, les phosphates et les nitrates.

Ainsi, la ressource en eau peut contenir « naturellement » plusieurs centaines de µg/L d'aluminium et dépasser la référence de qualité fixée à 200 µg/L (*Code de la Santé Publique, 2007*).

L'aluminium vis-à-vis de la santé humaine est suspecté d'être un facteur à risque de maladies neuro-évolutives comme la maladie d'Alzheimer (*Exley, 2007*), sans pour autant que cela ait été formellement démontré. Néanmoins les autorités sanitaires européennes (EFSA) ou françaises (ANSES) ont émis respectivement les recommandations suivantes vis-à-vis de l'exposition de l'Homme à l'aluminium : une dose tolérable hebdomadaire (DHT) fixée à 1 mg/kg/semaine (2008) et « poursuivre les efforts afin de réduire les contaminations et les

expositions » (*Rapport EAT 2, 2011*). De plus, devant ces incertitudes sur la nocivité de l'aluminium, plusieurs collectivités utilisant les sels d'aluminium pour éliminer les matières colloïdales des eaux de surface à potabiliser durant les traitements de coagulation-floculation, les ont substitués par des sels de fer.

Parallèlement à cet enrichissement des eaux en aluminium, la qualité de l'eau captée peut présenter d'autres dérives de qualités préjudiciables aux installations ou à la santé humaine. Ces dérives, mises en évidence par les suivis règlementaires de l'ARS, sont issues de facteurs naturels comme l'agressivité ou la radioactivité naturelle, ou anthropiques comme la présence de germes traceurs de contaminations fécales des eaux (*E. coli* ; Entérocoques) issus du pâturage des animaux (bovins, ovins) ou de systèmes d'assainissement trop près des captages.

Dans le contexte de zones fortement rurales avec un habitat dispersé important, l'alimentation en eau potable se fait souvent directement à partir de ressources à proximité immédiate des hameaux, l'eau étant généralement abondante et facile à capter en écoulement de sub-surface dans les premières dizaines de centimètres d'altérites (1 à 2 m de profondeur) ou parfois un peu plus profondément, sur la base inférieure de la couche d'altérité (4 à 8 m). Si techniquement il est possible de traiter ces 4 dérives de qualité (aluminium, agressivité, radioactivité, microbiologie), la multiplicité des petits captages et la gestion actuelle directe de l'eau potable par les petites communes implique une distribution de l'eau captée avec dans certains cas une simple désinfection à l'Eau de Javel (hypochlorite de sodium), mais la plupart du temps sans aucun traitement.

Dans ce contexte, à l'initiative du PNR Millevaches, une première étude a été financée par l'agence de l'eau Adour-Garonne et réalisée par le GRESE de l'Université de Limoges entre Novembre 2014 et Novembre 2015, en se focalisant sur une meilleure connaissance de la problématique liée à l'aluminium sur la partie corrèzienne du PNR Millevaches. Cette étude a été suivie par un comité de pilotage composé de l'Agence de l'eau Adour Garonne, l'ARS du Limousin représentée par l'UT19, le conseil départemental de la Corrèze, les EPTB Vienne et Dordogne, le PNR Millevaches, un représentant de la Mairie de Meymac et des chercheurs du laboratoire PEIRENE-eau (ex-GRESE).

Le PNR Millevaches et les autres acteurs impliqués dans la première étude ont émis la nécessité de poursuivre les investigations afin d'améliorer la connaissance de l'impact de la forêt et de ses pratiques modernes sur la ressource en eau. Ainsi, il a été décidé pour cette seconde étude d'élargir la zone d'investigation à celle qui avait été retenue en 2015, afin d'associer au projet de nouveaux acteurs locaux et de pouvoir accéder à un jeu de données plus important. C'est

pourquoi, en collaboration avec l'ONF, un suivi d'une vingtaine de drains de captages situés sur les Monts de Guéret a été mis en place à partir de 2017 jusqu'à début 2020. Ce secteur présente les mêmes caractéristiques géologiques que le plateau de Millevaches mais un intérêt fort vis-à-vis du contexte forestier local et de la pression qu'il pourrait exercer sur la qualité de l'eau captée.

Sur le secteur du Plateau de Millevaches, il a été décidé de poursuivre le suivi des sites investis au cours de la première étude, afin de renforcer la quantité de données vis-à-vis de ces captages. Ainsi, un suivi total de 3 ans (2018-2020) a permis de mesurer la trajectoire de des variations des teneurs en aluminium de ces eaux. Trois captages supplémentaires ont été rajoutés sur la commune de Tarnac, avec des taux en aluminium plus faibles, avoisinant les 200 µg/L, afin de comparer leur variabilité dans le temps par rapport à des captages fortement contaminés.

De plus, sur le secteur du PNR Millevaches, une étude de sol a été réalisée. Le but recherché était d'anticiper les dérives à partir de la relation qualité des sols - occupation des sols - teneurs en Al des eaux. Ainsi, à partir d'un jeu de données issu de prélèvements effectués dans le voisinage de 5 captages, une étude des mécanismes d'altération des sols a pu être effectuée avec pour objectif de définir les qualités suffisantes de sol qu'il faudrait maintenir à proximité des captages pour conserver une eau captée avec des teneurs en aluminium acceptables (*i.e.* inférieure à la référence de qualité).

L'aspect quantitatif a été abordé dans un des volets de la présente étude pour les deux secteurs suivis avec la mesure et la compilation des valeurs des débits des différents captages / drains suivis.

Une étude sur la mise en place d'un traitement de l'aluminium par reminéralisation ou neutralisation, adapté aux très petites unités de productions (< 10 m³/j) a été menée.

Enfin, un résumé de l'ensemble de l'étude a été établi sous la forme d'un « **Guide pratique** » pour la protection des petits captages d'eau potable, présentant les enseignements clés tirés de l'étude, ouvrant sur les bonnes pratiques sylvicoles et/ou agricoles à mettre en œuvre dans les périmètres de protection (PPI et PPR) mais aussi aux abords immédiats de ces derniers et faisant un rappel de la réglementation en vigueur régissant ce type d'ouvrage, tout comme à la responsabilité et au bon sens des acteurs du territoire. Ce guide, à vocation pédagogique, a pour principal but de sensibiliser les gestionnaires et opérateurs de terrain sur des secteurs notamment où les teneurs en aluminium n'excède pas encore la limite de qualité de 200 µg/L, afin de mettre en place une protection volontaire à proximité des ouvrages pour préserver à moindre coût la ressource en eau. Ce guide est disponible en *Annexe 1* du présent rapport.

II. Problématique générale de l'Aluminium

II.1. Source d'aluminium dans l'environnement humain et aquatique

II.1.a. Apport naturel

L'aluminium (Al) est le troisième élément chimique le plus abondant de la croûte terrestre (8%) après l'oxygène et le silicium. Il est le treizième élément du tableau périodique et appartient à la famille des métaux pauvres. L'aluminium est un réducteur fort qui, au contact de l'air, s'oxyde en alumine (Al_2O_3). Il possède deux degrés d'oxydation 0 et +III. Dans la nature, il se trouve essentiellement sous le degré d'oxydation +III. Il se trouve donc à l'état naturel sous forme de différentes combinaisons avec l'oxygène. Les minéraux principaux contenant de l'aluminium sont les aluminosilicates (cf. Tableau ci-dessous).

Tableau 1: Principaux minéraux alumineux du sol

Constituants	Exemples de formule chimique
Minéraux argileux	<i>Kaolinite</i> $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$
	<i>Vermiculites</i> $(\text{Mg,Ca})_{0,35}(\text{Mg,Fe,Al})_3(\text{Al,Si})_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2$
	<i>Smectites</i> $(\text{Na,Ca})_{0,3}(\text{Al,Mg})_2\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2$
	<i>Illite</i> $(\text{K})(\text{Al,Mg,Fe})_2(\text{Si,Al})_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2$ (illite)
	<i>Chlorites</i> $(\text{Fe,Mg,Al})_6(\text{Si,Al})_4\text{O}_{10}(\text{OH})_8$
<i>Feldspaths alcalins</i>	KAlSi_3O_8 (orthose)
	$\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$ (albite)
<i>Feldspaths plagioclases</i>	$\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$ (anorthite)
<i>Micas</i>	$\text{K}(\text{Mg,Fe})_3(\text{Al,Fe})\text{Si}_3\text{O}_{10}(\text{OH})_2$ (biotite)
	$\text{KAl}_2(\text{AlSi}_3\text{O}_{10})(\text{OH})_2$ (muscovite)

Les granites contiennent de nombreux micas et feldspaths. L'altération de la roche mère forme l'arène granitique puis, avec une dégradation plus avancée, des minéraux argileux et des oxyhydroxides. Cela explique la présence de l'aluminium dans les sols granitiques.

Différents paramètres accentuent la mobilité naturelle de l'aluminium des sols vers l'eau. Les facteurs anthropiques ont été fortement étudiés dans les années 90, car ils ont conduit à un fort dépérissement forestier ou à la mort de la vie aquatique comme en Europe du Nord ou en France dans le massif vosgien (Christophersen et al., 1990, Dambrine et al., 1998). On citera les pluies acides dues aux rejets atmosphériques de l'industrie lourde (combustion des énergies fossiles),

les dépôts secs atmosphériques issus de l'industrie ou de l'urbanisation, ou encore la sylviculture avec des rotations rapides de certaines espèces comme l'Epicéa.

Des études plus récentes incitent à penser que des facteurs naturels comme une forte pluviométrie, la présence de nombreuses zones humides à caractère acide et riches en matières organiques (tourbières, prés paratourbeux, etc.), la géochimie des zones humides avec les phases d'oxydation et de réduction du fer, peuvent aussi augmenter la mobilité de l'aluminium des sols vers les eaux naturelles (Guibaud et Gauthier, 2003 & 2005).

II.1.b. Apport anthropique

L'aluminium est extrait de la bauxite sous forme d'alumine (Al_2O_3), puis l'alumine est réduite par électrolyse sous forme d'aluminium pur. Il est utilisé en grande partie pour la fabrication d'alliage (Alpax, Duralumin), pour ses propriétés physico-chimiques (léger et inaltérable à l'air humide), matériaux pour l'aéronautique, l'automobile et la construction navale et ferroviaire.

L'aluminium est entré dans le quotidien de tous : papier d'aluminium, canette en aluminium, ustensile de cuisine, cadre de fenêtre, etc. Il entre également sous forme d'hydroxydes dans la composition de certains produits cosmétiques, tels que les anti-transpirants et les dentifrices. Pour le domaine qui nous concerne, il est surtout utilisé sous forme polymérisée (polychlorosulfates) en tant que coagulant pour la potabilisation de l'eau.

Cette omniprésence de l'aluminium dans l'environnement humain, nous pousse à savoir quels sont ses impacts sur la santé.

II.2. Propriétés de l'aluminium dans les eaux : sa spéciation

La spéciation de l'aluminium correspond aux différentes formes dans lesquelles il peut se trouver dans les conditions du milieu (pH, température, organismes vivants, composition du sol, de l'eau, etc.). Selon sa forme, il n'aura pas la même incidence sur le milieu.

L'aluminium est présent dans les eaux naturelles sous forme de particules d'argiles insolubles en suspension et de sels solubles et insolubles. La **Figure 1** résume les différentes formes de l'aluminium pouvant être retrouvées dans les eaux naturelles. Leur grand nombre montre la complexité de la chimie de l'aluminium dans l'eau. Toutes ces formes de l'aluminium sont présentes dans les eaux de percolation. Lorsque l'aluminium est en solution, il influence fortement la qualité chimique et biologique des eaux.

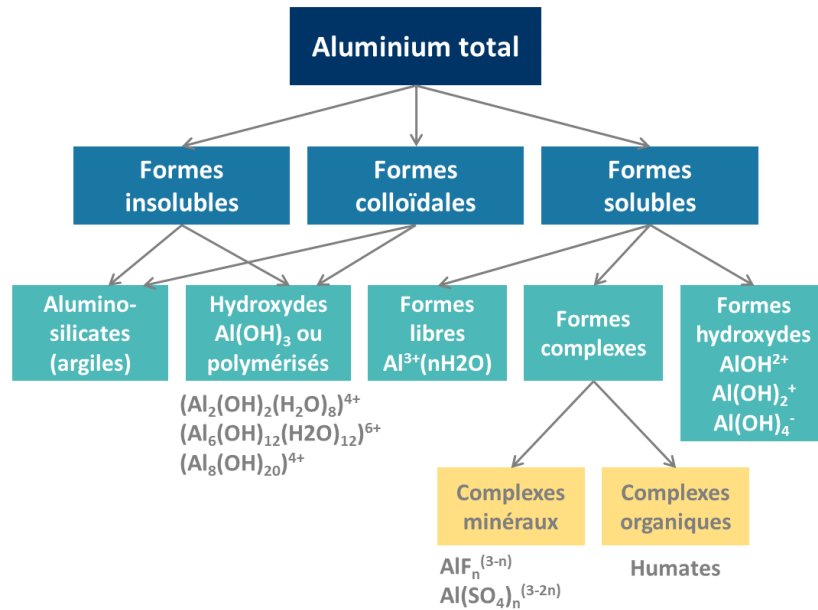


Figure 1 : Formes particulières et solubles de l'aluminium dans l'eau (Rosin et al.,1990)

Dans les eaux naturelles, la forme dite « libre » de l'aluminium (Al^{3+}) est capable de s'associer (par des mécanismes d'adsorption) à la surface des colloïdes (particules de taille de l'ordre de 10^{-9} m à 10^{-7} m) tels que les minéraux argileux ou la matière organique. Ainsi, il s'agit de la forme la plus mobile de l'aluminium.

Par ailleurs, l'aluminium est capable de se complexer avec les ions fluorures (F^-), hydroxydes (OH^-), sulfates (SO_4^{2-}) et phosphates (PO_4^{3-}) ainsi qu'avec les composés organiques solubles.

La présence de ces différentes formes est conditionnée principalement par le pH.

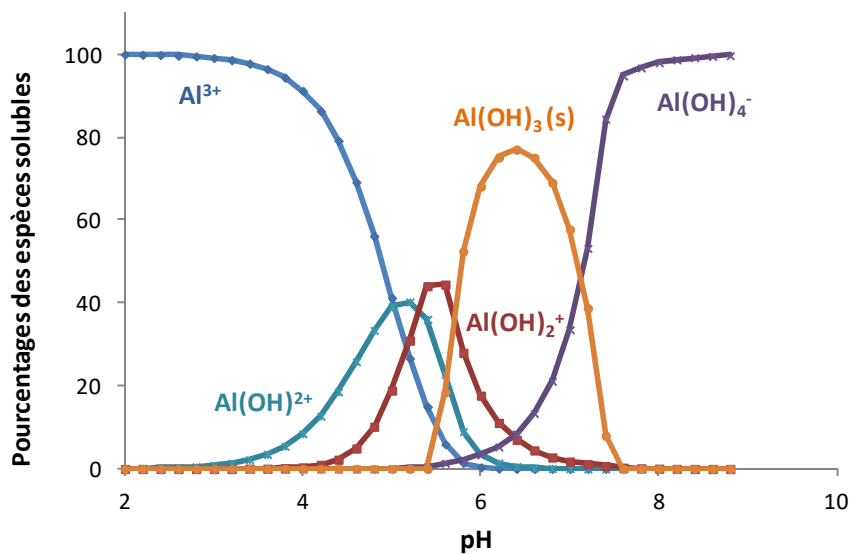


Figure 2 : Diagramme de répartition des espèces hydrolysées de l'aluminium en fonction du pH. Concentration totale en Al = 0,5 mg/L

D'après la **Figure 2**, lorsque le pH devient supérieur à 4, l'aluminium libre (Al^{3+}) réagit avec les ions hydroxydes (OH^-), dont la concentration augmente avec la valeur de pH. Il forme alors des hydroxydes d'aluminium au fur et à mesure que le pH augmente ($\text{Al}(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}(\text{OH})_3$) jusqu'à précipitation sous forme d'aluminium solide amorphe $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s})$, puis forme des espèces anioniques tel que $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ quand $\text{pH} > 7$.

Le pH contrôle la solubilité ou la mise en solution de l'aluminium dans une eau pure. Or en contexte naturel, il existe une grande diversité de particules, de molécules et d'ions (organiques et minéraux) qui peuvent influencer les quantités d'aluminium en solution. En effet, l'aluminium a la capacité de s'adsorber sur la surface des particules, ou de se complexer avec des anions et avec la matière organique. Ces phénomènes de complexation et d'adsorption conditionnent la spéciation de l'aluminium en milieu naturel, et ainsi sa mobilité et sa toxicité.

II.3. Exposition et toxicité chez l'homme

II.3.a. Exposition

En 2014, l'EFSA estime que la dose hebdomadaire tolérable provisoire (DHTP) est de 1mg/kg/semaine. Néanmoins, l'étude EAT 2 (Etude de l'Alimentation Totale publiée par l'ANSES, 2011) menée par l'Anses a montré que l'exposition moyenne française était en dessous de cette DHTP.

En effet, elle a pu estimer l'exposition moyenne de la population française à 0,28 mg/kg/semaine chez les adultes, et 0,42 mg/kg/semaine chez les enfants (de 3 à 17 ans). Après examen de l'ensemble des données de cette étude, il a été relevé que seulement 0,2% des adultes dépassent la DHTP contre 1,6% chez les enfants. Cependant, dans son rapport EAT 2 (2011) à la page 43, l'ANSES affirme par rapport à l'aluminium dans l'alimentation qu'« il convient donc de poursuivre les efforts afin de réduire les contaminations et les expositions.»

Il existe trois modes d'expositions :

- **par ingestion** : via l'alimentation (conservateur, colorant, additif...), l'eau de boisson et certains médicaments ;
- **par inhalation** : essentiellement en milieu industriel via les fumées et les poussières ;
- **par voie cutanée** : via les pommades, les anti-transpirants, les crèmes solaires, etc.

Une fois dans le corps l'aluminium ne subit aucun métabolisme, i.e. il n'est pas transformé. Il est éliminé selon l'INERIS à 83% par les urines et à 1,8% dans les fèces. Son absorption gastro-intestinale est faible : de 0,1 à 1%.

L'aluminium se fixe principalement dans les os, le foie, les testicules, les reins, le cerveau. Les valeurs physiologiques varient de 1,1 à 1,9 µg/L dans le plasma, de 1 à 3 µg/g (poids humide) dans le foie, de 1 à 3 µg/g (poids sec) dans la matière grise cérébrale et de 56 à 215 mg/kg (poids sec) dans les poumons selon l'INERIS.

II.3.b. Ingestion et diffusion

II.3.b.1 Alimentation

Les aliments contiennent naturellement de l'aluminium mais les teneurs peuvent être augmentées dans les produits transformés par l'emploi de différents additifs qui contiennent de l'aluminium et/ou contaminés par des emballages en aluminium. Selon un rapport de l'INERIS (2005), l'alimentation serait à 95% responsable de l'exposition à l'aluminium.

L'aluminium sous sa forme libre Al^{3+} est la plus mobile et la plus toxique. L'absorption de l'aluminium par ingestion peut être augmentée s'il est ingéré avec des acides carboxyliques tels que l'acide citrique et l'acide lactique. En effet, ces acides facilement assimilables par le corps sont des complexants de l'aluminium ainsi ils peuvent servir de transporteur actif de l'aluminium.

II.3.b.2 Eau de boisson

Il existe une référence de qualité, de **200 µg/L** pour l'eau potable (*Code de la Santé Publique, 2007*). Cette valeur correspond à moins de 3% de la dose hebdomadaire tolérée.

Cette référence permet d'estimer le bon fonctionnement de la filière de traitement. En effet, l'aluminium est utilisé principalement sous forme de polymères d'aluminium, de formule générale $Al_n(OH)_n(Cl)_p(SO_4)_q$, pour la coagulation-floculation. Des dépassements peuvent être tolérés si :

- ils sont temporaires, des mesures correctives sont prises pour rétablir la qualité de l'eau ;
- il n'existe aucun autre moyen raisonnable de maintenir la distribution d'eau ;
- il est fixé et appliqué une valeur limite dérogatoire assurant le respect de la santé publique pendant cette période.

II.3.b.3 Produits pharmaceutiques

Pour soulager les brûlures d'estomac, un antiacide est souvent utilisé. Composé de substances basiques, ce médicament agit localement en neutralisant les acides sécrétés par l'estomac. Ces substances basiques sont souvent des hydroxydes de magnésium et/ou des hydroxydes d'aluminium car ces derniers possèdent un caractère basique relativement faible. Une étude menée par *Pineton de Chambrun (2014)* a montré qu'ils pouvaient entraîner des inflammations intestinales.

L'eau de dialyse et les vaccins peuvent constituer un moyen de contamination car ils contiennent une quantité non négligeable d'aluminium.

II.3.b.4 Voie cutanée

L'exposition par voie cutanée se fait essentiellement via les cosmétiques. En effet, selon une étude d'*Excley en 2013*, l'utilisation d'anti-transpirant exposerait chaque jour l'utilisateur à environ 2 g d'aluminium, cela peut monter à 5 g avec l'utilisation de crème solaire.

II.3.c. Toxicité

II.3.c.1 Toxicité aiguë

Elle survient pour de fortes doses. Chez l'homme les cas d'intoxications aiguës par voie orale sont rares, souvent accidentels ou suicidaires par ingestion de phosphore d'aluminium (rodenticide). L'aluminium peut provoquer des œdèmes pulmonaires, tachycardies, hypotensions, dysfonctionnements hépatiques, protéinuries, anuries (*INERIS, 2005*). Néanmoins il n'est pas certain que ces altérations soient uniquement dues à l'aluminium.

II.3.c.2 Toxicologie chronique

Dans le cadre de cette étude, les doses d'aluminium retrouvées dans les captages ne pourraient engendrer qu'une toxicité chronique.

Inhalation :

Des cas de fibroses ont été décelés chez des personnes exposées à des poussières et poudres d'aluminium. Cependant, il est très probable que la fibrose soit due à l'exposition concomitante à d'autres composés, comme la silice.

Il a été observé chez des soudeurs exposés à de l'aluminium une augmentation des cas de bronchite chronique, mais il est difficile de relier cette pathologie à l'aluminium car ils sont également exposés à du fer et de l'acier inoxydable.

Des travailleurs d'une fonderie exposés pendant au moins 6 ans à des concentrations de 4,6 à 11,5 mg/m³ d'aluminium montrent, par rapport à un groupe témoin, une altération significative des tests de performance évaluant le temps de réaction et la coordination oculomotrice. Cependant parmi les nombreuses études disponibles, le manque d'un suivi adéquat de l'exposition et les différents types d'expositions possibles à l'aluminium rendent difficile la comparaison et la conclusion quant au potentiel neurotoxique de l'aluminium inhalé chez les travailleurs (INERIS, 2005).

Ingestion :

L'aluminium est suspecté de jouer un rôle dans la maladie d'Alzheimer. En effet, sur 13 études épidémiologiques recensées par *Flaten (2001)* examinant l'association potentielle entre l'exposition orale à l'aluminium via l'eau de boisson et la maladie d'Alzheimer, 9 ont montré statistiquement un lien. Une autre étude de *Forbes et McLachlan (1996)* suggère que la relation entre la maladie d'Alzheimer et la présence d'aluminium dans l'eau de boisson pourrait exister à de hauts niveaux d'exposition pour des concentrations supérieures à 1 mg/L.

Selon l'INERIS (2005), d'autres pathologies neurologiques comme la sclérose latérale amyotrophique ou la démence parkinsonienne ont pu être reliées à l'accumulation d'aluminium dans le cerveau. Cependant, le lien entre l'ingestion d'aluminium et ces différentes pathologies reste contradictoire en fonction des études menées.

Milieu hospitalier :

De nombreux cas d'encéphalopathie (problèmes d'élocution, développement de démences...) ont été décelés chez des insuffisants rénaux subissant des dialyses avec une eau de dialyse ayant une concentration en aluminium supérieur à 200 µg/L. Néanmoins rien n'a été observé chez des patients traités avec une concentration inférieure à 50 µg/L. L'aluminium peut être responsable d'ostéomalacie (décalcification osseuse), chez des insuffisants rénaux traités avec de l'hydroxyde d'aluminium à des teneurs supérieures à 30 µg/L (INERIS).

III. Acquis de la première étude (Suivi 2014-2015)

Face aux problématiques posées par la présence de l'aluminium, abordées ci-dessus, et suite aux constats faits sur les teneurs en aluminium de la ressource en eau potable par une partie des différents acteurs intervenants sur le territoire du plateau de Millevaches, une première étude fût menée à l'initiative du PNR Millevaches et le laboratoire de l'université de Limoges PEIRENE (ex-GRESE) avec le financement de l'agence de l'eau Adour Garonne. Cette dernière, réalisée en partenariat avec l'ARS du Limousin, le Conseil Départemental de la Corrèze, la Mairie de Meymac, EPIDOR et l'EPTB Vienne, a porté sur le suivi de 6 captages d'AEP sur le plateau de Millevaches sur une période d'un an (de novembre 2014 à novembre 2015), en mettant en place un suivi hebdomadaire à bimensuel. En effet, les eaux acides du plateau de Millevaches (départements 19-23-87) mettent en circulation une partie de l'aluminium des sols qui se retrouve dans les ressources utilisées pour l'eau potable. C'est dans ce contexte que le choix des captages suivis s'est porté sur ceux de Drouillat et Geneyte (commune de Peyrelevade), Cisternes (commune de Saint-Sulpice-les-Bois), Celle (Commune de Meymac), Fonfreyde (commune de Bonnefond) et le captage du bourg de la commune de Lestards.

En amont des investigations terrain, une synthèse des teneurs en aluminium retrouvées dans les eaux des captages de la partie Corrèzienne du PNR Millevaches avait été réalisée. La faible quantité de données disponibles n'avait pas permis une étude statistique robuste. En effet, l'Arrêté du 11 janvier 2007 relatif au programme de prélèvements et d'analyses du contrôle sanitaire pour les eaux fournies par un réseau de distribution prévoit un prélèvement tous les cinq ans pour une ressource d'eau souterraine ayant un débit inférieur à 100 m³/j. Néanmoins, quelques indicateurs avaient été calculés : 21 communes concernées par des captages dépassant la référence de qualité de 200 µg/L pour l'aluminium, 15 UDI (zone de distribution d'une eau de qualité homogène) sur 54 présentant des non-conformités pour le paramètre Al soit 27,8%, représentant 6,2% de la population corrèzienne permanente du PNR Millevaches concernée par la problématique Al (environ 1 400 résidents permanents).

Au préalable de l'interprétation des résultats obtenus, il paraissait important d'évaluer l'impact du réseau de distribution sur la qualité physico-chimique des eaux. Ainsi pendant 9 mois, la qualité de l'eau prélevée à la fontaine publique du bourg de Lestards a été comparée à celle du captage. Tous les paramètres suivis étant similaires, la conclusion, dans ce cas, était que le réseau de distribution de quelques centaines de mètres de long n'entraîne pas de modifications

significatives sur la qualité physico-chimique des paramètres suivis au cours de l'étude, entre les eaux du captage et celles du point de distribution.

L'étude de la qualité des eaux des captages a révélé qu'elles sont acides (pH autour de 5) et peu minéralisées (conductivité électrique de 25 à 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$; TAC de 0,3°f et THCa de 0,2 à 0,6°f), ce qui est en accord avec la géologie cristalline locale. Sur la période de mesure, ces paramètres varient peu. L'agressivité de ces eaux peut entraîner dans le temps des détériorations des installations de captage et de distribution et mettre en circulation des éléments chimiques issus des matériaux de ces installations.

Les teneurs en aluminium des 6 captages choisis, à l'exception de ceux de Celle à Meymac et du Bourg à Lestards dépassent systématiquement la référence de qualité de 200 $\mu\text{g}/\text{L}$. Les valeurs les plus élevées sont enregistrées sur les captages de Cisternes à Saint-Sulpice-Les-Bois (500-600 $\mu\text{g}/\text{L}$) et Drouillat à Peyrelevade (400-500 $\mu\text{g}/\text{L}$). Sur les 6 premiers mois de mesures, les concentrations en Al varient assez peu sur les captages suivis à l'exception de celui du Bourg à Lestards. Par la suite, les variations d'aluminium fluctuent en lien avec le marnage de l'eau dans les couches de sol qui peuvent, suivant leur niveau d'altération, libérer plus ou moins d'aluminium.

On rappellera que l'aluminium retrouvé dans l'eau des captages est d'origine naturelle (issu des sols) et que de nombreux facteurs naturels et anthropiques influent sur sa mobilité des sols vers l'eau et vice-versa. Ce travail a montré le rôle central du sol du champ captant dans les teneurs en aluminium retrouvées dans les eaux. Une limitation de leur acidification tend à limiter le transfert de l'aluminium du sol vers l'eau. Les facteurs naturels comme le couvert végétal (forêt ou prairie), la pluviométrie, la température (gel-dégel) et la présence de zones humides expliquent quant à eux les variations des concentrations que l'on peut constater le long d'une année dans ce type de captage d'eau de sub-surface. En effet, ces facteurs contrôlent fortement la battance de la nappe dans le sol la mettant en contact avec des horizons libérant plus ou moins d'aluminium. L'identification de ces facteurs d'influence pourrait être utilisée pour optimiser les campagnes de surveillance réglementaire de la ressource en eau.

Le suivi d'un an confirme les quelques données disponibles au niveau des ARS du Limousin dans le cadre du suivi réglementaire des eaux destinées à la consommation humaine. Ainsi les personnes consommant les eaux des captages suivis peuvent ingérer une quantité supplémentaire d'aluminium faisant passer la part contributive de l'eau de boisson de 2,8% (200 $\mu\text{g}/\text{L}$) à 5,6% (400 $\mu\text{g}/\text{L}$) ou encore 7% (500 $\mu\text{g}/\text{L}$). Il est impossible, au vu des nombreuses études, parfois contradictoires, de cerner l'impact sur la santé que peut avoir cette exposition supplémentaire à l'aluminium via l'eau de boisson, la seule chose certaine étant que si des effets

devaient en découler, ce serait sur le long terme (exposition chronique). Cependant, dans son rapport EAT2 (2011), l'ANSES recommande de continuer à limiter les sources d'exposition à l'aluminium pour l'Homme et donc la limitation de l'exposition par l'eau de consommation va dans ce sens.

Des traitements des dérives de qualités comme l'Al sont envisageables techniquement, mais le contexte local (*i.e.* petit captages) implique un manque de moyens financiers, techniques et de structurations et constitue un verrou important. A ce niveau, les retours d'expériences d'autres secteurs de France touchés par cette problématique (Morbihan, Vosges, etc.) entrevus via l'interrogation de plusieurs UT d'ARS sont à étudier pour savoir ce qui pourrait être applicable au secteur d'étude : abandon de captage, possibilité de correction du paramètre par dilution, neutralisation du CO₂ agressif, etc. Un autre axe de travail envisageable pour lutter contre cette dérive de qualité du fait de l'origine de l'Al est la préservation de la qualité des sols à proximité immédiate des captages. En effet, les sols de la région, s'ils peuvent libérer de grandes quantités d'aluminium sous certaines contraintes, sont aussi capables d'en fixer de grandes quantités s'ils sont préservés. Cette piste de travail, à priori peu coûteuse, peut-être à envisager.

Cette première étude a permis d'apporter d'autres éléments de caractérisation des eaux des captages, comme le suivi des teneurs en carbone organique. Concernant les valeurs en Carbone Organique Dissous (COD) des eaux, assimilable au Carbone Organique Total (COT) dans le cas d'eaux sans particules, on note très peu de dépassements de la référence de qualité fixée à 2 mg/L de C.

Enfin, concernant les éléments métalliques et métalloïdes, les teneurs mesurées en As, Fe et, dans une moindre mesure, en Mn n'appellent pas de commentaires particuliers. Toutefois, au niveau de la teneur en Mn de certains captages (Drouillat, Peyrelevade, Bourg et Lestards), les teneurs sont proches de la référence de qualité de 50 µg/L, avec quelques valeurs en dépassement sur le captage de Drouillat à Peyrelevade.

V. Contexte général de l'étude

La présente étude porte sur le suivi de captages d'AEP répartis sur deux localisations distinctes de l'ex-région Limousin, à savoir trois massifs forestiers aux alentours immédiats de la commune de Guéret (Creuse 23) et la partie corrézienne du plateau de Millevaches (communes de Peyrelevade, Saint-Sulpice-les-Bois, Meymac, Bonnefond, Lestards et Tarnac - Corrèze 19). L'extension de l'étude dans les Monts de Guéret, sur des territoires gérés par l'ONF, permet d'avoir des données fiables sur la forêt et son exploitation ainsi que des renseignements sur chaque captage. Même si sur ce secteur, toutes les eaux captées sont acheminées vers une usine de traitement avant distribution, l'étude de la qualité des eaux est réalisée en sortie de chaque captage comme dans le contexte du plateau de Millevaches.

V.1. Géologie et hydrogéologie

La région Limousin est implantée sur un domaine géologique très diversifié (cf. **Figure 3**). Elle est constituée par deux entités fondamentalement différentes : le socle cristallin du Massif central, largement dominant en superficie (93%) et les sédiments du Bassin aquitain. Le socle cristallin est constitué de roches métamorphiques ou magmatiques recouvrant une large gamme de lithologies. Il s'agit essentiellement de micaschistes, de gneiss et de formations granitiques intrusives. Ces roches sont organisées en grandes unités structurales qui soulignent cette partie de la chaîne hercynienne d'Europe. L'unité la plus ancienne est constituée essentiellement de micaschistes et souligne les grandes zones de failles du Limousin. Viennent ensuite par-dessus les unités métamorphiques des gneiss des grands charriages hercyniens. Ce bâti métamorphique hercynien recoupé par des intrusifs granitiques se rencontrent surtout à l'est de la faille d'Argentat, au sein de massifs tels que celui de Guéret, du plateau de Millevaches et du complexe granitique de Saint-Sylvestre.

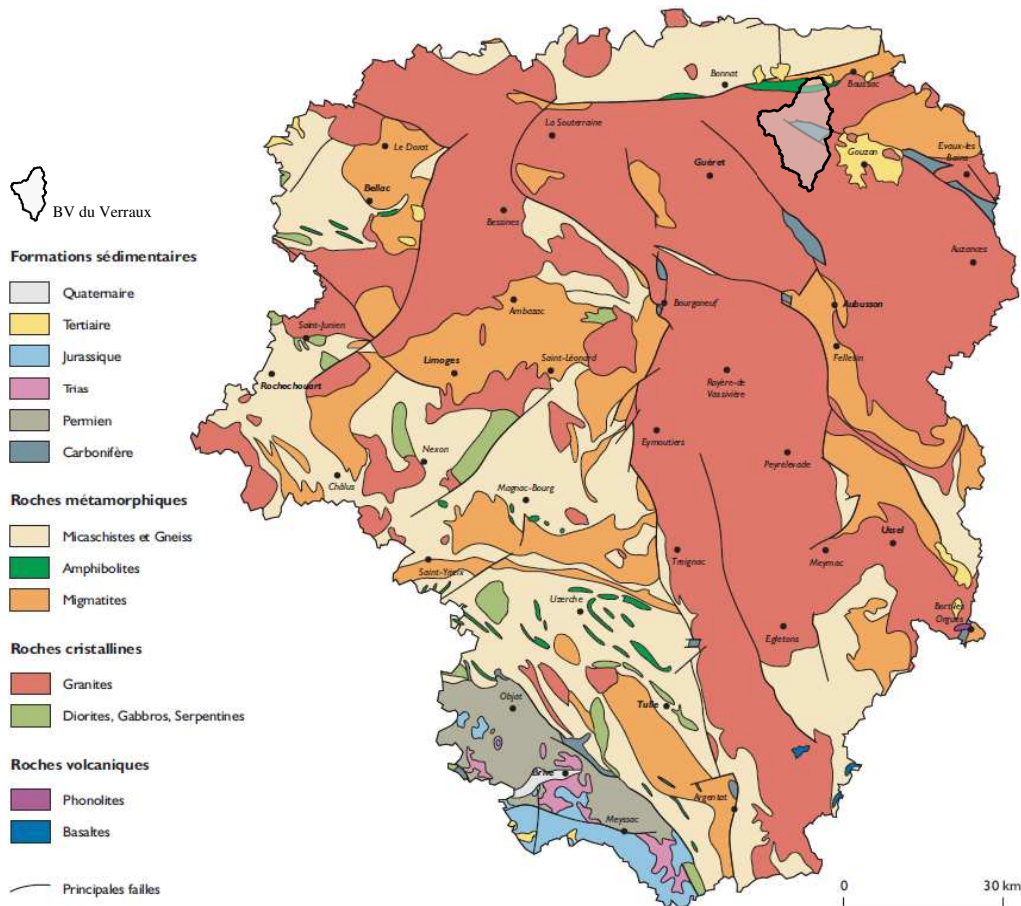


Figure 3 : Carte géologique simplifiée du Limousin (Source : Direction Régionale de l'Environnement du Limousin)

Les ressources aquifères sont relativement faibles dans ce type de formation géologique où prédominent les granites et les leucogranites, caractéristiques des vieux massifs hercyniens. Sur le plan hydrogéologique, les potentialités en eau souterraine sont associées à deux types d'aquifère bien identifiés :

- ✓ *Zone supérieure des composés d'arènes ou zone des altérites.* Elle est formée de matériaux sablo-argileux, meubles, de granulométrie variable, souvent plus grossière vers la base. Les eaux superficielles s'y infiltrent, formant une nappe exploitable, perchée et discontinue, vulnérable aux pollutions de surface.
- ✓ *Zone inférieure du socle.* Elle est formée de roches imperméables mais affecté par des fissures ouvertes dans lesquelles les eaux circulent et s'accumulent, pouvant se transformer en une nappe discontinue, moins sensible aux pollutions de surface.

V.2. Pédologie

Les secteurs étudiés présentent une dominante d'alocrisols, qui sont des sols acides, développés à partir d'altérites de grès, de schistes ou de roches cristallines modérément acides, que l'on observe le plus souvent sous forêts ou végétation naturelle (référentiel pédologique, 2008). Ils ont la particularité d'être dominés par la présence de composés minéraux de l'aluminium donc pouvant passer en solution. Ces sols présentent un taux de saturation inférieur à 30% et l'aluminium représente entre 20 et 50% de leur capacité d'échange cationique (CEC). L'aluminium lié à la matière organique et à la phase minérale avec laquelle la solution du sol est en contact, va être entraîné par l'eau qui percole (lessivage du sol). La complexation de l'aluminium avec des molécules organiques de petites tailles ou avec des ions inorganiques (phosphates, sulfates, fluorures) va faciliter la migration de l'aluminium dans les eaux.

Concernant plus spécifiquement le plateau de Millevaches, les zones humides (ZH) ont une place prépondérante dans la spéciation de l'aluminium. Elles se caractérisent par des eaux stagnantes, avec un pH variant en fonction du marnage de l'eau et des changements de potentiel redox. Sur ce territoire, les tourbières sont acides et à sphaignes. Les végétaux caractéristiques des zones humides peuvent intervenir sur l'acidité du milieu. En effet, les plantes telles que les sphaignes sont capables de libérer par leurs racines des protons (H^+) pour altérer la roche. Cette attaque a pour but de récupérer les nutriments nécessaires à leur développement mais entraîne dans le même temps l'acidification du sol. Ainsi, l'aluminium peut être remobilisé au gré des conditions climatiques et de l'écosystème. Sur les 89 300 ha du plateau de Millevaches, 6 100 ha sont des zones humides, soit 6,8 % de la surface du parc naturel, avec une superficie moyenne de 6 800 m².

V.3. Climatologie

Le climat du territoire de l'ex-région Limousin est de type océanique, voire légèrement montagnard du fait du relief du Massif central situé à l'est du territoire. Ainsi, le plateau de Millevaches comme les Monts de Guéret présentent un climat influencé par l'océan Atlantique et le relief, plutôt frais et humide en hiver, avec des précipitations abondantes voire des chutes de neiges possible jusqu'en avril. La pluviométrie du plateau est largement supérieure à la moyenne nationale avec plus de 1 400 mm/an en moyenne. Elle est également importante au niveau des Monts de Guéret avec une moyenne proche de 1 000 mm/an.

V.4. Couvert végétal et sylviculture

La sylviculture est une activité économique majeure de l'ex-région Limousin, avec une surface de 585 000 ha de surface boisée (données *haute-vienne.gouv*, 2013). En l'espace d'un siècle, avec l'exode rural et la déprise agricole, la forêt limousine s'est considérablement étendue pour passer d'une surface de 9% du territoire régional à la fin du 19^{ème} siècle à près de 35% de nos jours. Historiquement constituée de feuillus (chênes, châtaigniers et hêtres), elle s'est diversifiée au cours de la deuxième moitié du 20^{ème} siècle avec la forte progression des plantations de conifères encouragées par le Fonds Forestier National. Si aujourd'hui les feuillus occupent 70% de la surface boisée de la région (en particulier le chêne, pédonculé et rouvre, pour plus de 40% de la forêt limousine), les résineux ont une forte marge de progression et le douglas constitue pour les professionnels de la filière une valeur d'avenir. Ainsi chaque année, la production biologique de bois, c'est-à-dire l'accroissement en m³ des 585 000 ha de forêt limousine, est de 4,8 millions de m³. Cette situation est principalement due à la jeunesse des peuplements résineux.

Ces forêts de résineux peuvent favoriser l'acidification des sols par des apports en matière organique important, du fait de la décomposition de leurs aiguilles, de la densité d'arbre et de la rotation plus rapide de leur culture. La respiration des racines et des micro-organismes entraîne la libération de CO₂ qui est également une source de protons (**Figure 4**). Le CO₂, en contact avec la solution du sol, va former de l'acide carbonique (H₂CO₃) libérant ainsi des protons et des hydrogencarbonates.

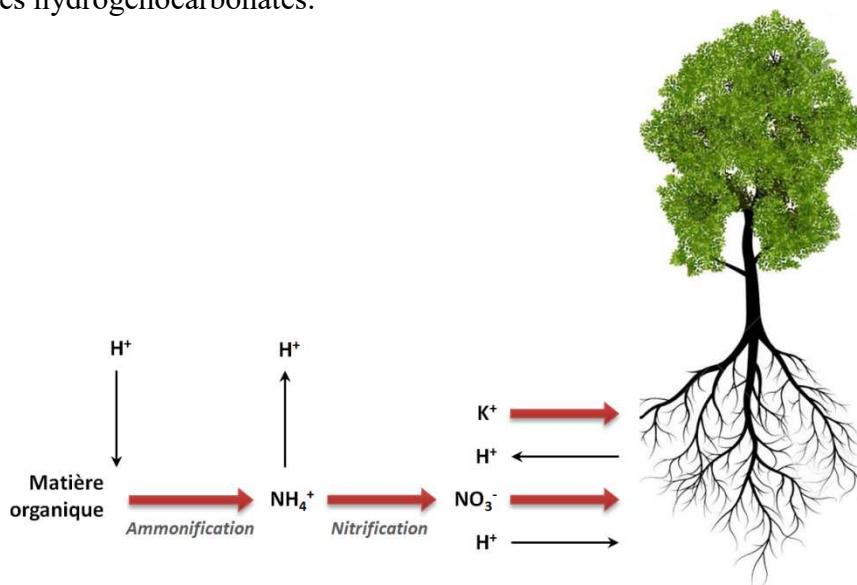


Figure 4 : Absorption et libération de protons dans le système sol-plante et dans les processus d'ammonification et de nitrification.

Sur les secteurs étudiés, la libération d'aluminium par les sols et sa présence dans les eaux peuvent être favorisées par des conditions géologiques, pédologiques et sylvicoles particulières. En effet, certains contextes géologiques entraînent la libération d'acide silicique (Si(OH)₄) qui contribue à donner au milieu son caractère acide. L'aluminium est alors davantage disponible et donc mobilisable à des pH faibles (< 5,5). Ainsi, de par leur propension à générer des eaux acides, certains contextes géologiques et sylvicoles seront plus propices à la libération d'aluminium.

VI. Contexte AEP : présentation des captages suivis et déroulement de l'étude

VI.1. Poursuite du suivi sur le plateau de Millevaches

Le suivi réalisé au cours de la précédente étude (de novembre 2014 à novembre 2015) a été poursuivi dans le cadre de la présente étude et renforcé par le rajout de trois nouveaux points de prélèvement situés sur la commune de Tarnac. Ainsi, sur le secteur du plateau de Millevaches, 9 captages ont fait l'objet d'un suivi depuis janvier 2018 (et depuis mai 2018 pour les 3 captages de Tarnac) avec une fréquence d'environ 10 prélèvements/an et ce jusqu'à fin 2020. Le **Tableau 2** identifie les différents ouvrages suivis au cours de l'étude et leur environnement naturel amont immédiat.

Tableau 2 : Ouvrages suivis au cours de l'étude sur le secteur du plateau de Millevaches

Commune	UDI	Code ouvrage	Nom captage	Nb hab. desservis*	Environnement amont immédiat (200 m)
Peyrelevade	Besassas	019000811	Source de Geneyte (puits)	10	Prairie + Zone Humide
	Drouillat	019000809	Font Vieille - Source du Drouillat	16	Forêt (Douglas) + Parcelle <u>récemment</u> déboisée (Epicéas, replantée en mélèzes)
Saint-Sulpice -les-Bois	Cisternes	019000277	Puy Clamoudet	14	Forêt (feuillus + mélange de résineux dont Douglas)
Meymac	Celle	019000762	Celle	111	Prairie
Bonnefond	Chadebec	019000053	Font Freyde	21	Forêt (ouverte de conifères purs + jeunes peuplements) + Prairie + Zone Humide
Lestards	Lestards Bourg	019001215	Bourg	65	Forêt (jeunes peuplements + Douglas adultes)
Tarnac	Orliac	019001661	Orliac	40	Forêt de résineux + Ancienne zone déboisée + Zone humide
		019001659	Goutte Nègre 1	194	Forêt de feuillus et Douglas adultes + Ancienne zone déboisée + Zone humide Captages de part et d'autre d'un ruisseau (à 10-15m)
		019001660	Goutte Nègre 2		

* Données ARS

VI.2. Suivi de plusieurs captages sur le secteur des Monts de Guéret

VI.2.a. Situation de l'alimentation en eau potable sur la Communauté d'Agglomération du Grand Guéret

La ressource en eau potable de la CA du Grand Guéret provient essentiellement de captages situés en forêt. Pour répondre aux besoins des 13 000 abonnés concernés, la consommation annuelle est de 1,5 Mm³ dont 85% proviennent de drains (plus de 140) alimentant 50 captages situés en forêt, le reste étant pompé en rivière et dans les retenues d'eau (*Données ONF - Drouillard, 2014*).

Ces captages, situés en forêt, ont fait l'objet pour la plupart d'entre eux de procédures de Déclaration d'Utilité Publique (DUP). Des périmètres de protection immédiats (PPI) et rapprochés (PPR) ont été délimités par des hydrogéologues agréés. Cependant, ces captages restent vulnérables aux activités humaines, en particulier dans les PPR représentant souvent des surfaces de quelques hectares non matérialisées.

Les suivis réglementaires de l'ARS ont mis en évidence des dérives de qualité pouvant être préjudiciables aux installations ou à la santé humaine comme la présence d'aluminium, de nitrates et l'agressivité des eaux. Dans ce contexte, un suivi qualitatif et quantitatif a été mis en place depuis 2017 sur une vingtaine de captages alimentant en partie la Communauté d'Agglomération du Grand Guéret en collaboration avec l'ONF, l'ARS de la Creuse et le laboratoire PEIRENE (ex GRESE). Ce suivi a perduré jusqu'au premier trimestre 2020.

Le contexte forestier local laisse à penser que celui-ci pourrait exercer une pression sur la qualité de l'eau captée. En effet, les conséquences de la planification forestière à l'échelle d'un massif restent inconnues. De façon générale, les aménagements forestiers prévoient le renouvellement des peuplements arrivant à maturité. Des travaux tels que des coupes rases avec mise à nu des sols, des arrachages de souches, des rangements de rémanents de coupe ou des plantations peuvent être programmés à l'intérieur des périmètres de protection rapprochés.

Des interrogations peuvent être soulevées concernant l'impact de cette exploitation forestière sur la qualité de l'eau brute captée à proximité. Ce suivi a ainsi pour objectif d'établir certaines préconisations relatives aux pratiques sylvicoles à proximité des zones de captages dédiés à l'alimentation en eau potable.

VI.2.b. Localisation des différents captages suivis

Dans le cadre de la présente étude, les captages ayant fait l'objet d'un suivi sont situés sur trois massifs forestiers des Monts de Guéret, à savoir le Maupuy, la forêt de Chabrières et le bois de Chardet (cf. *Figure 5*).

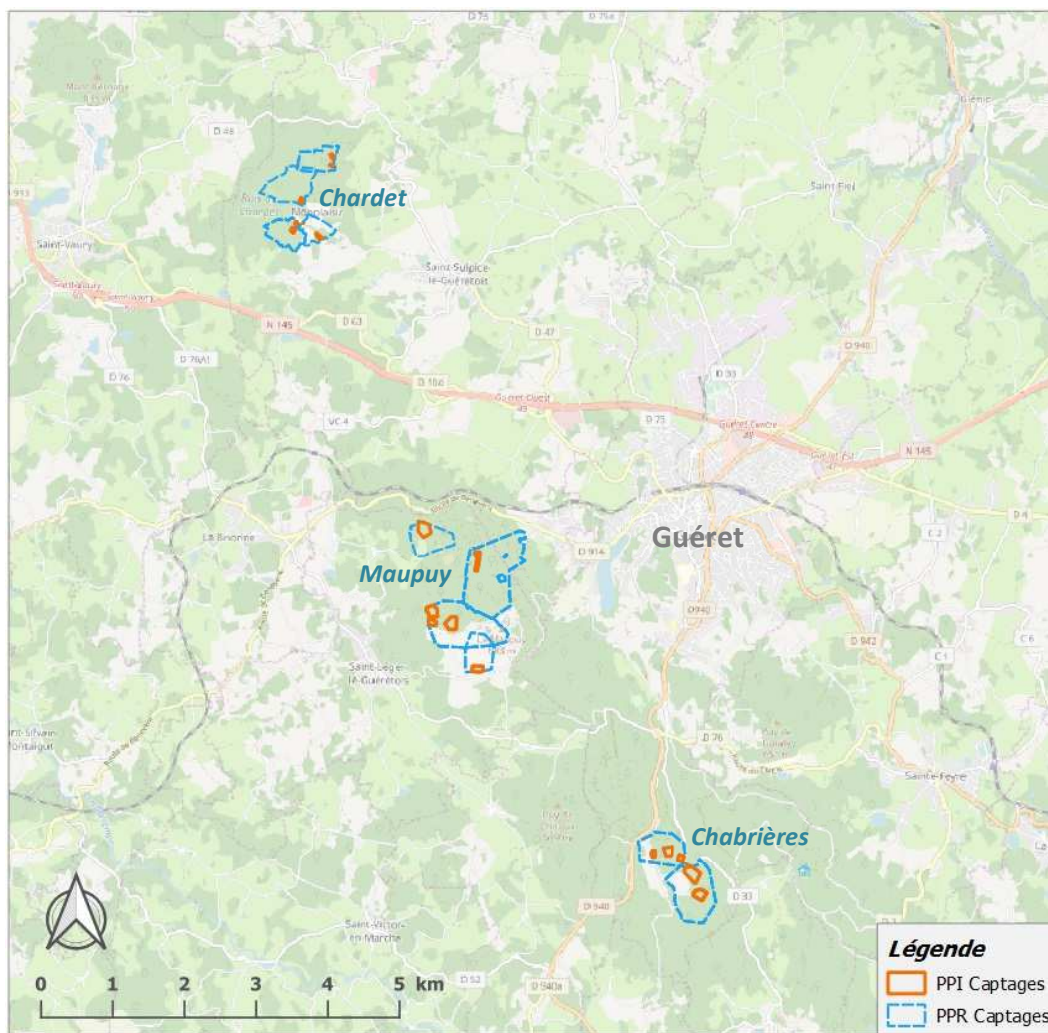


Figure 5 : Localisation des différents massifs forestiers des Monts de Guéret suivis au cours de l'étude

Tous ces captages présentent des périmètres de protection immédiats et rapprochés ayant pour but de restreindre les activités pouvant impacter la qualité des eaux collectées.

VI.2.b.1 Captages suivis au niveau du massif forestier du Maupuy

Entre mars 2017 et février 2020, huit captages présents sur le massif forestier du Maupuy ont été suivis. La localisation de ces différents captages avec leurs périmètres de protection immédiats et rapprochés est présentée en *Figure 6*.

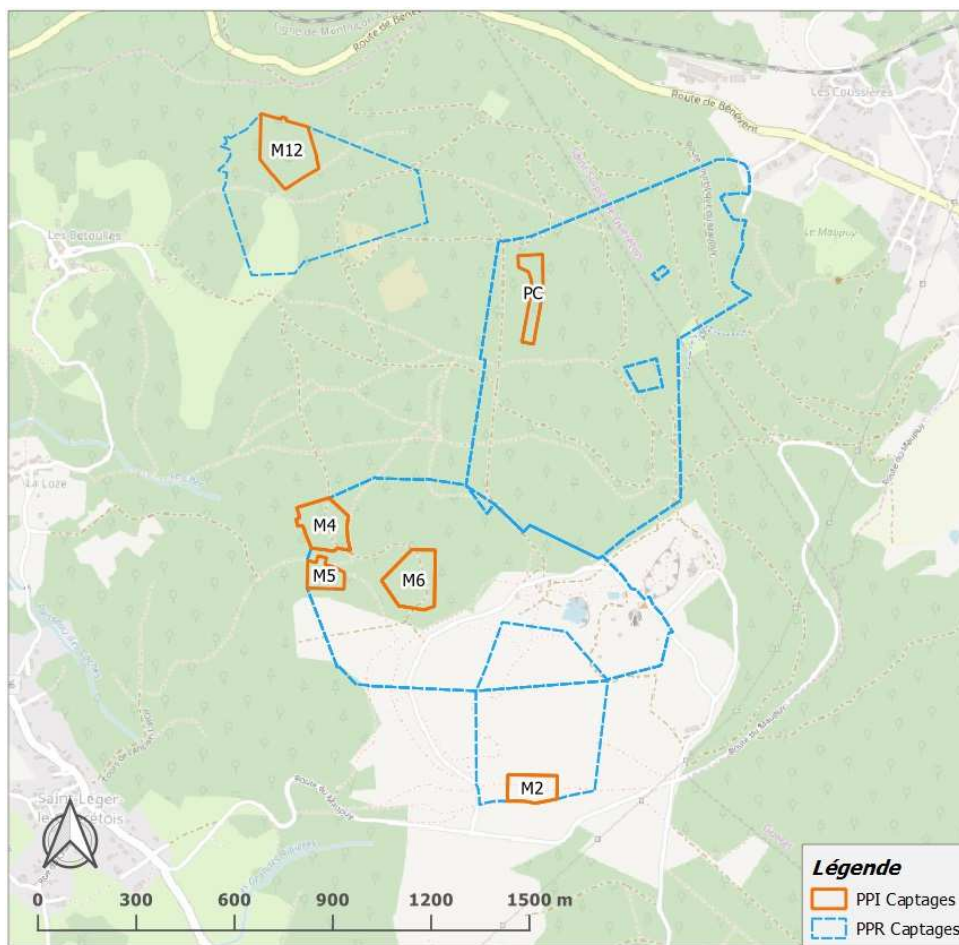


Figure 6 : Localisation des captages suivis sur le massif du Maupuy depuis 2017

Chaque captage d'eau sur ce secteur est alimenté par un ou plusieurs drains. Les drains ayant fait l'objet d'un suivi sont recensés dans le *Tableau 3*.

Tableau 3 : Identification des drains suivis sur le massif du Maupuy

Nom captage	n° drain(s)	Abréviations	Nb de prélèvements (jusqu'à fin 2019)
<i>Maupuy 2</i>	861a	M2a	16
<i>Maupuy 4</i>	862a	M4a	19
	862c	M4c	19
<i>Maupuy 5</i>	864b	M5b	19
<i>Maupuy 6</i>	865a	M6a	19
	865b	M6b	19
<i>Maupuy 12</i>	868a	M12a	17
	868c	M12c	17
<i>Pierres Civières</i>	399a	PC	16

Au total, 9 drains ont été suivis sur le massif forestier du Maupuy au cours de l'étude.

Le massif du Maupuy s'étend sur 296 ha situés sur la commune de Saint-Léger-le-Guérétois. Sa surface productive est de 260 ha avec 80% de résineux, majoritairement implantés lors des campagnes d'enrésinement à partir de 1950 financées par le Fond Forestier National. La surface concernée par des périmètres de protection représente 178 ha. L'aménagement forestier approuvé pour la période 2016-2030 prévoit un groupe de régénération de 108 ha répartis sur l'ensemble du massif forestier. Dans ce groupe de régénération, les peuplements seront coupés et débardés. Le sol fera l'objet de travaux de préparation qui seront suivis de plantation en essences adaptées.

VI.2.b.2 Captages suivis au niveau des forêts de Chabrières et de Chardet

A partir de mai 2018, la forêt de Chabrières et le bois de Chardet ont été ajoutés au suivi afin de renforcer la diversité et la typologie des secteurs étudiés (essences d'arbres présentes au niveau du couvert végétal, profondeur des drains, etc.).

Au niveau du bois de Chardet, situé au Nord-Ouest de la commune de Guéret, 6 captages ont été suivis, répartis sur les secteurs de Banassat et de Cherpelat. Leur localisation est présentée en **Figure 7** et les drains prélevés sont recensés dans le **Tableau 4**.

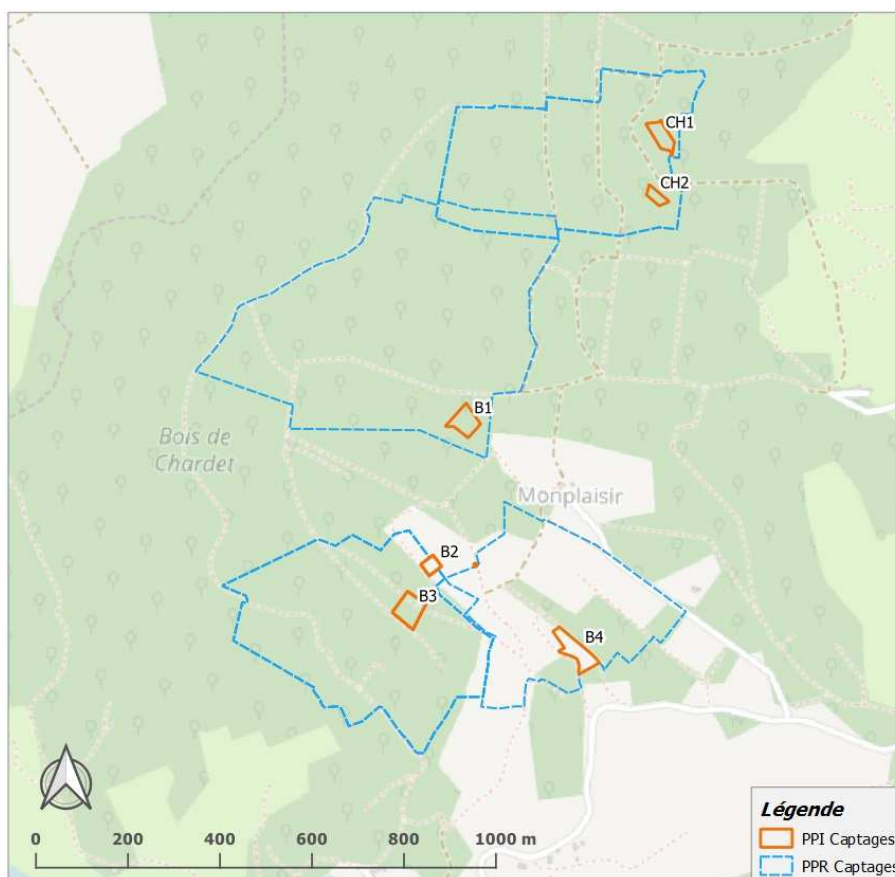


Figure 7 : Localisation des captages suivis au niveau du bois de Chardet depuis mai 2018

Tableau 4 : Identification des drains suivis au niveau du bois de Chardet

Nom captage	n° drain	Abréviations	Nb de prélèvements (jusqu'à fin 2019)
<i>Banassat 1</i>	395	B1	6
<i>Banassat 2</i>	396	B2	6
<i>Banassat 3</i>	397	B3	6
<i>Banassat 4</i>	398	B4	6
<i>Cherpelat 1</i>	400	CH1	5
<i>Cherpelat 2</i>	401	CH2	6

Quatre autres captages ont été suivis sur le massif de Chabrières, répartis sur les secteurs du Grand Mas Foreau et de la Fontaine aux Sangliers (cf. *Figure 8* et *Tableau 5*).

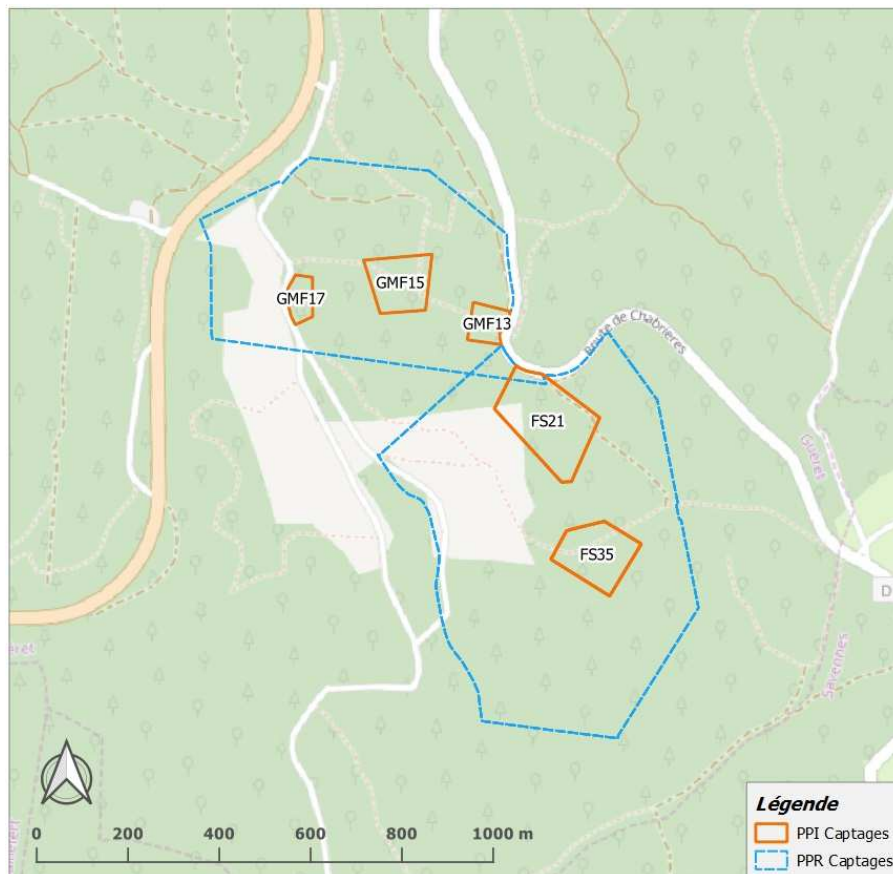


Figure 8 : Localisation des captages suivis au niveau de la forêt de Chabrières depuis mai 2018

Tableau 5 : Identification des drains suivis au niveau de la forêt de Chabrières

Nom captage	n° drain(s)	Abréviations	Nb de prélèvements (jusqu'à fin 2019)
<i>Grand Mas Foreau 13</i>	694b	GMF13b	8
	694c	GMF13c	8
<i>Grand Mas Foreau 15</i>	a	GMF15a	3
	b	GMF15b	3
<i>Grand Mas Foreau 17</i>	a	GMF17a	2
	b	GMF17b	2
<i>Fontaine aux Sangliers 21</i>	698a	FS21a	8
	698b	FS21b	8

Ce sont donc au total 23 drains, répartis sur 16 captages, qui ont été suivis en termes de qualité et de quantité des eaux captées. Les prélèvements, réalisés par L. RIVIERE (technicien de l'ONF), ont été effectués à une fréquence bimensuelle, mensuelle ou tous les 15 jours en cas de phénomènes remarquables (travaux forestiers, conditions climatiques particulières, etc.).

Chacun de ces points de prélèvement fait l'objet d'une fiche de présentation (cartographie avec localisation des périmètres de protection, renseignements sur le type de couvert en place, caractéristiques sol/litière, profondeur drain, etc.).

VI.2.c. Environnement forestier et caractéristiques des réseaux de collecte

Les captages situés au niveau des massifs forestiers du Maupuy et de Chardet se distinguent notamment de ceux situés sur le massif de Chabrières par leurs drains plus profonds. En effet, les eaux sont captées entre 5 et 12 m de profondeur sur les deux premiers massifs alors qu'elles sont captées plus en surface sur le massif de Chabrières (entre 1 et 2 m de profondeur).

Quant aux essences présentes autour des différents captages, ceux du Maupuy sont principalement entourés de résineux (douglas et épicéas), ceux de Chardet présentent majoritairement des feuillus (châtaigniers et chênes) et ceux de Chabrières présentent des essences de feuillus et quelques résineux en mélange (hêtre, sapin, chêne et douglas). Les essences sont également plus récentes sur ce dernier massif (environ 10 à 20 ans en moyenne), à l'exception d'un captage entouré d'essences d'une centaine d'années (GMF15).

VI.2.d. Etablissement d'un secteur d'étude « témoin »

Les eaux provenant des captages étudiés, situés sur les différents massifs forestiers aux alentours de Guéret, sont mélangées au sein de diverses structures de stockage avant d'être acheminées à la station de production d'eau potable de la ville (station de Pisserate).

Il faut donc considérer la qualité de l'eau dans sa globalité, avec une dilution due au mélange des diverses sources d'eau souterraines existantes sur le secteur (une cinquantaine de captages eux-mêmes alimentés par un ou plusieurs drains).

Dans le cadre de la présente étude, les résultats obtenus pour les drains suivis n'informent donc pas directement sur la qualité des eaux acheminées à la station de traitement et encore moins à celle de l'eau directement distribuée.

Néanmoins, les résultats acquis sur chaque captage isolé permettent de discuter de l'impact de différents facteurs comme le type de collecte, le couvert végétal passé et présent, les activités anthropiques et des conditions climatiques. Les conclusions ainsi obtenues pourront être extrapolées à des captages d'AEP de petite capacité et présentant des caractéristiques similaires sur d'autres secteurs.

VI.3. Paramètres de la qualité physico-chimique suivis

Les paramètres mesurés sur l'ensemble des secteurs d'étude peuvent être classés en différentes catégories comme présenté dans le **Tableau 6** ci-dessous.

Tableau 6 : Paramètres de la qualité physico-chimique suivis sur les différents captages étudiés

Catégorie	Paramètres
Paramètres physiques	Température de l'eau, Débit, Turbidité, Oxygène dissous*, Taux de saturation*
Matière organique	Carbone Organique Dissous (COD)
Minéralisation	pH, Conductivité, Titre Alcalimétrique Complet (TAC)
Cations majeurs	Calcium (Ca ²⁺), Magnésium (Mg ²⁺), Sodium (Na ⁺), Potassium (K ⁺)
Anions majeurs	Chlorures (Cl ⁻), Sulfates (SO ₄ ²⁻), Fluorures (F ⁻)
Paramètre phosphoré	Phosphates (PO ₄ ³⁻)
Paramètres azotés	Nitrates (NO ₃ ⁻), Nitrites (NO ₂ ⁻), Ammonium (NH ₄ ⁺)
Métaux/Métalloïdes	Aluminium, Fer, Manganèse, Strontium, Arsenic, Baryum**, Cadmium**, Cobalt**, Cuivre**, Chrome**, Nickel**, Zinc**, Plomb**

* Paramètres mesurés *in situ*, uniquement sur le secteur du plateau de Millevaches

** Métaux/métalloïdes suivis uniquement sur le secteur des Monts de Guéret

L'ensemble de ces paramètres, à l'exception de ceux liés à la minéralisation (pH, conductivité et TAC), sont mesurés sur des échantillons filtrés à 0,2 µm et conservé à 4°C avant analyse.

Concernant les captages suivis sur le secteur du plateau de Millevaches, l'aluminium a été recherché dans les échantillons d'eau filtrée et **non filtrée**. Sur l'échantillon d'eau filtrée, c'est la forme soluble de l'aluminium qui est quantifiée tandis que ce sont ses diverses formes solubles et particulières qui sont dosées dans l'échantillon d'eau non filtrée (cf. **Figure 1**). Ainsi, en théorie, la concentration d'aluminium soluble mesurée doit être supérieure ou au maximum égale (aux incertitudes expérimentales près) à la concentration en aluminium dite « particulière » dans un même prélèvement, avec dans un cas extrême $[Al]_{dissous} = [Al]_{particulaire}$.

La confrontation de ces données, avec l'évolution de la différence entre ces deux valeurs de concentration en Al, peut donner des indications sur une possible remobilisation de l'aluminium dans la colonne d'eau (passage de la phase particulière à la phase soluble) en fonction de certaines conditions climatiques (fortes précipitations, période de gel/dégel, etc.) et/ou de modifications de la structure du sol en place (travaux forestiers, glissements de terrain, etc.).

VII. Résultats d'analyses des eaux et discussions

VII.1. Qualité des eaux des captages suivis sur le plateau de Millevaches

Pour chaque captage suivi, les résultats exprimés sous la forme *Moyenne ± Ecart-type* pour l'ensemble paramètres physico-chimiques analysés sont présentés en *Annexe 2*.

Les moyennes établies pour l'ensemble des paramètres **excluent les valeurs qui dérivent fortement** de celles habituellement observées. Ces valeurs, dites « dérives », sont répertoriées (paramètre, date, valeur) dans le tableau en *Annexe 3*.

Sont également recensées les valeurs des **paramètres dépassant ponctuellement (moins de 1/3 des valeurs d'une série de données) les limites et références** de qualité des eaux destinées à la consommation humaine (*Code de la Santé Publique, 2007*).

Pour les séries de données où quelques concentrations sont inférieures à la limite de quantification (LQ), la moyenne et l'écart-type sont calculés en considérant le cas le plus défavorable, à savoir assimiler la valeur du paramètre considéré à la LQ.

VII.1.a. Qualité physicochimique des eaux prélevées

Comme pour la première étude, les eaux captées sont peu minéralisées avec une conductivité électrique moyenne comprise entre 25 et 43 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (inférieure à la référence de qualité comprise entre 200 et 1100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, *Code de la Santé Publique, 2007*) leur conférant un caractère agressif. Elles sont également acides avec un pH, homogène sur l'ensemble des captages, de l'ordre de 5 et possèdent un TAC moyen très faible compris entre 0,17 et 0,25 °f (cf. *Figure 9*).

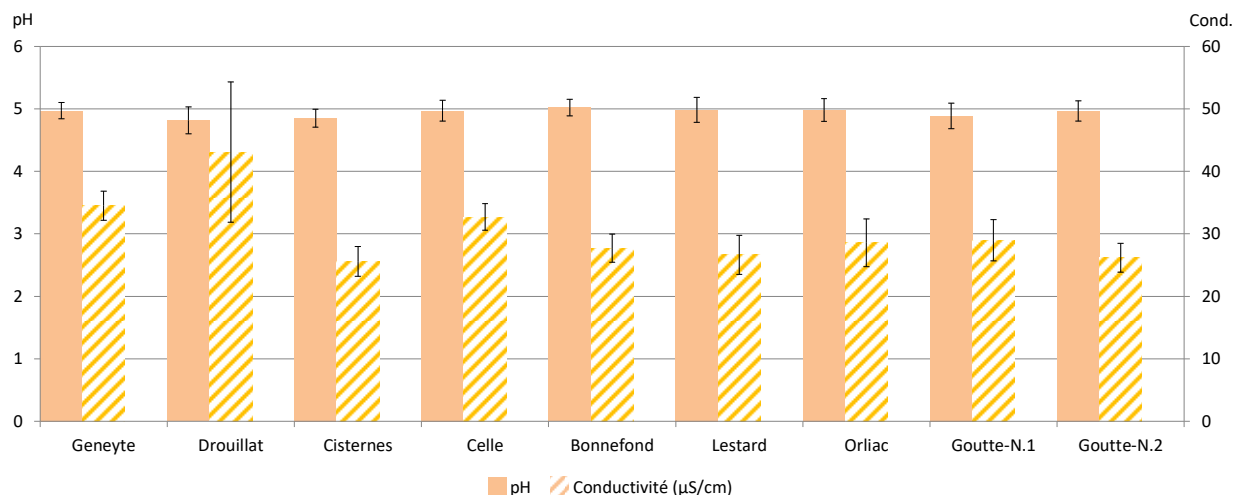


Figure 9 : Valeurs moyennes (\pm écart-type) du pH et de la conductivité mesurés sur les captages suivis du PNR Millevaches (suivi 2018-2020)

L'ensemble des paramètres contribuant à la minéralisation de l'eau présente des teneurs faibles avec des variations modérées, excepté pour le captage de Drouillat vis-à-vis des nitrates (surement en lien avec la parcelle à proximité de ce captage exploitée en zone de pâture pour les bovins). La concentration cumulée moyenne de ces éléments est de l'ordre de 16 mg/L. Ces valeurs faibles correspondent à des eaux très peu minéralisées, en adéquation avec le contexte géologique cristallin du plateau de Millevaches. Ces résultats sont cohérents et dans la continuité des valeurs obtenues au cours du premier suivi en 2015/2016.

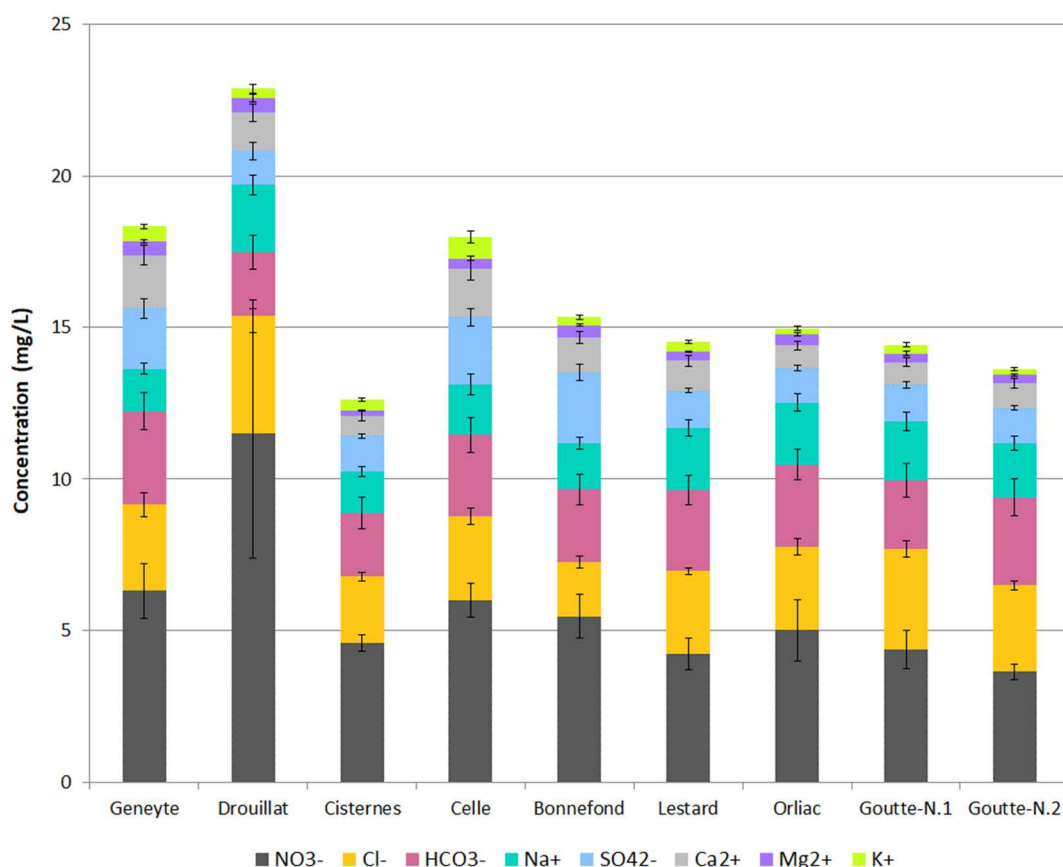


Figure 10 : Concentrations moyennes (\pm écart-type) des paramètres Nitrates (NO_3^-), Chlorures (Cl^-), Hydrogénocarbonates (HCO_3^-), Sodium (Na^+), Sulfates (SO_4^{2-}), Calcium (Ca^{2+}), Magnésium (Mg^{2+}) et Potassium (K^+) en mg/L mesurées sur les captages du PNR Millevaches (suivi 2018-2020)

Les eaux suivies sur le plateau de Millevaches présentent des valeurs moyennes de pH de 5, bien en deçà de la référence de qualité ($6,5 \leq \text{pH} \leq 9,0$, *Code de la Santé Publique*, 2007). De plus, si l'on considère les faibles valeurs de TAC (0,2°f environ) et de TH_{Ca} (entre 0,16 et 0,45°f selon le captage), ces eaux se révèlent particulièrement agressives. Les indices de Larson moyens ont été calculés pour les eaux prélevées, révélant que ces dernières ont une nette tendance à la corrosion, avec un indice LR supérieur à 2 sur la période 2018-2020, quel que soit le captage considéré.

Les concentrations en Chlorures, Sulfates et Hydrogénocarbonates entrent dans le calcul de la détermination de cet indicateur (*équation 1*) :

$$LR = ([Cl^-] + 2*[SO_4^{2-}]) / [HCO_3^-] \quad \text{Equation 1}$$

- avec les concentrations en mol/L
- < 0,2 Pas de tendance à la corrosion
 - 0,2 à 0,4 Faible tendance
 - 0,4 à 0,5 Légère tendance
 - 0,5 à 1,0 Tendance moyenne
 - > 1,0 Nette tendance à la corrosion

La **Figure 11** montre que cet indice de corrosion a augmenté entre les deux études et ce pour l'ensemble des sites investis (de +30 à près de +100% d'augmentation). Cette variation est due conjointement à l'**augmentation des concentrations en ions chlorures et sulfates** et à la **diminution du TAC** (ions hydrogénocarbonates).

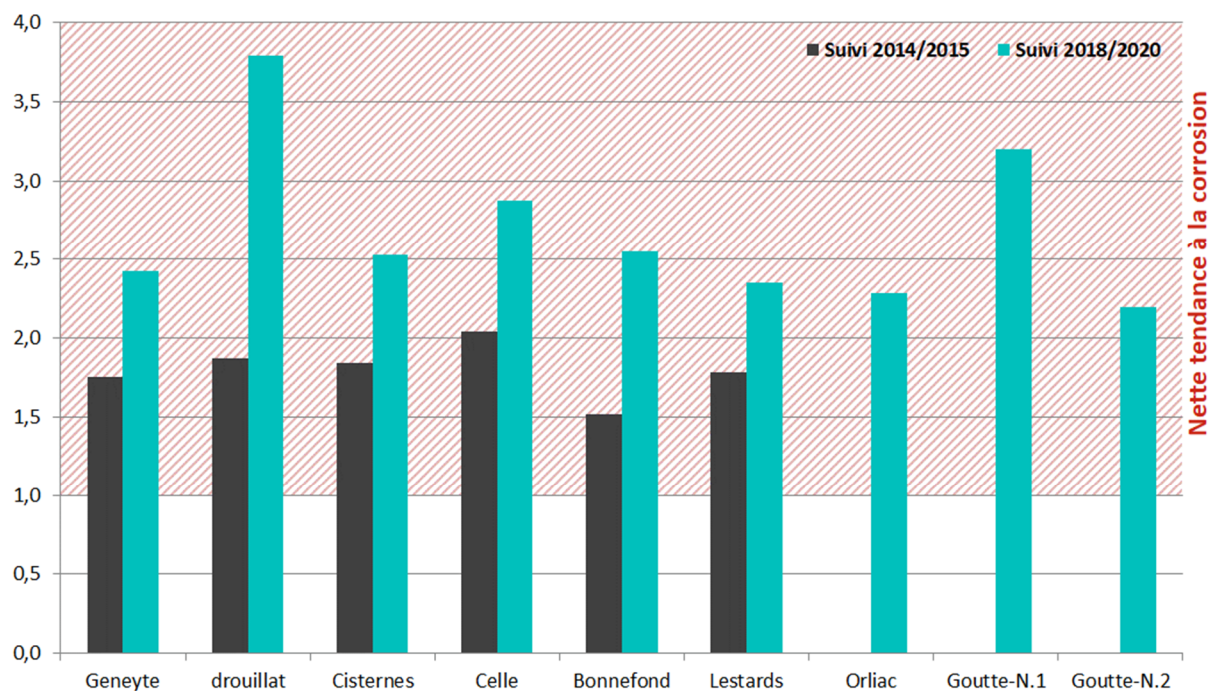


Figure 11 : Calcul de l'indice de Larson LR (indice de corrosivité) pour les eaux prélevées sur les captages du PNR Millevaches

Avec des indices de Larson supérieur à 1, en l'absence de traitements (reminéralisation et mise à l'équilibre calco-carbonique), ces eaux peuvent provoquer une corrosion des canalisations de distribution et des ouvrages en béton sur le long terme et limiter la pérennité des installations. La dégradation des canalisations et des ouvrages peut potentiellement dégrader la qualité de l'eau par solubilisation de métaux (fonction des matériaux de la canalisation) et en favoriser le développement bactérien.

VII.1.b. Focus sur le paramètre Aluminium

La mise en évidence de pics de concentration en aluminium dans les eaux captées préoccupe les acteurs locaux et interrogent les consommateurs. En effet, comme expliqué en introduction, l'aluminium est suspecté d'être un facteur de risque de maladies neurodégénératives comme la maladie d'Alzheimer. Pour cette raison, les autorités sanitaires dont l'ANSES ont fixées une Dose Hebdomadaire Tolérable (DHT) fixée à 1 mg/kg/semaine (2008).

VII.1.b.1 Résultats de la campagne de mesures 2018/2020

Les concentrations moyennes en aluminium mesurées sur les captages suivis sont répertoriées dans le **Tableau 7** ; y figurent également les valeurs déterminées au cours de la première étude.

Les concentrations parfois élevées d'aluminium dans les eaux sont en lien avec des états d'altérations plus moins importants des sols qui naturellement présentent des pH acides et un taux de saturations en bases échangeables faibles. Comme expliqué dans la synthèse bibliographique de début de rapport, la libération d'aluminium par les sols est accentuée localement par des facteurs naturels (exemple de phénomène redox dans les milieux humides) et/ou anthropiques (comme l'apport trop important de matières organiques au niveau des sols dû à une exploitation de la forêt trop intensive).

Globalement, les teneurs en aluminium sont similaires entre les deux périodes de mesures. On constate cependant une plus forte variabilité des valeurs d'Al mesurées entre les deux campagnes au niveau du captage de Drouillat avec une fluctuation des valeurs observées sur 2018-2020 très élevée (écart-type de 431 µg/L). Pour les autres captages, les valeurs restent du même ordre de grandeur d'une campagne à l'autre (cf. **Figure 12**). Les trois captages suivis à partir de 2018 présentent des teneurs en aluminium aux alentours de 200 µg/L (référence de qualité) ; ce qui était un des critères de choix des nouveaux sites à étudier.

Tableau 7 : Comparaison des concentrations moyennes (± écart-type) en aluminium et des écarts de valeurs constatés (min/max) entre les deux périodes de mesures, sur échantillon d'eau filtrée

Aluminium (µg/L)	Suivi 2014/2015		Suivi 2018/2020		
	Moyenne ± ET	Min / Max	Moyenne ± ET	Min / Max (Hors dérives)	Dérives
Geneyte	302 ± 25	235 / 330	207 ± 30	170 / 301	
Drouillat	412 ± 87	257 / 624	781 ± 431	222 / 2 023	
Cisternes	493 ± 59	324 / 623	361 ± 85	245 / 569	
Celle	211 ± 19	151 / 238	179 ± 38	137 / 279	36 µg/L
Bonnefond	229 ± 30	179 / 288	187 ± 43	127 / 271	
Lestards	180 ± 47	112 / 427	179 ± 80	86 / 385	
Orliac	-	-	168 ± 29	136 / 232	
Goutte-Nègre 1	-	-	272 ± 76	158 / 414	
Goutte-Nègre 2	-	-	226 ± 42	160 / 295	

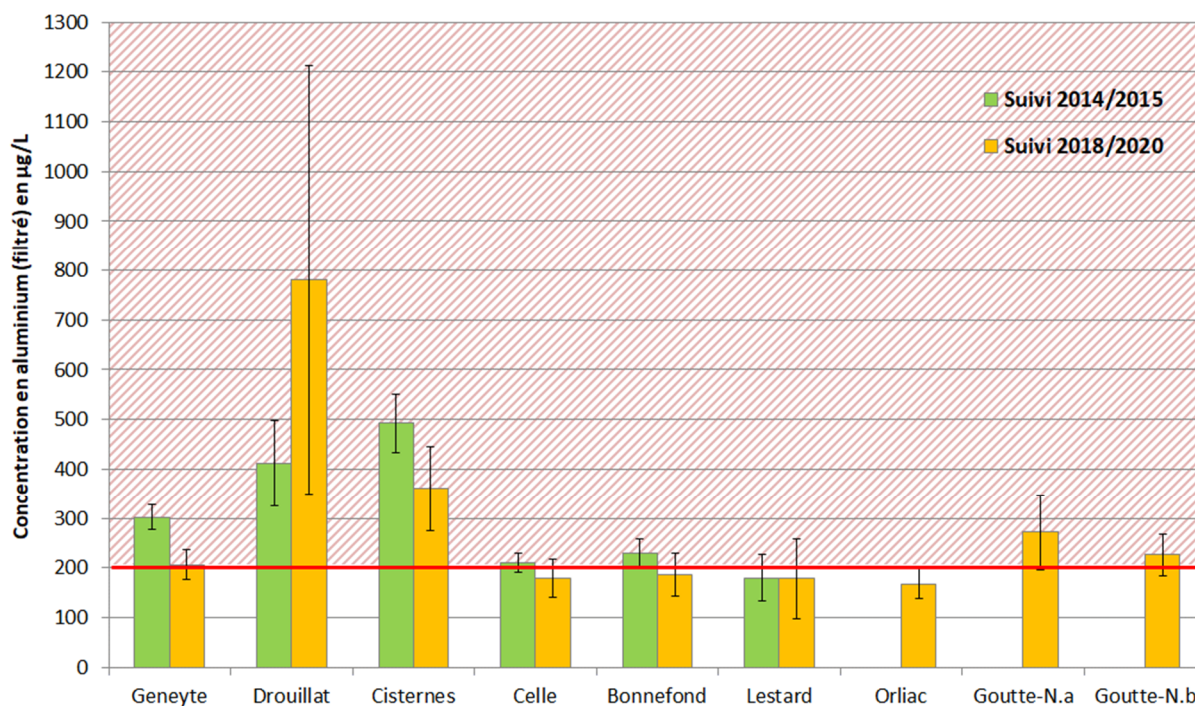


Figure 12 : Concentrations moyennes (± écart-type) en aluminium au cours des deux périodes de mesures sur les captages du PNR Millevaches (référence de qualité à 200 µg/L)

VII.1.b.2 Cas particuliers relevés au cours du suivi 2018/2020

Captage de Drouillat

Au cours de la première étude, la teneur en aluminium relevée sur le captage de Drouillat était en moyenne de $412 \pm 87 \mu\text{g/L}$, soit déjà 2 fois plus que la référence de qualité à $200 \mu\text{g/L}$. Les années de relevées 2018/2020 présentent une pluviométrie classique pour le secteur, avec des précipitations en moyenne de plus de 1 500 mm par an.

NB : La pluviométrie était un peu plus faible en 2014/2015 avec une valeur annuelle de 1 200 mm environ.

Au cours de la seconde période de prélèvements (2018/2020), la moyenne constatée est de $781 \pm 431 \mu\text{g/L}$ avec une forte variabilité des teneurs en aluminium. De plus, au mois de novembre 2019, la concentration en aluminium dissous a atteint **plus de 2 mg/L** ($2\,023 \mu\text{g/L}$), soit 10 fois la référence de qualité. La teneur en aluminium des prélèvements des mois suivants présente une moyenne encore **supérieure à 1 mg/L** (entre $846 \mu\text{g/L}$ en juin 2020 et $1\,528 \mu\text{g/L}$ en octobre 2020).

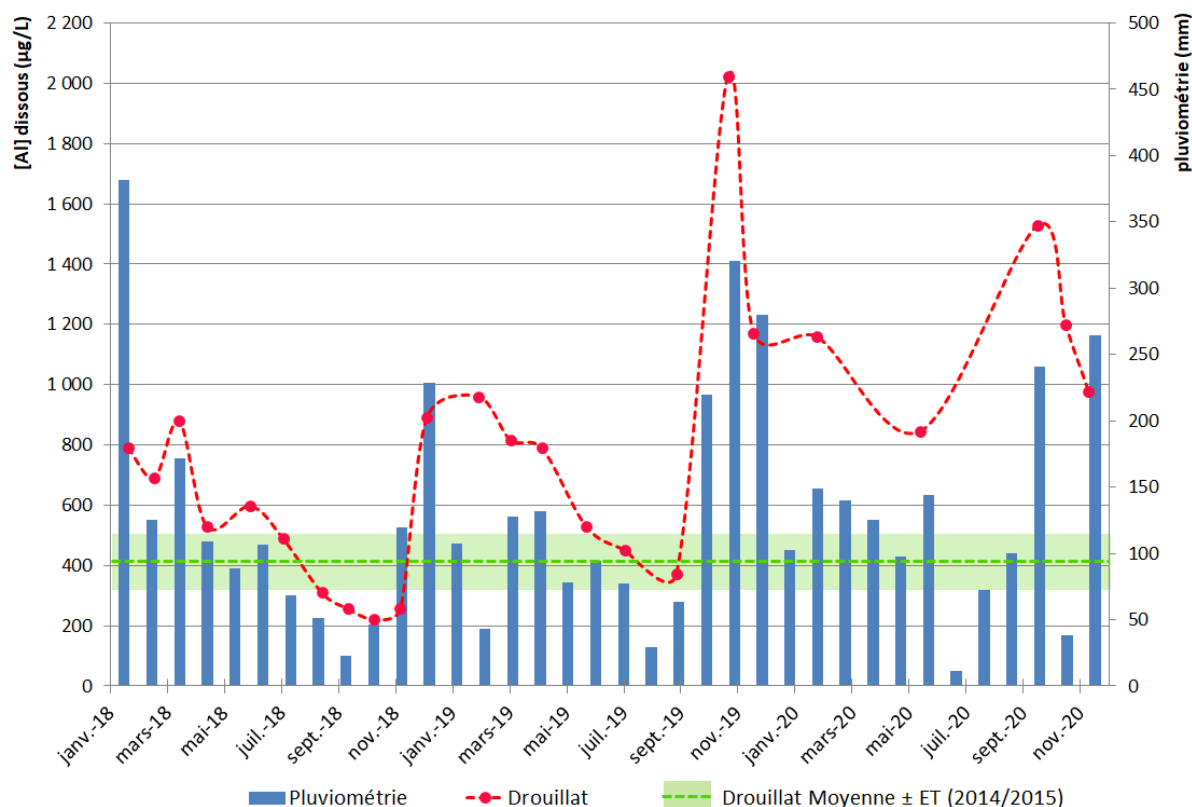


Figure 13 : Pluviométrie et suivi de la teneur en aluminium sur le captage de Drouillat (janvier 2018 – décembre 2020) avec rappel de la moyenne obtenue au cours du suivi 2014/2015 (référence de qualité à $200 \mu\text{g/L}$)

Ces valeurs extrêmes peuvent être dues à différents facteurs extérieurs :

- ✓ **Facteur environnemental** : La pluviométrie précédant le prélèvement du mois de novembre 2019 a été très abondante (cumul de 190 mm sur les 2 semaines précédentes (14j) et 340 mm sur le mois précédent (30j) soit près de 25% de la pluviométrie annuelle) et a fait suite à une longue période de sécheresse (seulement 340 mm en 5 mois, de mai à septembre 2019) (cf. **Figure 13**). La reprise des intempéries sur le secteur avec de très forts cumuls de pluie a entraîné un important lessivage des sols et une augmentation de la mobilité de l'aluminium ;
- ✓ **Facteur anthropique** : Entre les deux campagnes de mesures, une parcelle de résineux d'une surface d'environ 7,6 Ha a subi une coupe rase (cf. **Photo 1**), mettant le sol à nu et fragilisant la structure de ce dernier, le laissant vulnérable aux phénomènes d'érosion et de lessivage.

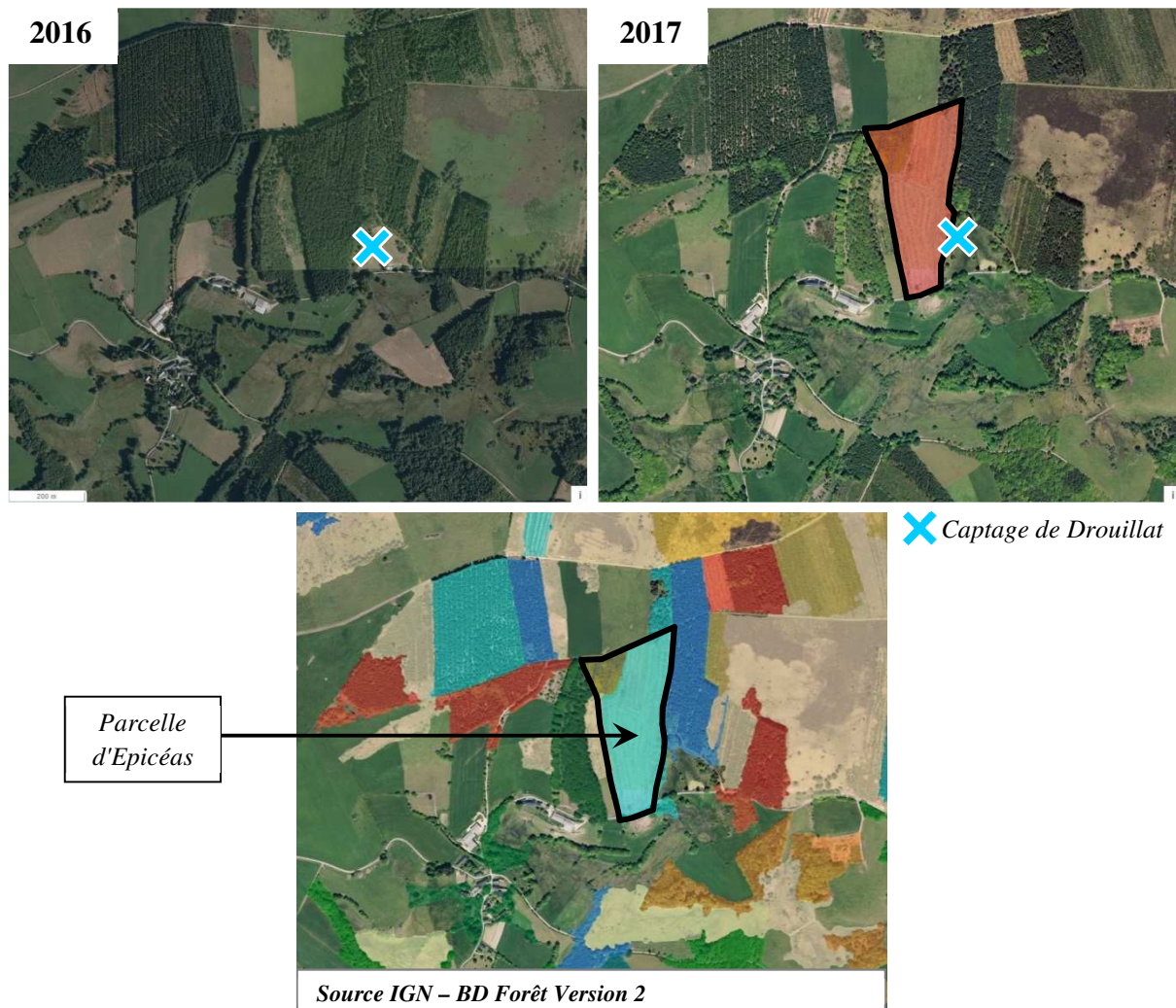


Photo 1 : Vue aérienne du site de Drouillat – Coupe en 2017 de la parcelle de résineux situé dans l'environnement amont immédiat du captage

De plus, lors des prélèvements de sols effectués sur ce site en décembre 2019, la nature du sol a révélé la présence de conglomérats de granites, confirmée par la carte géologique du secteur (n°690 ROYERE). Tout le secteur de Drouillat et du Puy de la Mijoie (point culminant de la carte à 949 m) est composé de formations conglomératiques (d'âge incertain), c'est-à-dire de galets de granite éparses, bien arrondis, d'une taille allant de 3 à 30 cm (fréquemment de 10 à 20 cm) emballés dans une matrice sableuse. Ce type de formation est visible à des profondeurs relativement faibles, de l'ordre de 50 cm voire moins, sous le premier horizon du sol type terre végétale.

Ce type de formation peut être propice à une libération de minéraux plus importante qu'un horizon de roche mère fissurée car la surface de contact entre l'eau percolant et les galets de granites se trouve nettement augmentée par cette nature du sol. De plus, la faible profondeur de cette couche de conglomérats laisse suggérer un positionnement des drains au sein de cet horizon particulier voire dans la partie la plus profonde de ce dernier. Cette configuration peut engendrer **une mobilité et un drainage de l'aluminium amplifiés en période de forte pluie** (par percolation des eaux à travers le sol), non seulement de celui présent en quantité importante dans le premier horizon du sol (dû à sa nature acide et au contexte forestier local) mais également de l'aluminium potentiellement libérable par cette couche géologique particulière et propre à ce secteur.

Les analyses des eaux de ce captage ont également révélées une présence importante de manganèse, en moyenne supérieure à la référence de qualité fixée à 50 µg/L (*Code de la Santé Publique, 2007*). Au cours de l'étude 2018/2020, les concentrations en manganèse mesurées suivent parfaitement celles relevées pour l'aluminium, comme l'atteste la **Figure 14**. Cette corrélation très forte laisse à penser que le manganèse, lui aussi présent naturellement dans le sol et la roche, pourrait être libéré selon le même mécanisme que celui de l'aluminium et ainsi se retrouver dans les eaux de captages, notamment celui de Drouillat.

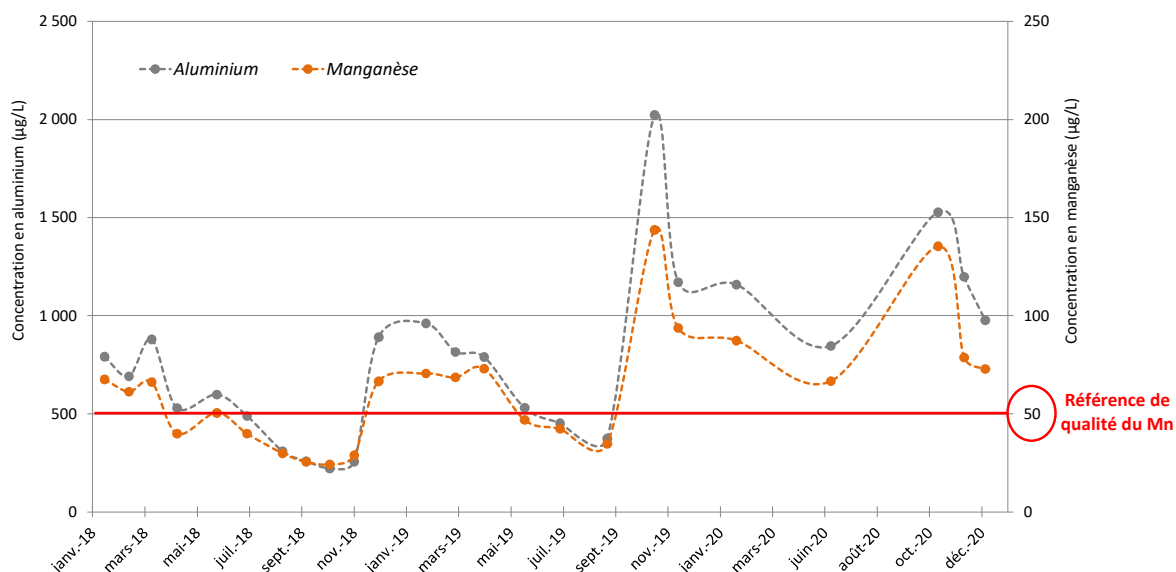


Figure 14 : Teneurs en Aluminium et en Manganèse relevées au cours du suivi (janvier 2018 – février 2020) (références de qualité à 200 µg/L pour Al et 50 µg/L pour Mn)

Pour conclure, comme précisé au début du rapport, l'EFSA préconise une dose hebdomadaire tolérable provisoire (DHTP) pour l'aluminium de 1 mg/kg/semaine. Sur la base d'un adulte de 75 kg consommant 1,5 litre d'eau par jour, la part contributive de l'eau de boisson serait de 2,8% de la DHTP pour une eau à 200 µg/L d'aluminium (référence de qualité). Ainsi, sur le cas du captage de Drouillat, **l'eau mesurée à 2 mg/L en novembre 2019 représenterait une contribution de 28% de la DHTP, valeur s'élevant encore à 16% plus d'un an après le pic, avec une eau en moyenne à 1,15 mg/L sur l'année 2020,** ce qui est extrêmement élevé au vu des recommandations de l'ANSES issues du rapport EAT2 (2011) qui préconise de réduire les sources d'exposition à l'aluminium.

Captage de Celle

Entre les deux campagnes de mesures, la concentration en aluminium sur le captage de Celle n'a pas significativement variée, passant de $211 \pm 19 \mu\text{g/L}$ à $178 \pm 40 \mu\text{g/L}$, mais la dispersion des valeurs de concentration a augmenté.

Au cours du suivi 2018/2020, le prélèvement du 10 décembre 2019 a vu les concentrations de plusieurs paramètres fortement varier (cf. **Tableau 8** ci-dessous) :

Tableau 8 : Valeurs obtenues pour les prélèvements du 12/11/19, du 10/12/19 et du 17/02/2020 sur le captage de Celle - Comparaison aux concentrations moyennes (\pm écart-type)

Paramètres impactés	Moyennes \pm Ecart-type	Résultats du 12/11/19	Résultats du 10/12/19	Résultats du 17/02/2020
pH	5,02 \pm 0,16	5,06	6,97	5,14
Conductivité $\mu\text{S/cm}$	32,7 \pm 2,24	32,6	80,2	34,6
TAC $^\circ\text{f}$	0,22 \pm 0,05	0,26	2,66	0,16
Calcium mg Ca/L	1,66 \pm 0,40	1,88	7,57	1,51
Aluminium $\mu\text{g Al/L}$	178,2 \pm 39,9	158,9	35,5	184,4
Manganèse $\mu\text{g Mn/L}$	13,7 \pm 3,62	12,6	< 6	12,4

Ces valeurs résultent à priori d'une **opération de chaulage des prairies** avoisinantes du captage, probablement jusque dans le périmètre de protection rapproché ; le but étant d'augmenter le pH du sol et ainsi d'améliorer les rendements de culture et/ou la qualité du fourrage. La date de ce chaulage n'est pas connue mais il a eu lieu entre les prélèvements du mois de novembre et décembre 2019, soit au maximum 4 semaines avant le prélèvement du 10/12/19.

L'impact sur les paramètres de l'eau est significatif au vu des résultats : +2 unités de pH, le TAC multiplié par 10 et la concentration en calcium par plus de 4. La variation de ces paramètres est directement due au produit utilisé pour le chaulage, classiquement de la chaux (essentiellement de l'oxyde ou hydroxyde de calcium) ou du bicarbonate.

Parallèlement, les éléments manganèse et surtout aluminium ont vu leurs concentrations diminuées : ce phénomène résulte directement de l'augmentation du pH dans le sol. Ainsi, ces éléments ont pu précipiter (ou reprécipiter) sous formes d'hydroxyde $\text{Mn}(\text{OH})_2$ et $\text{Al}(\text{OH})_3$, ou encore les mécanismes de lixiviation de ces métaux aux interfaces eau-sol ont été inhibés par la diminution de l'acidité du sol.

Le prélèvement suivant, en date du 17/02/2019, soit seulement 2 mois après l'opération de chaulage, montre un retour des paramètres qui avaient dérivés aux valeurs moyennes constatées depuis le début de la campagne (cf. **Tableau 8**). Ainsi, il est possible de conclure qu'un chaulage

sur les parcelles avoisinantes un captage a un impact positif sur le paramètre aluminium mais seulement pour une durée très restreinte de quelques mois tout au plus (en fonction des conditions météorologiques).

Plusieurs questions/constats peuvent être émis à l'issue du prélèvement du 10/12/2019 :

- La pratique du chaulage à proximité d'un captage induit **un fort impact sur les caractéristiques de l'eau collectée** (d'autant que ce dernier peut être antérieur de 4 semaines au jour du prélèvement) ;
- Faut-il prendre des précautions et encadrer ce type de pratique au sein des PPR ?
- Les eaux, à pH neutre et rechargées en calcium, restent toujours agressives (Indice de Saturation à -2,40) mais ont une plus faible corrosion vis-à-vis des métaux ;
- L'objectif de telles pratiques, notamment une diminution bénéfique de l'aluminium, n'est pas pérenne dans le temps : l'ensemble des paramètres impactés retrouvent leurs valeurs initiales en quelques semaines seulement.
- L'impact immédiat de pratiques agricoles à proximité d'un captage sur la qualité des eaux de sub-surface et dans une zone qui pourrait englober le PPR pose question sur l'effet d'autres pratiques opérées sur les prairies comme l'épandage de fumier ou l'artificialisation des prairies avec usages au préalable de pesticides (herbicides).

VII.1.b.3 Influence de la pluviométrie

Les valeurs de la pluviométrie ont été récupérées à partir des données Météo France correspondant à la station de mesures 19226001 située à Saint-Merd-les-Oussines, commune centrale vis-à-vis du secteur d'étude. Les données pluviométriques des deux campagnes de mesures (2014/2015 et 2018/2020) ont été exploitées et comparées (cf. **Figure 15**). Tout d'abord, la pluviométrie moyenne enregistrée au cours de la première campagne est de 1 272 mm, inférieure à la moyenne annuelle constatée sur le secteur du plateau de Millevaches (1 400 mm). La période sèche n'a pas été très marquée (du mois de mai au mois de juillet 2015 avec un cumul de pluie inférieur à 100 mm/mois) et la reprise des précipitations fût assez lente avec une intensité modérée. A l'inverse, la période de mesures entre janvier 2018 et décembre 2020 fût très pluvieuse (moyenne de 1 526 mm/an) avec des périodes sèches très marquées et longues (comme en 2019, avec 5 mois consécutifs, de mai à septembre, présentant une pluviométrie inférieure à 100 mm) et une reprise de la pluviométrie au cours de la période

automne assez brutale avec de forts cumuls de pluie notamment en octobre/novembre 2019 et en octobre 2020.

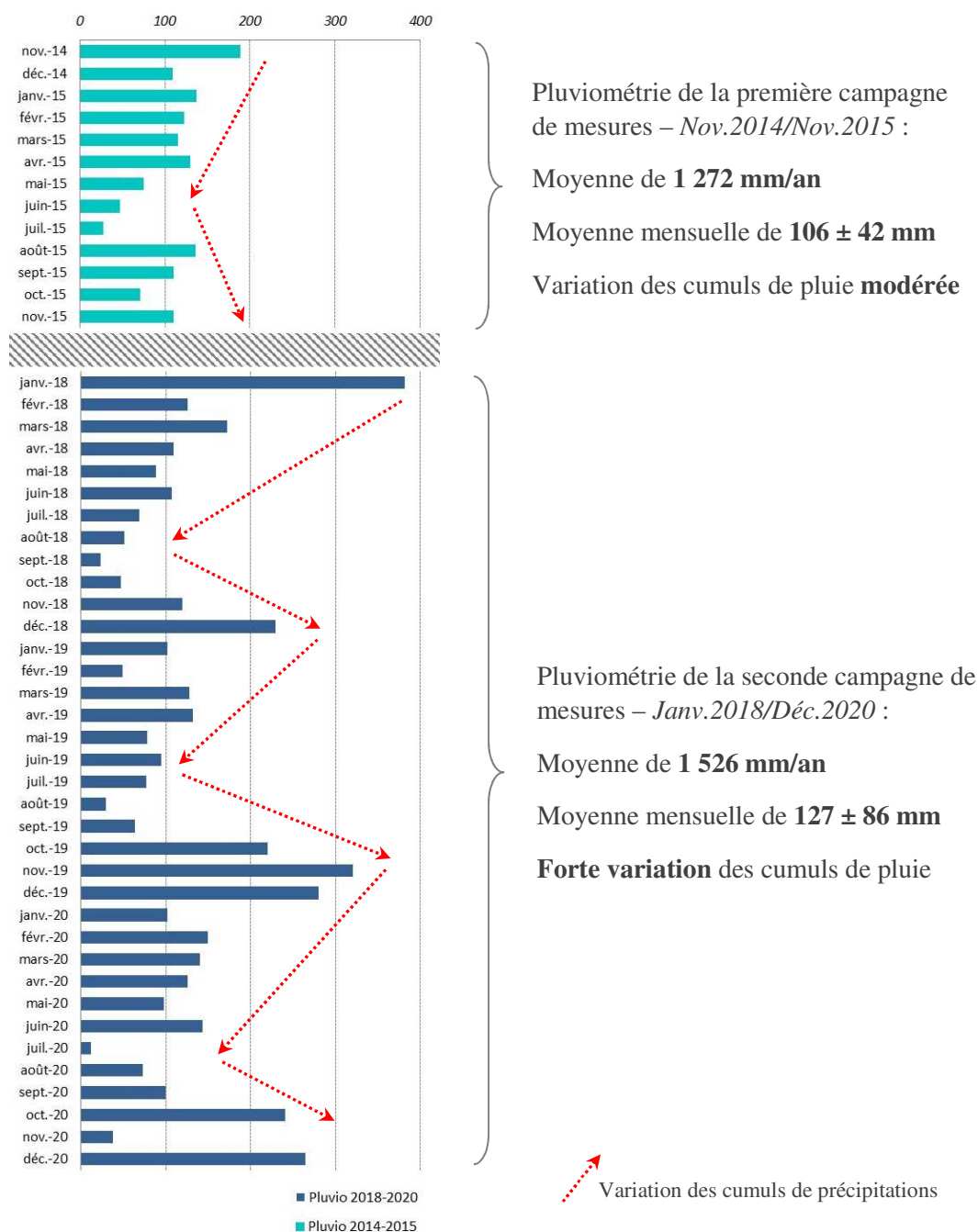


Figure 15 : Pluviométrie mensuelle moyenne relevée au cours des deux campagnes de mesures – Station Météo France de Saint-Merd-les-Oussines

Comme pour la première étude, le suivi 2018/2020 a montré que pour une majorité des captages suivis, il existe une corrélation entre pluviométrie enregistrée et concentrations en aluminium relevées dans les eaux (cf. *Figure 16*).

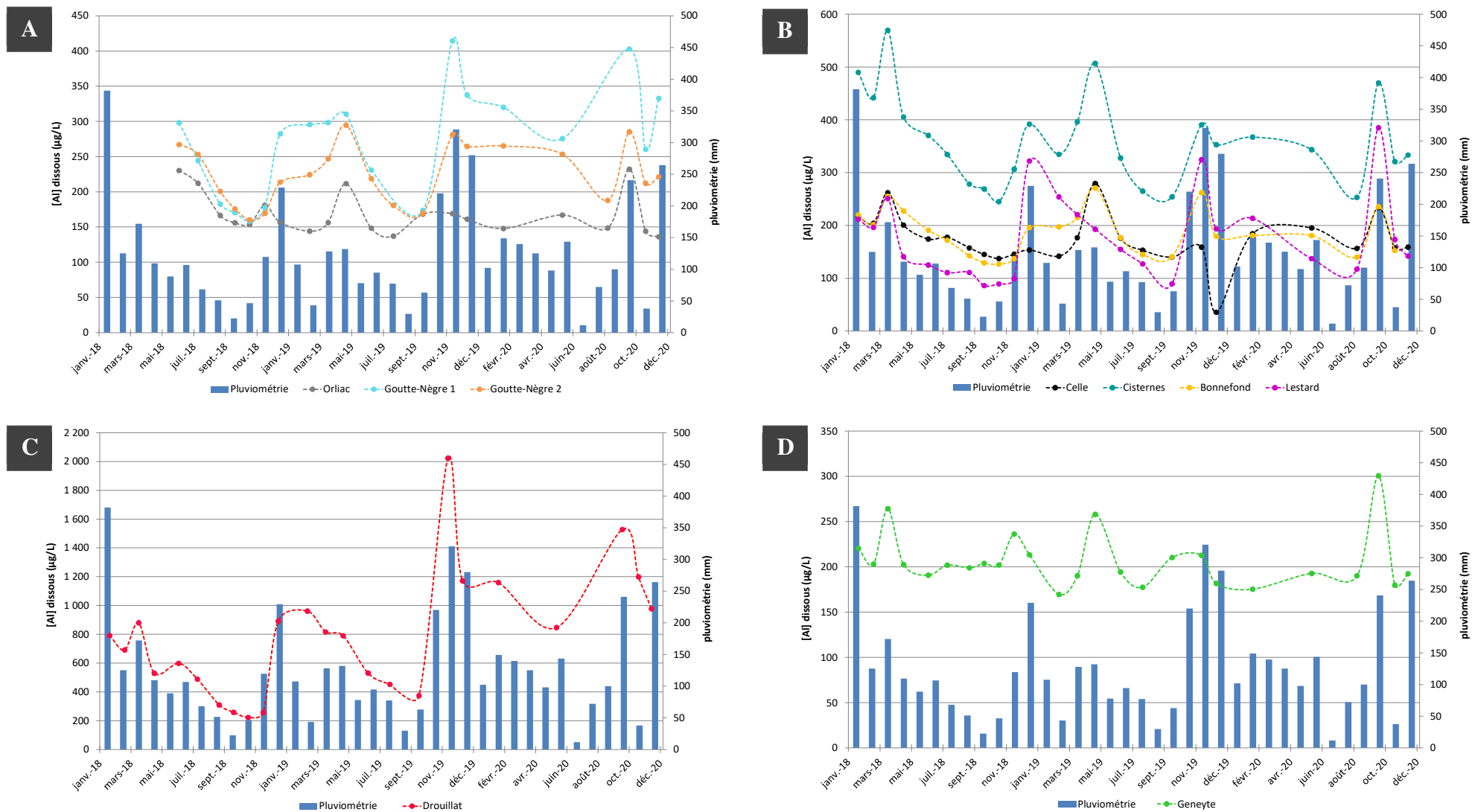


Figure 16 : Pluviométrie et teneurs en aluminium sur les captages Orliac, Goutte-Nègre 1 & 2 (A), Celle, Cisternes, Bonnefond et Lestards (B), Drouillat (C) et Geneyte (D) (2018-2020)

Le captage le plus réactif vis-à-vis de la pluviométrie est celui de Drouillat sur la commune de Peyrelevade (**Figure 16.C**). Les augmentations de la concentration en aluminium sont concomitantes des forts cumuls de pluie, comme l'attestent les résultats obtenus en février et décembre 2018 et surtout en novembre/décembre 2019. Pour rappel, l'environnement amont immédiat du captage de Drouillat a connu un déboisement intense (en 2016-2017), renforçant sa réactivité vis-à-vis des phénomènes pluviométriques remarquables. Les teneurs en aluminium des captages de Goutte-Nègre 1 (Tarnac, **Figure 16.A**) et de Cisternes et Lestards (**Figure 16.B**) sont également impactées par ces à-coups hydrauliques pluvieux (février 2018 et à chaque automne entre 2018 et 2020).

Les autres captages réagissent faiblement aux phénomènes pluvieux recensés (Goutte-Nègre 2 **Figure 16.A** et Bonnefond et Celle **Figure 16.B**) voire ne sont pas sensibles aux phénomènes pluviométriques, même intenses, (Orliac (**Figure 16.A**) et Geneyte (**Figure 16.D**)) avec des concentrations en aluminium qui varient assez peu sur l'ensemble de la période de mesures (moyennes de $168 \pm 29 \mu\text{g/L}$ pour Orliac et $207 \pm 30 \mu\text{g/L}$ pour Geneyte). La présence de zones humides à proximité de la plupart de ces captages, notamment ceux de Tarnac, la Geneyte et Bonnefond, peut expliquer leur faible réactivité compte tenu de l'effet tampon qu'exercent ce type de zones naturelles vis-à-vis de la pluviométrie (saturation en eau du sol).

Ces constats sont en adéquation avec les observations faites au cours du premier suivi en 2014/2015. Cependant, pour cette seconde campagne, il semblerait que les temps de réponse soit assez courts entre la période pluvieuse et l'augmentation de la concentration en aluminium mesurée. Au cours de la précédente campagne, un décalage dans le temps d'environ 1 mois avait été observé. Ceci peut s'expliquer par les profils pluviométriques différents relevés sur les deux périodes de mesures. Comme le montre la **Figure 15**, en 2018/2020, la pluviométrie a été plus importante et surtout avec des écarts de cumuls de pluie forts d'un mois à l'autre ; là où en 2014/2015 les variations enregistrées étaient plus lentes et étalées dans le temps. Ces écarts brusques de pluviométrie, et surtout la reprise des intempéries après une période sèche de 5 mois (2019), peuvent induire une remobilisation rapide de l'aluminium du fait de la pénétration de l'eau de pluie plus rapide et plus en profondeur dans le sol. En effet, après une longue période sèche, si les premières pluies sont certes significatives mais éparsent (comme en 2014/2015), les eaux dans un premier temps ruissellent et humidifient la partie superficielle du sol. Il faut que les événements pluvieux se succèdent rapidement, à des niveaux d'intensité élevés (2018/2020), pour qu'en plus du ruissellement, les eaux pénètrent plus en profondeur et commencent à saturer les sols sur un laps de temps restreint.

Comme pour la première étude, les captages présentant la plus grande réactivité vis-à-vis de la pluviométrie sont **Drouillat, Cisternes et Lestards** (environnement du captage quasiment exclusivement forestier, cf. fiches captages en *Annexe 2*). La réactivité du captage de Drouillat a été renforcée par l'exploitation forestière de la parcelle à l'amont immédiat de l'ouvrage. Le captage de **Goutte-Nègre 1** sur la commune de Tarnac semble lui aussi sensible au phénomène pluviométrique de forte intensité.

Les captages de **Geneyte ou Bonnefond**, au contraire, ne montrent pas de sensibilité aux phénomènes pluviométriques même de forte intensité et gardent une concentration en aluminium presque constante.

VII.2. Qualité des eaux des captages suivis sur les Monts de Guéret

Pour chaque drain suivi, les résultats exprimés sous la forme *Moyenne ± Ecart-type* pour l'ensemble paramètres physico-chimiques analysés sont présentés en **Annexe 4**.

Les moyennes établies pour l'ensemble des paramètres **excluent les valeurs qui dérivent fortement** de celles habituellement observées. Ce cas de figure est appliqué essentiellement aux concentrations en **aluminium**.

Ces valeurs, dites « dérives », sont répertoriées (paramètre, date, valeur) afin d'étudier une éventuelle relation avec les phénomènes climatiques recensés et/ou l'environnement forestier des différents captages (cf. Tableaux en **Annexes 5 et 6**)

Sont également recensées les valeurs des **paramètres dépassant ponctuellement les limites et références** de qualité des eaux destinées à la consommation humaine (*Code de la Santé Publique, 2007*).

Pour les séries de données où quelques concentrations sont inférieures à la limite de quantification (LQ), la moyenne et l'écart-type sont calculés en considérant le cas le plus défavorable, à savoir assimiler la valeur du paramètre considéré à la LQ.

VII.2.a. Qualité physico-chimique globale

Les eaux captées sont peu minéralisées, en adéquation avec le socle granitique présent sur le secteur d'étude, avec une conductivité électrique comprise entre 41 et 107 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en moyenne suivant le point de mesure, leur conférant un caractère agressif. Elles sont également acides avec un pH de l'ordre de 5,5 à 6 et possèdent un TAC faible compris entre 0,6 et 1,9 $^\circ\text{f}$ (cf. *Figure 17*).

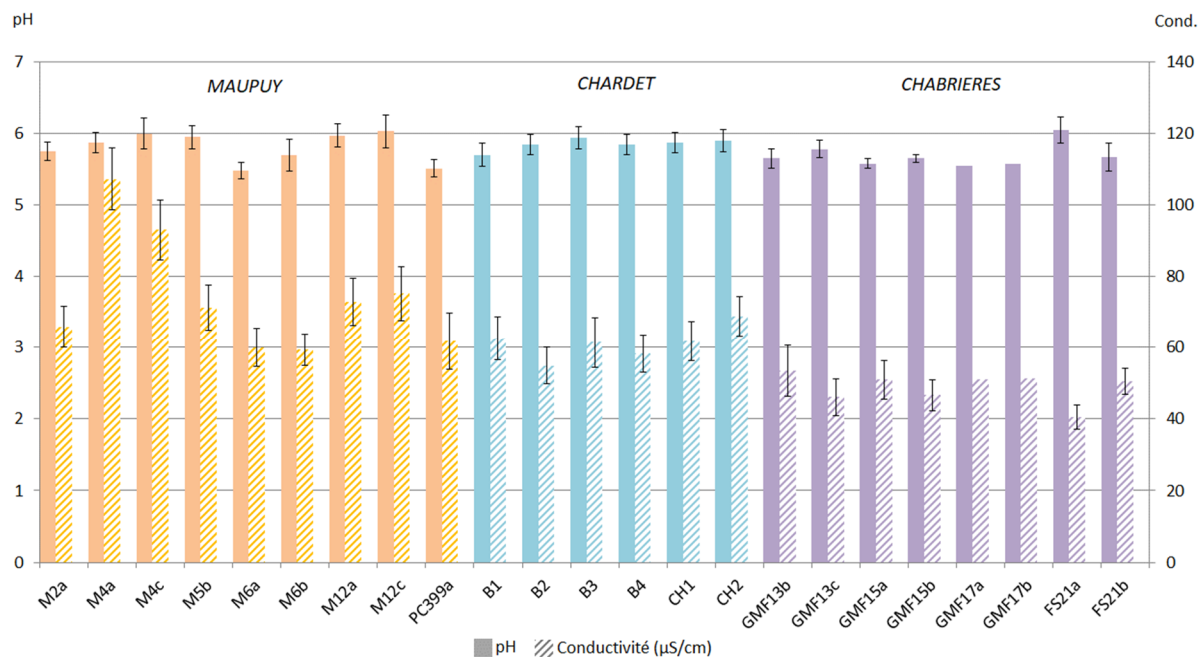


Figure 17 : Valeurs moyennes (\pm écart-type) du pH et de la conductivité mesurés sur les sites des Monts de Guéret

Les paramètres de minéralisation tels que TAC (HCO_3^-), Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , SO_4^{2-} , Cl^- , F^- , PO_4^{3-} , NO_2^- , NH_4^+ présentent de faibles concentrations et peu de variation dans le temps pour un point de mesure donné. Plus spécifiquement, les paramètres F^- , PO_4^{3-} , NO_2^- , NH_4^+ sont très peu présents dans ces eaux avec des concentrations de l'ordre du $\mu\text{g}/\text{L}$ à quelques centaines de $\mu\text{g}/\text{L}$ (cf. Résultats de l'ensemble des paramètres en *Annexe 4*).

Pour les paramètres de minéralisation HCO_3^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , SO_4^{2-} et Cl^- , bien que les concentrations diffèrent légèrement d'un captage à un autre, l'ensemble des valeurs obtenues sont du même ordre de grandeur (mg) (cf. *Figure 18*). On remarque tout de même que la distribution entre ces divers éléments est très semblable au niveau des drains d'un même captage voire d'un même secteur (M4a/M4c, M6a/M6b et MP12a/M12c sur le Maupuy, l'ensemble des prélèvements sur Chardet ou encore les drains de la Fontaine aux Sangliers sur Chabrières).

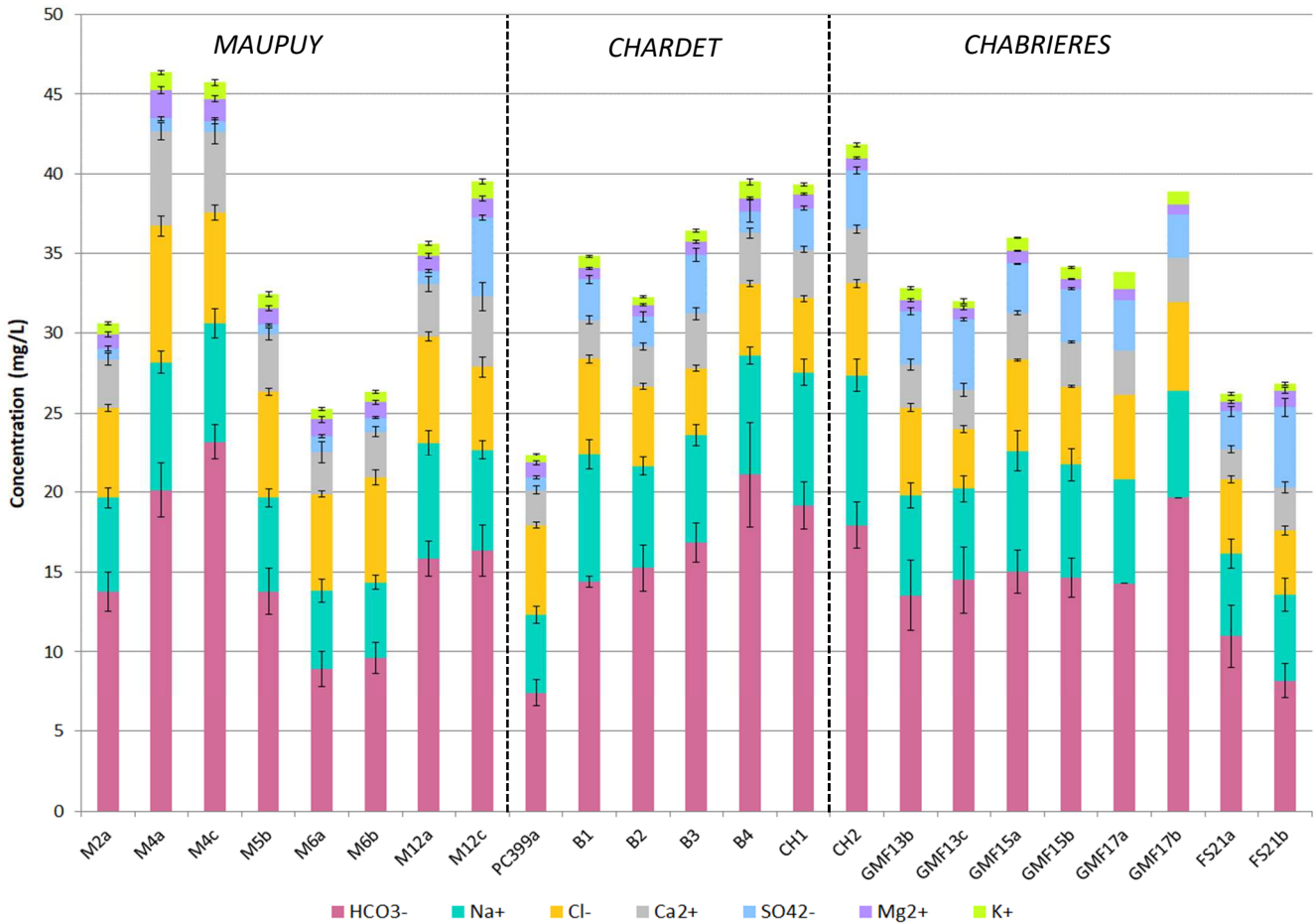


Figure 18 : Concentrations moyennes (\pm écart-type) des paramètres Hydrogencarbonates (HCO_3^-), Sodium (Na^+), Chlorures (Cl^-), Calcium (Ca^{2+}), Sulfates (SO_4^{2-}), Magnésium (Mg^{2+}) et Potassium (K^+) en mg/L mesurées sur les sites des Monts de Guéret

A titre indicatif, les indices de Larson (LR ou Larson Ratio, indice de corrosivité des métaux) ont été calculés pour les eaux prélevées sur ce secteur.

Les valeurs obtenues sont comprises entre 0,45 et 1,63, avec une majorité des eaux présentant une tendance moyenne à la corrosion (cf. **Figure 19**).

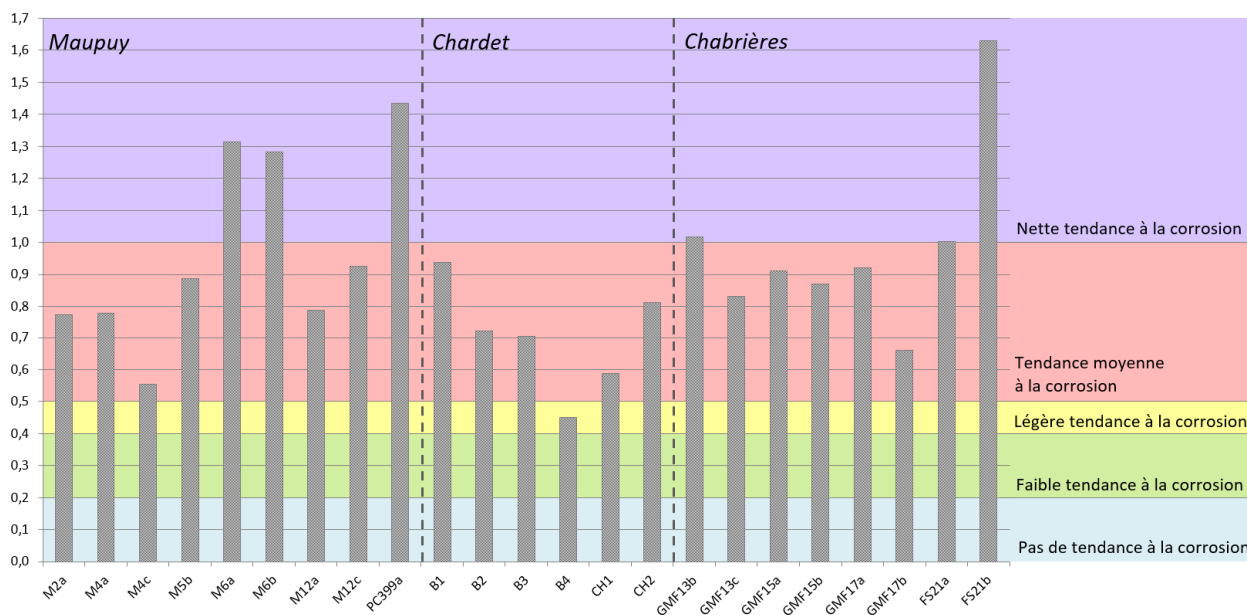


Figure 19 : Calcul de l'indice de Larson LR (indice de corrosivité) pour les eaux prélevées sur les sites des Monts de Guéret

VII.2.b. Dérives de qualité physico-chimique observées

VII.2.b.1 Carbone organique total

Le carbone organique dissous (COD) est recherché sur échantillon d'eau filtré. Les eaux analysées présentant des teneurs en particules théoriquement très faibles, le COD peut être assimilé au carbone organique total (COT). La référence de qualité pour ce paramètre est fixée à **2 mg/L** (*Code de la Santé Publique, 2007*).

Pour les eaux prélevées sur les Monts de Guéret, seuls les drains des captages 2, 6 et 12 situés sur le massif du Maupuy ne présentent aucun dépassement de la référence de qualité de 2 mg/L. Pour les autres captages du Maupuy et les deux autres secteurs étudiés (Chardet et Chabrières), cette valeur a été égale voire dépassée au moins une fois sur chaque point de mesure. Le secteur présentant le plus grand nombre de dépassement de cette norme est la forêt de Chabrières, avec une majorité de drains prélevés affichant une teneur moyenne en carbone organique dissous supérieure au 2 mg/L requis (cf. *Figure 20*).

Les drains de collecte en place au niveau de la forêt de Chabrières sont peu profonds voire posés de manière superficielle là où les secteurs du Maupuy ou du bois de Chardet présentent des drains installés à plusieurs mètres de profondeur (jusqu'à plus de 12 m sur le Maupuy).

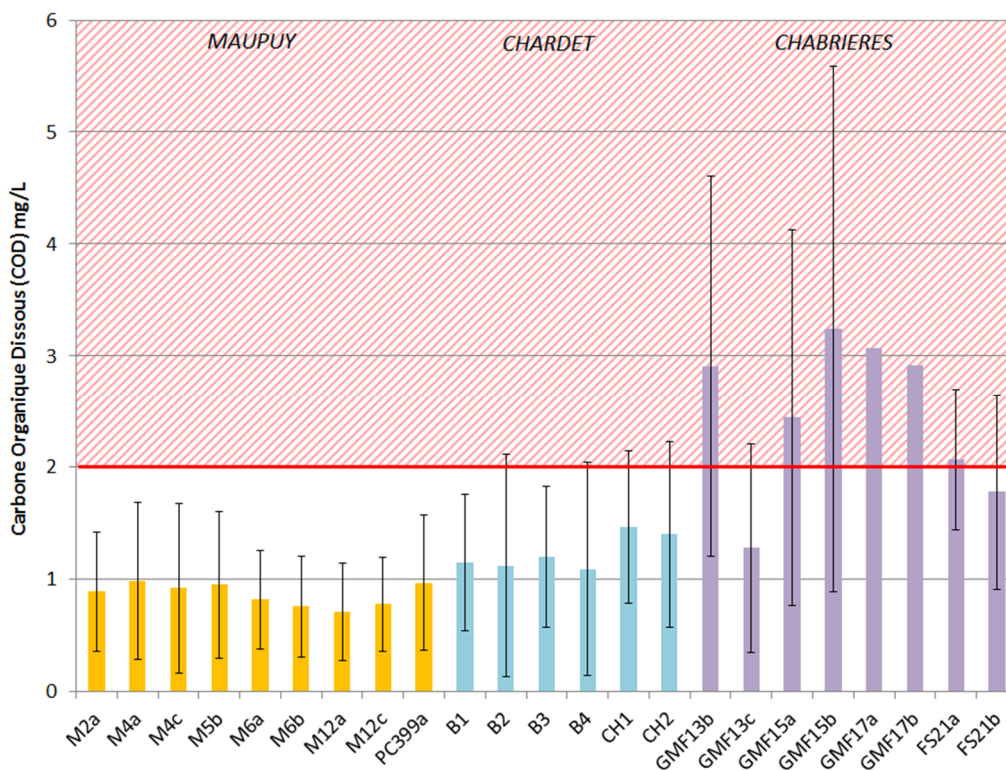


Figure 20 : Teneurs moyennes (\pm écart-type) en COD des eaux prélevées sur les captages des Monts de Guéret (référence de qualité à 2 mg/L)

Ainsi, les valeurs de COD constatées tout au long de la période de mesure peuvent traduire une certaine vulnérabilité des captages dotés de drains situés à de faibles profondeurs.

Hormis pour la date du 06 sept. 2019, les dépassements de la référence de qualité de 2 mg/L sont vraisemblablement liés à des épisodes pluvieux importants survenus les jours précédents les prélèvements. Ce lien est d'autant plus affirmé sur le secteur de la forêt de Chabrières que les débits mesurés en sortie de drains augmentent après ces pluies significatives (recharge et décharge rapide des altérites dans lesquelles se situent les drains) et que la turbidité des eaux captées est elle aussi impactée (augmentation de la teneur en particules fines des prélèvements) (cf. Tableaux en [Annexe 5](#) et [Annexe 6](#)).

En effet, les drains de collecte les moins profonds (Chabrières) sont installés à proximité immédiate des premiers horizons du sol, très riches en matière organique dont l'origine est liée à la forêt en place sur le secteur d'étude, parfois depuis plus d'un siècle.

Ainsi au cours d'évènements pluvieux conséquents, le débit des eaux captées au niveau de ces drains augmente ; les particules fines remises en suspension dans la solution du sol sont captées, ce qui a pour conséquence directe l'augmentation de la turbidité (eau trouble) mais également de la teneur en Carbone Organique Dissous (COD). Dans un contexte de drains superficiels, ces trois paramètres (Débit, Turbidité et COD) peuvent donc être intimement liés ; le suivi de

la turbidité peut déjà être un bon indicateur de la qualité de l'eau mais également un donneur d'alerte quand cette dernière dérive trop fortement de sa limite de qualité (1 NFU, *Code de la Santé Publique*, 2007).

Vis-à-vis du paramètre COD, les dépassements fréquents de la référence de qualité sur le secteur de Chabrières mais également ponctuellement sur le Maupuy et Chardet pose le problème du développement de microorganismes au sein des réseaux et des ouvrages. Cette présence induit une dégradation des installations de collecte mais favorise aussi le développement de biofilm, lieu propice à l'établissement de pathogènes.

Si une désinfection au chlore est mise en œuvre directement (efficace et peu onéreuse) pour sécuriser le risque microbiologique sur ces eaux vulnérables, à très forte teneur en COD, cette désinfection peut engendrer l'apparition de sous-produits de chloration. :

→ les chlorophénols, générateurs de goûts et d'odeurs de l'eau et potentiellement dangereux pour la santé,

→ les trihalométhanes (THM), classés composé cancérigène, mutagène et reprotoxique (CMR), disposant eux-mêmes d'une limite de qualité de 100 µg/L (*Code de la Santé Publique*, 2007).

VII.2.b.2 Présence de Cadmium sur le massif du Maupuy

Sur le massif du Maupuy, chaque point de prélèvement (à l'exception du drain 868c du captage n°12 – M12c) présente au moins une fois une teneur en Cadmium supérieure à la limite de qualité fixée à 5 µg/L (*Code de la Santé Publique*, 2007) au cours de l'étude, jusqu'à une concentration maximale relevée de 36,0 µg/L sur le drain 861a du captage n°2 (M2a) sur le Maupuy. Une origine anthropique telle que la présence de fumées industrielles ou une utilisation intensive d'engrais phosphatés sont à exclure compte tenu du secteur impacté ; une source naturelle localisée, liée au fond géochimique, semble privilégiée d'autant que cet élément n'a pas été retrouvé sur les deux autres secteurs étudiés.

VII.2.b.3 Dérive de fond : Concentrations en Nitrates élevées

Le secteur étudié n'est pas sujet à une pollution des eaux naturelles, superficielles comme souterraines, par les nitrates. En effet, la forêt représente la majeure partie de l'occupation du sol, parfois depuis plus d'un siècle, de ce fait l'agriculture et les activités anthropiques y sont

peu développées. Dans ce cas de figure, les teneurs en nitrates couramment rencontrées dans les eaux naturelles sont faibles, inférieures à 5 mg/L. Les nitrates des eaux souterraines proviennent du lessivage par l'eau de pluie des nitrates produits naturellement dans le sol superficiel ; leur concentration excède rarement les 10 mg/L.

Cependant, des teneurs moyennes en nitrates anormalement élevées ont été mesurées au cours de l'étude, notamment sur le secteur du Massif du Maupuy (concentrations moyennes supérieures à 10 mg/L) et dans une moindre mesure au niveau du bois de Chardet (cf. **Tableau 9** et **Figure 21**).

Tableau 9 : Teneurs moyennes (± écart-type) en nitrates sur la durée de l'étude (Secteur des monts de Guéret)

MAUPUY	M2a	M4a	M4c	M5b	M6a	M6b	M12a	M12c	PC399a
[NO₃] moyenne ± écart-type (mg/L)	11,5 ± 0,7	23,5 ± 3,5	16,1 ± 1,8	12,7 ± 0,9	10,9 ± 0,7	10,1 ± 0,8	12,7 ± 1,6	9,8 ± 2,8	11,4 ± 0,9
CHARDET	B1	B2	B3	B4	CH1	CH2			
[NO₃] moyenne ± écart-type (mg/L)	7,9 ± 0,4	5,9 ± 0,6	8,1 ± 0,6	4,5 ± 1,1	6,6 ± 0,8	7,8 ± 0,3			
CHABRIERES	GMF 13b	GMF 13c	GMF 15a	GMF 15b	GMF 17a	GMF 17b	FS 21a	FS 21b	
[NO₃] moyenne ± écart-type (mg/L)	2,6 ± 1,1	0,5 ± 0,5	2,2 ± 0,1	0,8 ± 0,1	1,8	1,5	1,8 ± 0,1	7,3 ± 0,8	

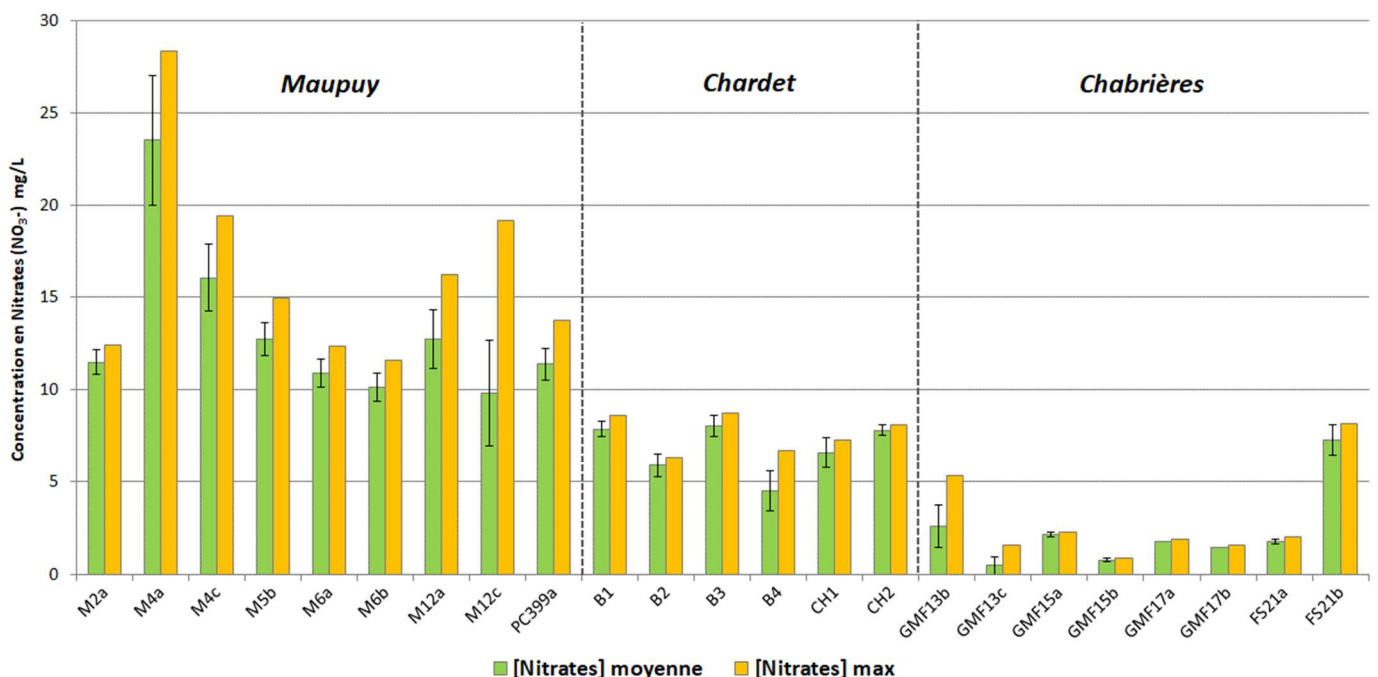


Figure 21 : Concentrations moyennes (± écart-type) en nitrates des eaux prélevées sur les captages des Monts de Guéret (limite de qualité à 50 mg/L) et concentration maximale relevée sur la période de mesures

Les concentrations en nitrates au niveau des captages présents sur les massifs forestiers du Maupuy et de Chardet sont 2 à 3 fois plus élevées que les valeurs retrouvées usuellement dans la région, selon les drains considérés.

Les teneurs en nitrates au niveau de la forêt de Chabrières sont faibles, de l'ordre de 2 mg/L, excepté pour un drain où la valeur de 7,3 ($\pm 0,8$) mg/L est du même ordre de grandeur que pour les captages situés dans le bois de Chardet.

Remarque : *Concernant la qualité de l'eau potable, les concentrations en nitrates mesurées restent inférieures à la limite de qualité de 50 mg/L et n'engendrent donc pas de risque pour la consommation, même sans étape d'élimination des nitrates lors du traitement. Néanmoins, certaines populations à risque sont plus sensibles à un taux élevé de nitrates dans l'eau de boisson. Cette limite de qualité de 50 mg/L a été fixée en fonction des risques courus par les populations les plus vulnérables, à savoir les femmes enceintes et les nourrissons. Pour les nouveau-nés âgés de moins de 6 mois, les pédiatres recommandent même de ne pas utiliser une eau présentant une concentration en nitrates supérieure à 15 mg/L, le risque majeur invoqué étant de déclarer la méthémoglobinémie du nourrisson (défaut d'oxygénation du sang lié à la présence de nitrites).*

Concernant la présente étude, les eaux des captages étudiés sur les Monts de Guéret se retrouvent à terme dans un mélange entraînant un effet de dilution et donc une diminution de la teneur en potentiels contaminants.

Néanmoins, nous rappelons que chaque drain suivi ici peut refléter de la réalité d'une installation existante sur un autre secteur, présentant les mêmes caractéristiques structurelles et environnementales. Là, les concentrations des différents paramètres suivis, notamment des nitrates, seraient à considérer à part entière.

D'où les nitrates proviennent-ils ?

Le secteur d'étude est forestier depuis au moins une centaine d'années. Les nitrates sont issus de la dégradation de la matière organique générée par la forêt. En effet, le dépôt accumulatif de feuilles ou d'aiguilles, ainsi que la présence de rémanents, contribuent à un apport de matière organique riche en carbone et en azote en surface du sol. Plus la forêt sera ancienne, plus ce dépôt de matière organique sera important. Cette dernière est dégradée par des microorganismes. L'azote organique est alors converti en azote inorganique sous la forme ammonium (NH_4^+). Une nitrification a ensuite lieu conduisant à la formation de nitrites (NO_2^-) puis de nitrates (NO_3^-). Cette nitrification s'accompagne également d'une production de protons et par conséquent, d'une acidification du sol (cf. *Figure 4 et Figure 22 ci-dessous*). Dans un sol peu ou pas altéré, les bases échangeables du complexe argilo humique, malgré une désaturation naturelle dans les sols de la région, vont contrer cet apport d'acidité sans entraîner de libération significative d'aluminium.

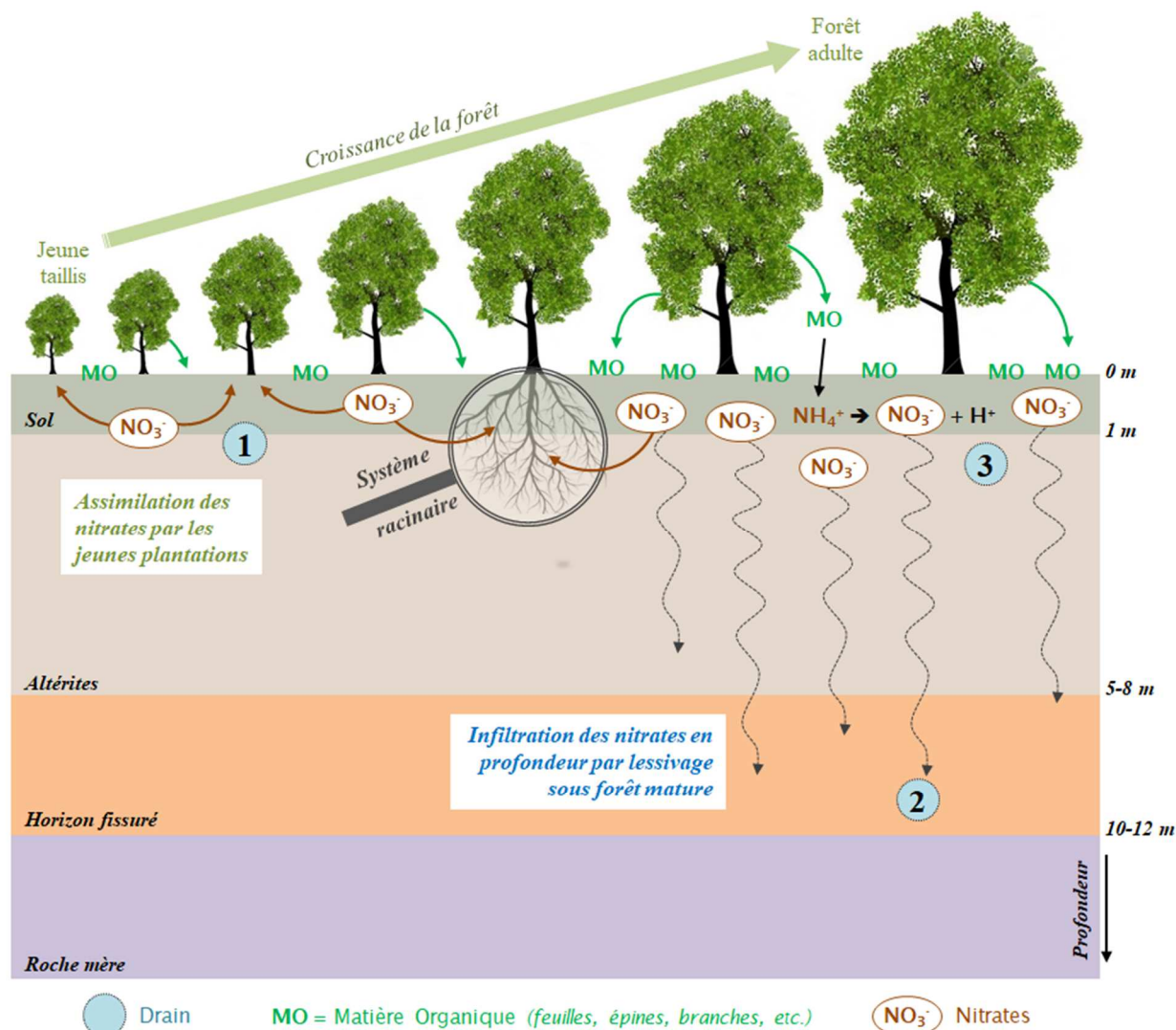


Figure 22 : Schématisation de la mobilité des nitrates dans le sol sous couvert forestier en fonction de l'âge de la forêt

Comme l'illustre la **Figure 22**, les nitrates, éléments essentiels à la croissance des végétaux, peuvent être recaptés par les arbres au niveau de leur système racinaire. Plus un massif forestier est jeune, plus la consommation par les racines des nitrates présents dans le sol sera importante pour la croissance des arbres ; à l'inverse, une forêt très âgée comportant essentiellement des arbres adultes sera bien moins consommatrice en nitrates. Dans ce cas, ces derniers peuvent être transportés plus en profondeur par les eaux d'infiltration lors de pluies abondantes. Ces nitrates qui s'infiltrent peuvent migrer jusqu'à plusieurs mètres de profondeur (de 5 à plus de 10 m environ) : la nature sableuse des horizons de la couche d'altérites couplée à leur forte solubilité dans l'eau les rend non réactifs vis-à-vis du substrat traversé.

Lien entre concentration en nitrates et profondeur des drains ?

Les résultats du suivi de la qualité physico-chimique et l'étude de l'environnement forestier des différents captages mettent en évidence un lien entre teneurs en nitrates des eaux captées et profondeurs des drains en place.

En effet, les drains les plus profonds (captages situés sur le massif du Maupuy et le bois de Chardet) sont associés aux concentrations en nitrates les plus élevées. A l'inverse, les eaux captées par des drains situés plus en surface, comme au niveau de Chabrières, présentent des concentrations bien plus faibles et semblables aux concentrations habituellement rencontrées dans la région. Une exception pour le drain 698b du captage de la Fontaine aux Sangliers (FS21b) est à noter : il serait pertinent de connaître la profondeur de ce drain dont les eaux analysées présentent des concentrations en nitrates similaires à celles relevées sur le secteur du bois de Chardet. Les drains peu profonds des captages du plateau de Millevaches présentent aussi des teneurs en nitrates faibles, renforçant cette hypothèse entre profondeur des drains et teneur en nitrates, en lien dans certains cas avec un âge de la forêt avancé.

Lien entre concentration en nitrates et âge de la forêt ?

Parallèlement à ce constat, il est probable que les massifs forestiers les plus âgés aient généré plus de matière organique au cours du temps et donc plus de nitrates. Dans ce cas de figure, ces derniers s'infiltrent dans des couches plus profondes du sol. Cette infiltration est d'avantage favorisée lorsque les arbres vieillissent : ces derniers ont besoin de moins de nutriments que dans leurs premières années de développement, leurs systèmes racinaires puisent donc moins de nitrates au niveau de la première couche du sol où se dégrade la matière organique. Sur ces secteurs, les nitrates s'infiltrent et sont alors captés par les drains situés plus en profondeur, comme l'illustre la **Figure 22** avec le cas du drain n°2 (exemple du Maupuy). Les cas des drains

n°1 et 3 de la **Figure 22**, situés à faible profondeur comme sur le site de Chabrières, montrent que les nitrates sont très peu captés et sont soit assimilés par la végétation (sous couvert d'une plantation récente) soit lessivés par les eaux d'infiltration (sous couvert d'une forêt adulte).

Lien entre concentration en nitrates et exploitation forestière ?

Il est à noter également que si les teneurs en nitrates relevées sur les secteurs étudiés aux alentours de Guéret et notamment du Maupuy sont supérieures aux valeurs habituellement rencontrées (5 mg/L), elles restent bien en deçà de la limite de qualité fixée à **50 mg/L** (*Code de la Santé Publique, 2007*). Néanmoins, certaines pratiques forestières tendent à augmenter la concentration en nitrates, notamment la pratique de la coupe rase, c'est-à-dire une coupe de récolte enlevant la totalité des arbres d'une parcelle voire d'un bassin versant. En effet, l'exposition du sol nu à la lumière provoque une accélération de la minéralisation de l'humus et ainsi de la nitrification, d'où une augmentation de la teneur en nitrates dans les sols concernés (*Guide Pratique, Région Midi-Pyrénées 2011*). Bien que ces pratiques seules n'entraînent pas de pollution significative aux nitrates, elles contribuent à accentuer la problématique sur les secteurs qui présentent déjà des teneurs non négligeables.

Une teneur importante en nitrates dans les eaux souterraines sur un tel secteur forestier n'est pas nécessairement due à un évènement et/ou paramètre isolé mais doit avoir une origine multi-factorielle.

VII.2.b.4 Dérives ponctuelles : Pics de concentration en Aluminium

Des pics de concentrations en aluminium sont observés au niveau de certains drains des captages suivis. Habituellement, les eaux présentent des concentrations de l'ordre de la dizaine de µg/L. La limite de qualité en aluminium pour l'eau potable est de 200 µg/L (**[1]**). Or, les pics de concentrations observés peuvent être très élevés, jusqu'à plus de 2,5 fois supérieurs à cette norme.

Les trois massifs forestiers ne semblent pas être affectés de la même manière vis-à-vis de la contamination en aluminium et de ses dérives. Le **Tableau 10** et la **Figure 23** ci-après font l'état des lieux des teneurs en aluminium recensées tout au long de la période de mesure.

Tableau 10 : Concentrations moyennes (± écart-type) en aluminium sur la durée de l'étude (Secteur des monts de Guéret)

MAUPLY	M2a	M4a	M4c	M5b	M6a	M6b	M12a	M12c	PC399a
[Al] moyenne ± écart-type (µg/L)	11,8 ± 4,1	< 14	< 14	< 14	27,6 ± 6,4	18,4 ± 3,8	< 14	< 14	25,2 ± 7,5
CHARDET	B1	B2	B3	B4	CH1	CH2			
[Al] moyenne ± écart-type (µg/L)	< 14	< 14	< 14	< 14	27,6 ± 21,8	< 14			
CHABRIERES	GMF 13b	GMF 13c	GMF 15a	GMF 15b	GMF 17a	GMF 17b	FS 21a	FS 21b	
[Al] moyenne ± écart-type (µg/L)	79,6 ± 41,1	< 14	30,6 ± 25,3	221,9 ± 135,8	< 14	< 14	42,8 ± 30,3	28,8 ± 27,0	

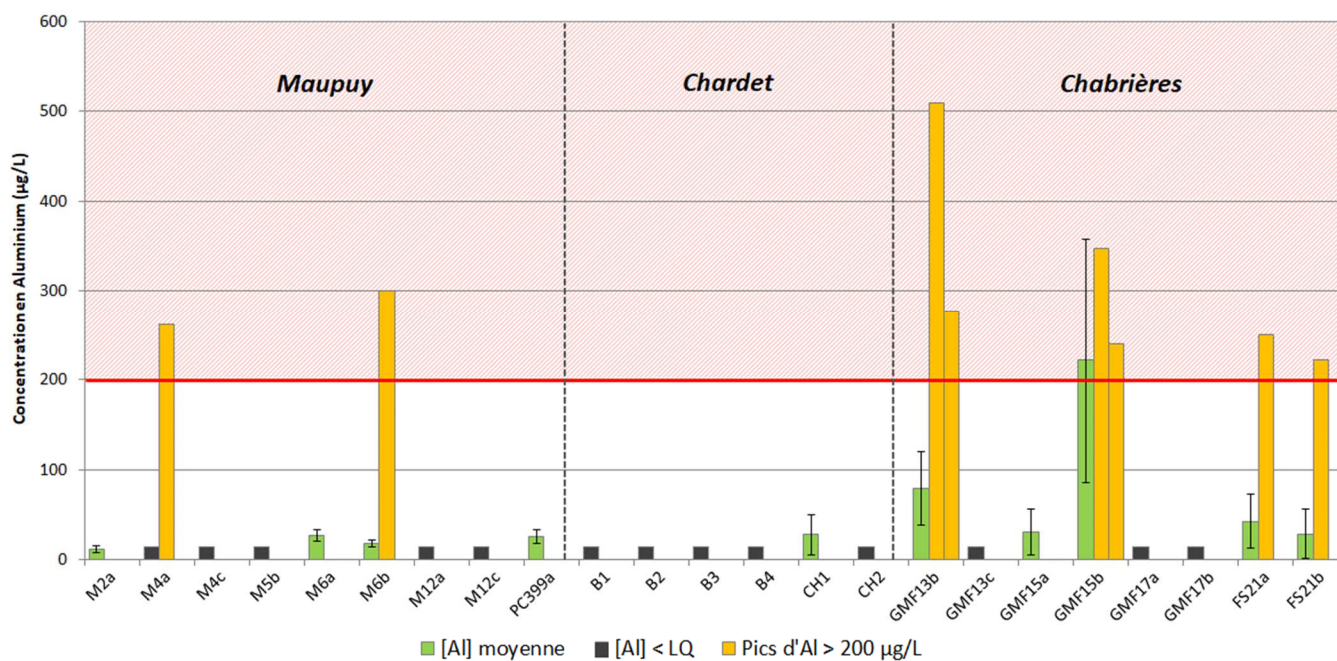


Figure 23 : Concentrations moyennes (± écart-type) en aluminium des eaux prélevées sur les captages des Monts de Guéret et Pics de concentration > 200 µg/L (référence de qualité) enregistrés sur la période de mesure

D'après la **Figure 23**, les 3 secteurs forestiers étudiés présentent des comportements et des réponses différentes vis-à-vis de la contamination en aluminium. Tout d'abord, au niveau du bois de Chardet, l'aluminium est faiblement présent avec des concentrations moyennes globalement inférieures à 30 µg/L (maximum de 134 µg/L relevé sur CH1). La même conclusion peut être faite pour le massif du Maupuy (moyennes faibles, globalement < 30 µg/L) à la différence que des pics de concentration supérieurs à la référence de qualité de 200 µg/L ont été relevés (à 262 et 299 µg/L sur 2 drains différents).

Enfin, sur le secteur de la forêt de Chabrières, les concentrations moyennes sont plus élevées : de 14 µg/L (LQ) à 80 µg/L pour les valeurs inférieures à la référence de qualité. Le drain b du captage du Grand Mas Foreau 15 (GMF15b) quant à lui présente une teneur moyenne en aluminium très forte et supérieure à 200 µg/L (222 µg/L). La référence de qualité a ponctuellement été dépassée 6 fois (réparties sur 4 drains/3 captages), avec des taux atteignant près de 510 µg/L d'aluminium.

Il faut noter que sur ce secteur et celui de Chardet, les moyennes ont été calculées sur des séries de données réduites, présentant peu de valeurs (entre 2 et 8 en fonction des drains), ce explique en partie la disparité des résultats et les valeurs élevées des écart-types (cf. **Tableau 10**).

Néanmoins, ces résultats permettent d'orienter les conclusions sur trois cas de figure distincts que l'on peut afficher comme suit :

1^{er} CAS - Secteur de Chardet

Sur ce secteur, les drains sont assez profonds (de 6 à 9 m), aucune exploitation forestière récente n'est à recenser → **Peu d'aluminium mesuré.**

2^{ème} CAS - Secteur du Maupuy

Sur ce secteur, les drains sont également profonds (de 5 à 12 m), en revanche des parcelles à proximité de certains périmètres de protection on fait l'objet de coupes rases au cours de l'été 2016 suivies de coups de vents les mois suivants (hiver 2016/2017) provoquant des chutes et des déracinement d'arbres situés en bordure de coupe → **Aluminium mesuré faible en bruit de fond mais pics de concentration (> 200 µg/L) à mettre en relation avec les activités anthropiques couplées aux phénomènes climatiques inhabituels (cf. Chronologie des évènements de 2016/2017 page suivante).**

3^{ème} CAS - Secteur de Chabrières

Sur ce dernier secteur, les drains sont posés à faible profondeur (1-2 m ?) et aucune exploitation forestière récente n'est à recenser → **Teneur moyenne en aluminium plus élevée que sur les autres secteurs et surtout dépassement de la référence de qualité plus fréquent (pics élevés et fugaces) souvent en lien avec des épisodes pluvieux forts.**

Chronologie des événements survenus entre 2016 et 2017 (travaux forestiers et tempêtes)

- ✓ 24 juin 2016 : Début de coupe sur la parcelle 18 (Epicéas) dans le PPR du captage n°12 ;
- ✓ 28 juillet 2016 : Surface coupée de la parcelle 18 débardée et mise à nu. Début de coupe sur la parcelle 21 (Epicéas) dans le PPR du captage des Pierres Civières ;
- ✓ 29 août 2016 : Surface coupée de la parcelle 21 débardée et mise à nu. Début de coupe sur les parcelles 1 et 2 (Douglas) dans le PPR des captages n°4, 5 et 6 et coupe de douglas adultes à l'intérieur du PPI du captage n°5 ;
- ✓ Du 17 au 21 novembre 2016 : 1^{er} coup de vent (avec vent moyen > 60 km/h et rafales à 70 km/h), 150 m³ d'épicéas renversés aux abords des coupes et notamment à l'intérieur des PPI des captages n°4, 5 et 6 + Douglas renversés dans le prolongement de la coupe effectuée dans le PPR du captage n°12 ;
- ✓ Du 01 au 07 février 2017 : 2^{ème} coup de vent (avec vent moyen > 50-60 km/h), nouveaux épicéas renversés dans les mêmes secteurs (captages n°4, 5 et 6) ;
- ✓ Du 27 février au 06 mars 2017 : 3^{ème} coup de vent (avec vent moyen > 60 km/h et rafales à près de 100 km/h), nouveaux chablis sur les secteurs précédemment touchés ;
- ✓ Mai 2017 : Exploitation des chablis, débardage et mise à nu des parcelles touchées par les chutes d'arbres + Coupes rases des PPI des captages n°4, 5, et 6 (débardés et mis à nu) ;
- ✓ Octobre 2017 : Mises en andins des rémanents et préparation du sol pour replantation.



Photo 2 : Chablis au niveau du PPR des captages n°4, 5 (A) et 6 (B) avec dessouchage et mise à nu de galettes de sol (C) – Avril 2017

Synthèse des observations et pistes d'ouverture

Sur le secteur de la forêt de Chabrières, les pics d'aluminium (fulgurants et fugaces) pourraient être mis en relation avec la faible profondeur des drains (de l'ordre de 1 à 2 m). En effet, à cette profondeur, le sol naturellement riche en aluminium peut relarguer cet élément qui est alors capté au niveau du drain. La mobilisation de l'aluminium peut être engendrée et amplifiée par des événements naturels tels que de fortes précipitations : les eaux s'infiltrent en lessivant une partie de l'aluminium du sol.

Au niveau des massifs du Maupuy et de Chardet, les drains sont situés beaucoup plus en profondeur (de l'ordre de 5 à 12 m). Dans cette configuration, les drains ne sont a priori pas directement exposés aux horizons superficiels du sol riches en aluminium potentiellement mobile et la couche d'altérites où ils sont installés limite leur contamination. En effet, les horizons plus profonds ont tendance à refixer l'aluminium (Guibaud et Avelé, 1999).

NB : Au vu des profondeurs atteintes par les drains sur certains secteurs, ces derniers sont posés à la limite de la roche mère fissurée.

Cependant, des pics de concentrations en aluminium (> 200 µg/L) ont tout de même été observés sur deux captages du Maupuy. Les faibles teneurs en aluminium habituellement enregistrées montrent que le sol est capable, via les bases échangeables, de contrer l'acidité dû à la minéralisation de la fraction azotée de la matière organique. Cependant, les activités anthropiques (exploitations et travaux forestiers) et les événements climatiques remarquables (tempête) peuvent expliquer le relargage d'aluminium vers les captages. En effet, lors de coupes rases de parcelle ou de déracinement de plusieurs m³ d'arbres sur un secteur ciblé, les premiers horizons du sol (riches en aluminium mobile) sont déstructurés et une partie de ce sol peut mécaniquement se retrouver plus en profondeur. L'aluminium, resté sous forme dissoute et donc mobilisable du fait du contexte géologique local (acidité et faible minéralisation des eaux de subsurface), peut alors être capté par des drains situés plus en profondeur.

Ces pics relevés sur le Maupuy, datant de l'été 2017, peuvent donc être mis en relation avec les événements ayant eu lieu les semaines précédentes. En effet, de violents coups de vent survenus entre novembre 2016 et mars 2017 ont causé d'importants dégâts. Des arbres ont été renversés et pour certains dessouchés, comme en témoignent les photos précédentes (cf. **Photo 2**).

Ces chutes d'arbres ont eu lieu à proximité directe des captages, jusque dans les PPI. Le sol a par endroit été fortement déstructuré ; des galettes de sols, laissant apparaître des boules de granite, ont été soulevées. A la suite de ces événements climatiques, des travaux de remise en

état ont été effectués. Les débris d'arbres ont été rangés puis ramassés et le sol a été retravaillé de façon à permettre de nouvelles plantations.

Ces évènements peuvent alors être à l'origine des pics de concentrations en aluminium observés quelques semaines plus tard. En effet, des portions de sols altérés et riches en aluminium ont pu être enfouis plus profondément entraînant un relargage d'aluminium en profondeur, davantage à proximité des drains.

Rappel des principales conclusions obtenues :

→ La **profondeur des drains** utilisés pour la collecte des eaux de sub-surface jusqu'au captage présente un impact direct sur plusieurs paramètres des eaux analysées ;

→ **Drains superficiels (1 à 2 m de profondeur) :**

- ✓ Un épisode pluvieux significatif entraîne une réponse rapide des réseaux avec une augmentation du débit associé à une augmentation de la concentration en COD et de la turbidité ;
- ✓ L'aluminium, présent sous forme mobile de manière significative voire importante dans les premiers horizons des sols (tels que ceux étudiés ici) se retrouve capté par les drains et acheminé au captage
 - Phénomène amplifié par la pluviométrie entraînant le lessivage des sols et la remobilisation de l'aluminium dans la solution du sol.

→ **Drains profonds voire très profonds (de 5 à 12 m) :**

- ✓ Les nitrates, très solubles dans l'eau et peu adsorbés sur la matrice du sol traversé, ont tendance à s'infiltrer profondément dans le sol perméable (altérites) jusqu'à plusieurs mètres et peuvent être captés par ces drains
 - Phénomène d'infiltration accentué par la présence d'une forêt vieillissante, moins consommatrice en nitrates que des plantations jeunes ;
- ✓ Ces drains, à priori préservés d'une contamination par l'aluminium, peuvent se retrouver exposés à l'issue d'un remaniement important du sol et d'une déstructuration de ce dernier (travaux forestiers, tempête, etc.) avec un relargage de l'aluminium plus en profondeur.

VII.3. Bilan sur la partie des captages suivis

Tableau 11 : Bilan des observations et résultats obtenus sur les deux sites d'études

	Plateau de Millevaches		Monts de Guéret		
	DROUILLAT	Secteur global	MAUPUY	CHARDET	CHABRIERES
Facteur Anthropique : Influence des travaux forestiers					
Travaux forestiers	+++	+	+++	-	
Profondeur des drains	+(de 2 à 4 m - estimation)	+(de 2 à 4 m - estimation)	+++ (de 5 à 12 m)	++ (de 6 à 9 m)	
Paramètre impacté : Aluminium	+++	++	+	-	
Facteur Naturel : Influence de l'âge de la forêt					
Age de la forêt	+++	Voir au cas par cas	+++ (> 50 ans)	B +++ (> 50 ans) CH -	GMF15 +++ (> 100 ans) Autres -
Environnement Captage - Essence	Forêt Résineux		Dominante Résineux	Dominante Feuillus	Mixte
Profondeur des drains	+(de 2 à 4 m - estimation)		+++ (de 5 à 12 m)	++ (de 6 à 9 m)	- (superficiels)
Paramètre impacté : Nitrates	+		++	+	- FS21b +
Facteur Naturel : Influence de la pluviométrie					
Pluviométrie	+++	+++	+++	+++	+++
Profondeur des drains	+(de 2 à 4 m - estimation)	+(de 2 à 4 m - estimation)	+++ (de 5 à 12 m)	++ (de 6 à 9 m)	- (superficiels)
Paramètres impactés : Débit – COD – Turbidité	Débit ++	Débit ++	+	+	++
Paramètre impacté : Aluminium	+++	++		-	++

Légende

	Pas de contamination
	Contamination modérée
	Contamination forte
	Contamination très forte

VIII. Volet quantitatif : Suivi des débits sur les deux secteurs étudiés

Des mesures de débits ont été réalisées sur les différents captages suivis dans le cadre de la présente étude, dès que les conditions et les infrastructures en place le permettaient.

Ces données accumulées sur plusieurs mois voire plusieurs années peuvent se révéler être une source d'informations intéressantes notamment pour comprendre l'impact de certains facteurs extérieurs (naturels ou anthropiques) sur la collecte des eaux dans différents contextes et sur leurs qualités. De plus, l'aspect quantitatif permet d'attirer l'attention sur les changements de profils pluviométriques ; en effet, depuis plusieurs années, les quantités de précipitations annuelles sur un secteur donné, tel que celui de Guéret par exemple, restent inchangées, en revanche la répartition de ces cumuls de pluie devient de plus en plus inégale au cours d'une année. Ainsi, des périodes sans précipitation significative, qualifiées de périodes sèches, peuvent aujourd'hui durer plusieurs mois voire près de 6 mois certaines années. La conséquence directe est un fort déficit hydrique au niveau des eaux souterraines et un abaissement de la zone saturée en eau à des degrés rarement voire jamais atteints. La recharge amorcée par la reprise des précipitations par la suite en est d'autant plus lente, malgré de forts cumuls de pluie parfois recensés. Et les conséquences sur la ressource en eau potable d'origine souterraine s'en font ressentir.

A titre d'exemple, la sécheresse survenue au cours de la fin de l'été 2019 en Creuse et notamment sur Guéret où une pénurie d'eau en provenance du Maupuy et des autres Monts, alimentant d'ordinaire en grande partie les habitants de la communauté d'agglomération du Grand Guéret, s'est faite ressentir jusqu'au mois d'octobre. Fin septembre, les sources d'eaux souterraines perdaient encore 50 m³ par semaine (*constat effectué par le Maire de Guéret Michel VERGNIER au journal la Montagne le 23 septembre 2019*). Des eaux de substitution, provenant de rivière ou de réserve d'eau dans d'anciennes carrières, ont dûes être traitées pour compléter le débit nécessaire à la consommation journalière du secteur.

Cette situation, encore rare de nos jours, peut devenir plus fréquente et intense dans un futur proche avec les changements climatiques annoncés, voire déjà engagés. La ressource en eau et les alternatives à mettre en place, le tout intimement lié à la qualité des eaux distribuées, deviendront un enjeu majeur en période de sécheresse.

VIII.1. Suivi des débits de captages sur les Monts de Guéret

La majorité des drains suivis pour la qualité des eaux sur le secteur des Monts de Guéret ont fait l'objet de mesures de débit depuis le début de l'étude par Laurent RIVIERE de l'ONF, ce suivi se poursuivant encore aujourd'hui. Les figures présentées en page suivante montrent quelques exemples de suivis, associés à la pluviométrie enregistrée et aux phénomènes marquants survenus au cours de la période de mesures.

Le premier constat est que sur le massif du Maupuy, les drains étant installés en profondeur dans le sol environ 10 m), la réactivité et l'impact sur le débit sont modérés, notamment sur l'année 2019 (cf. **Figures 24 et 25**). La recharge des eaux souterraines est lente sur ce secteur, elle s'amorce seulement au bout de 2 mois sur le captage n°6 (constat visible pour les périodes post-sécheresse de 2018 et 2019, stagnation des débits sur les premières semaines pluvieuses avant reprise). En revanche, les périodes sèches de ces deux dernières années ont impactées plus durablement la collecte des eau vers le captage n°12. On peut constater que les pluies automnales ne semblent avoir que très peu d'impact sur les débits mesurés en sortie de drains.

A l'inverse, sur le site de Chabrières, on peut voir que la reprise des précipitations en fin d'année 2019 a engendré des variations de débits importantes (notamment au niveau du drain FS21a, cf. **Figure 26**) avec une fluctuation suivant les à-coups hydrauliques de la pluviométrie.

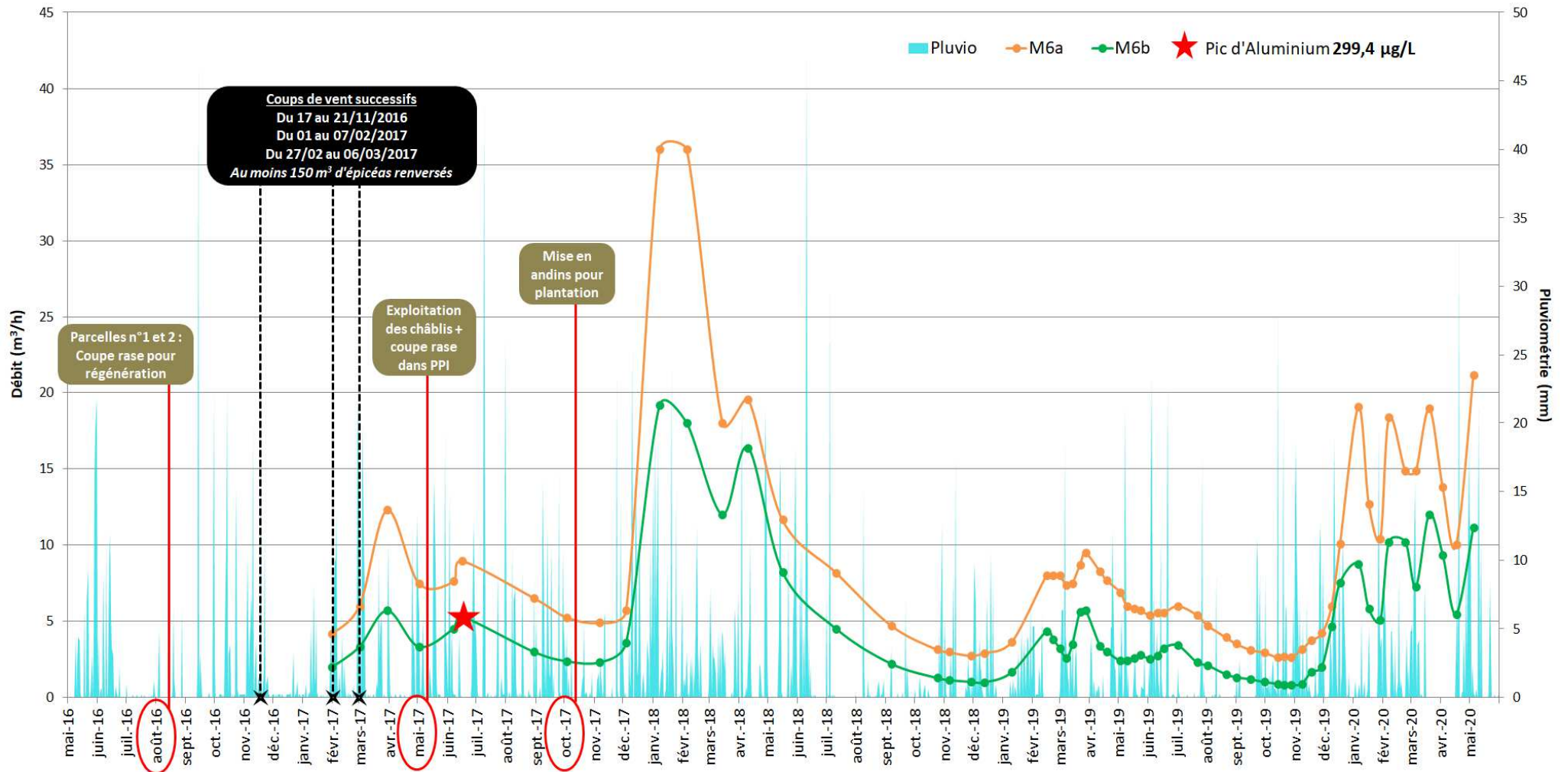


Figure 24 : Pluviométrie et débits mesurés sur les drains du captage n°6 du Massif du Maupuy

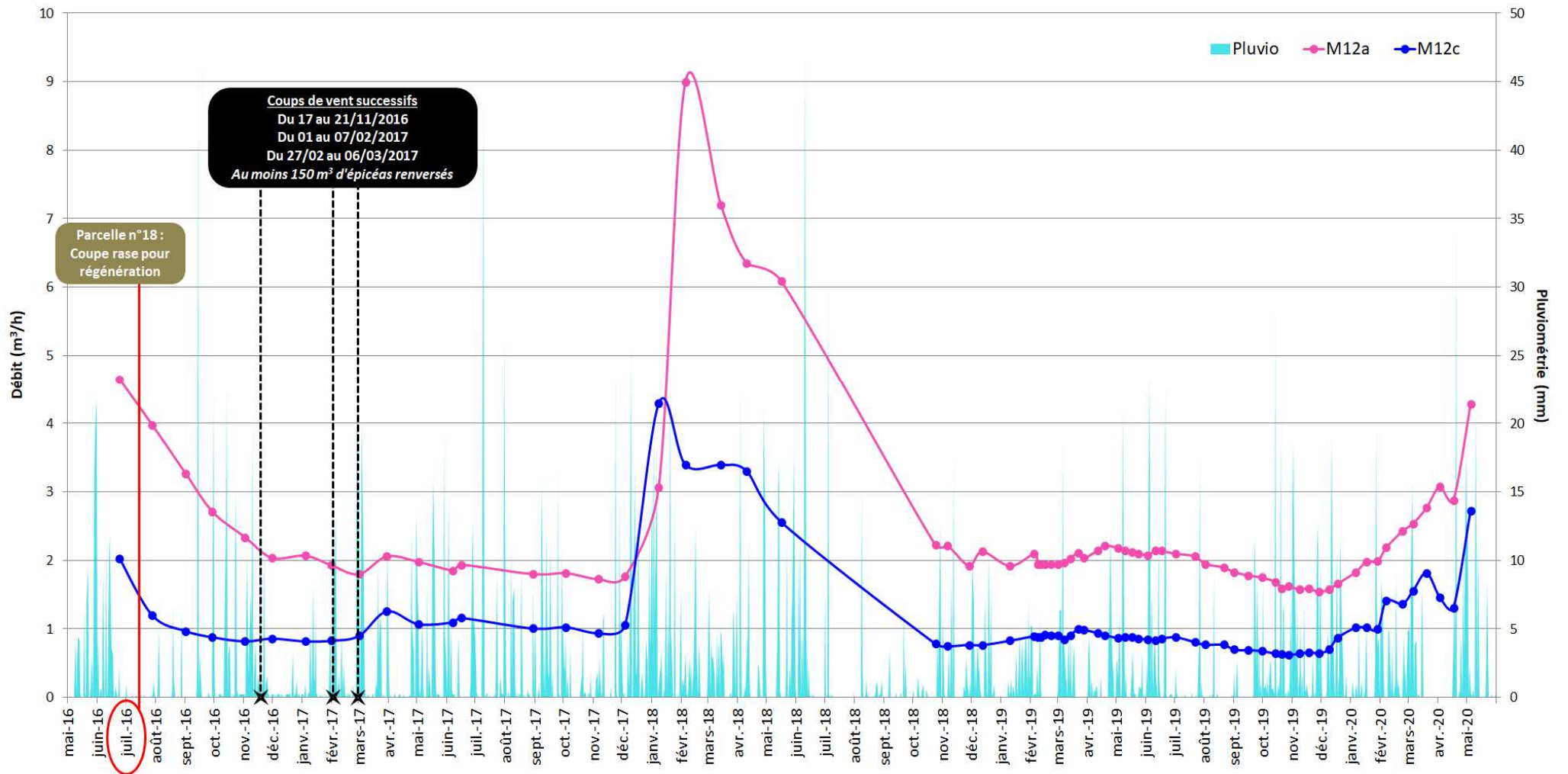


Figure 25 : Pluviométrie et débits mesurés sur les drains du captage n°12 du Massif du Maupuy

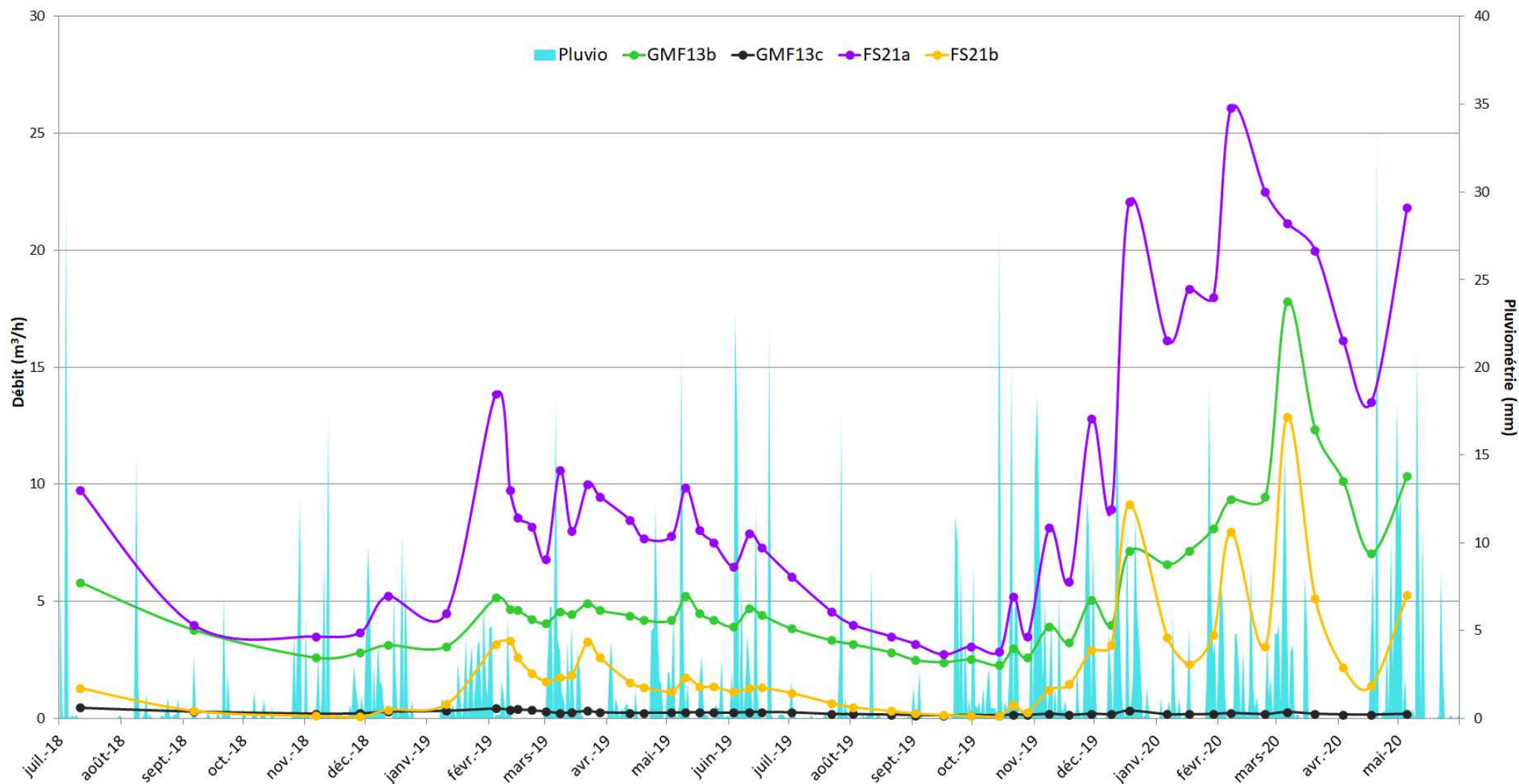
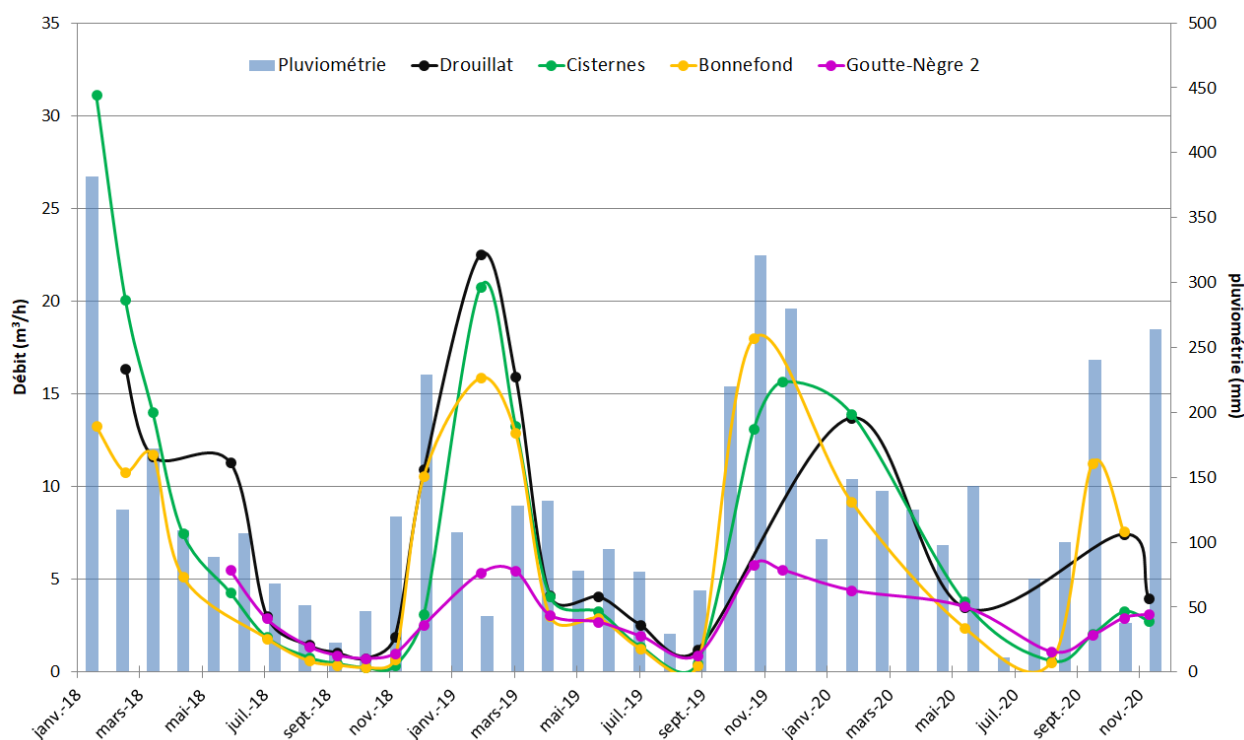


Figure 26 : Pluviométrie et débits mesurés sur les drains des captages Grand Mas Foreau 13 et la Fontaine aux Sangliers 21 (Forêt de Chabrières)

VIII.2. Suivi des débits de captages sur le Plateau de Millevaches

Les captages permettant une mesure de leur débit ont fait l'objet d'un suivi quantitatif entre janvier 2018 et décembre 2020. Ainsi, les débits des captages de Drouillat, Cisternes, Bonnefond et Goutte-Nègre 2 ont été mesurés tout au long de la seconde campagne de mesures.



Les captages qui montrent la plus grande réactivité vis-à-vis de la pluviométrie sont ceux de Drouillat, Cisternes et Bonnefond (ces 3 captages se situant dans un contexte majoritairement forestier). A l'inverse, celui de Goutte-Nègre 2, localisé à proximité d'une zone humide fluctue peu en période de forte pluviométrie (effet tampon). D'autre part, on peut constater un certain décalage (environ 1 mois) entre la pluviométrie enregistrée et l'augmentation du débit qui s'en suit, surtout visible au moment de la reprise des intempéries en fin d'année 2018.

Enfin il est à noter que les fluctuations de débits dans le temps sont très importantes. En prenant l'exemple de Cisternes, le débit a varié au cours de la période de mesures de 0,26 à plus de 31 m³/h, soit un facteur 120. Comme précédemment se pose la question de la ressource en eau en période de sécheresse, problématique aggravée par le réchauffement climatique, car on peut constater que l'ensemble des drains suivis est passé sous la barre de 1 m³/h mesuré au moins une fois au cours de la période étudiée (cf. **Figure 27**).

VIII.3. Relation entre réserve hydrique du sol et couvert forestier

L'Unité Mixte de Recherches (UMR) Écologie et écophysologie forestières de l'INRA a mis au point un outil de modélisation dédié à la communauté des gestionnaires forestiers, au scientifiques et autres acteurs concernés par cette thématique. Le modèle BILJOU[®] est un outil permettant d'établir un bilan hydrique en estimant les flux d'eau élémentaires entrant et sortant du peuplement forestier en place : réserve en eau du sol, consommation par le couvert, interception des précipitations, drainage, ainsi que plusieurs indicateurs de sécheresse du sol affectant le fonctionnement écophysologique, la croissance, voire l'état sanitaire des arbres (<https://appgeodb.nancy.inra.fr/biljou/>).

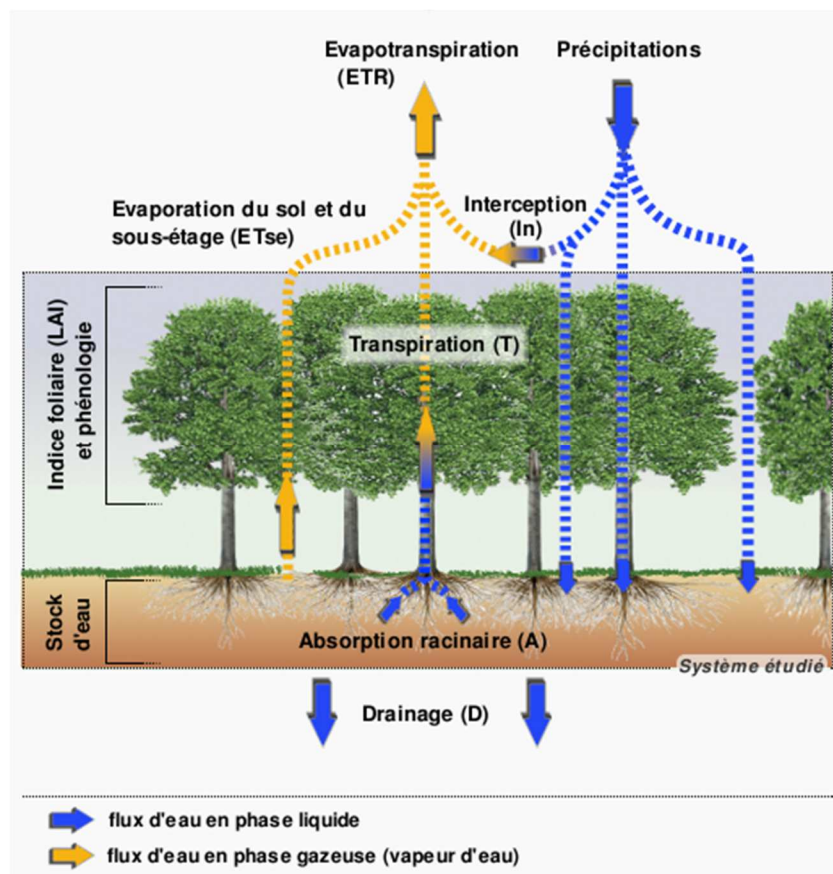


Figure 28 : Principaux flux d'eau échangés par et dans un écosystème forestier (Source INRA)

A l'aide de cet outil, l'ONF a essayé de dresser un bilan hydrique sur plusieurs secteurs des Monts de Guéret et de déterminer la réserve relative d'eau du sol à partir de données météo et des caractéristiques des peuplements forestiers vis-à-vis de l'évapotranspiration. Un exemple de résultat (Figures 29 et 30) montre une relation entre la réserve relative d'eau et les débits de captages.

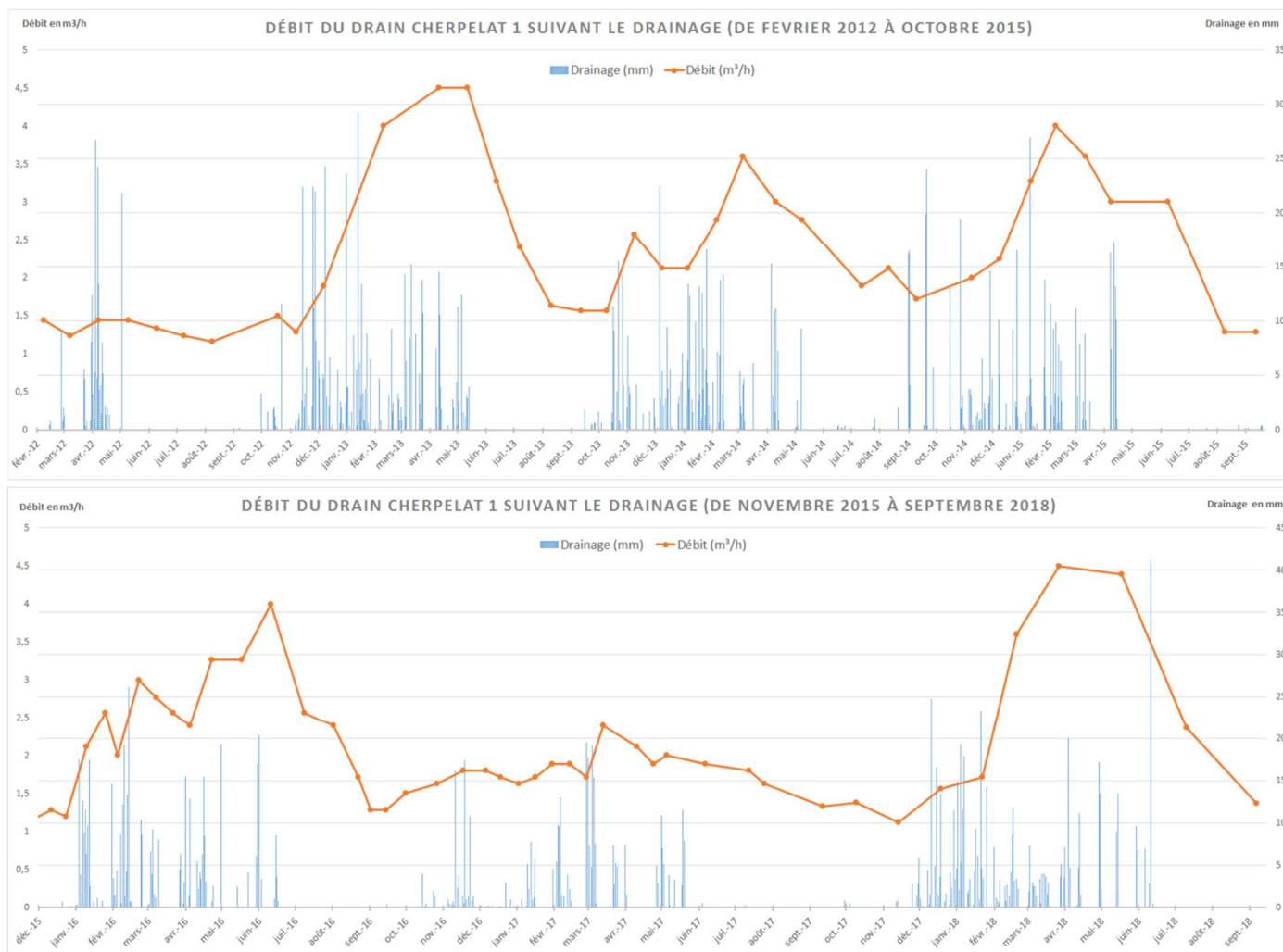


Figure 29 : Exemple de bilan hydrique entre drainage calculé et débit du drain CH1 mesuré entre février 2012 et septembre 2018) (Source ONF)

NB : Le drainage correspond aux sorties d'eau, latérales ou verticales, de l'unité de sol considérée (exprimé en mm).

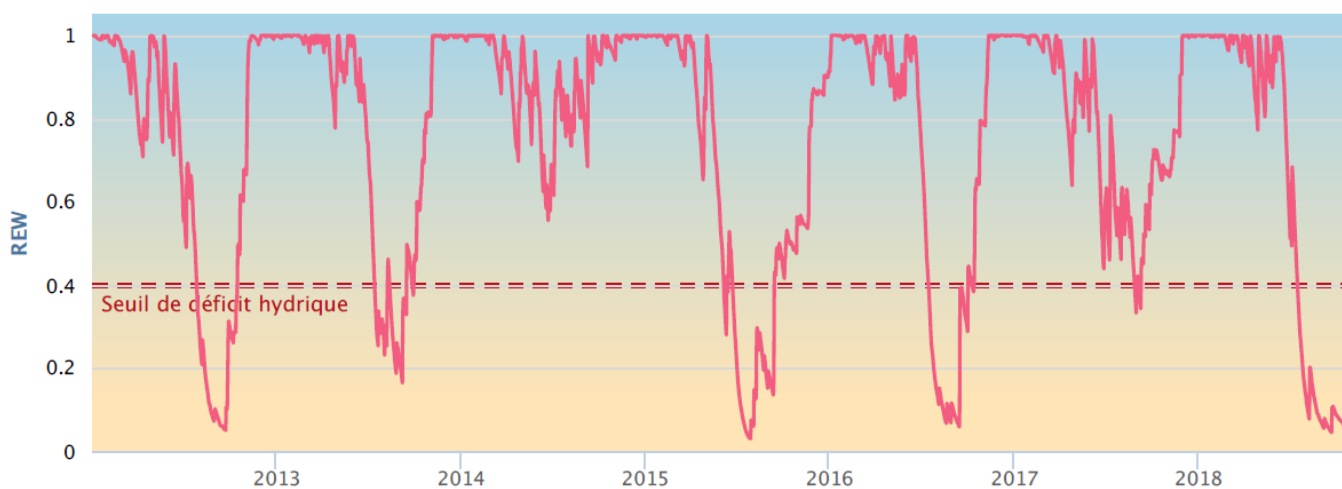


Figure 30 : Exemple d'un rendu de l'outil BILJOU® : Evaluation de la réserve en eau relative du sol (REW) en fonction du temps (de 2012 à 2018) sur un site suivi des Monts de Guéret (Source ONF)

Les exemples précédents indiquent clairement qu'une relation est établie entre les débits des drains mesurés et la réserve hydrique du sol, cette dernière étant en partie régie par le couvert forestier existant, ou le drainage.

D'après la **Figure 29**, on constate qu'il existe un décalage entre la recharge du sol en eau et l'augmentation du débit d'environ 2 mois ; cet écart est également visible au moment où les stocks d'eau du sol diminuent, le débit se maintient plusieurs semaines avant d'amorcer une baisse. De plus lorsque le drainage de l'année est moins important, (hivers 2011/2012 et 2016/2017 par exemple), les débits sont impactés et leurs valeurs restent alors constantes et assez faibles jusqu'à la recharge hydrique de l'année suivante.

En plus de la pluviométrie, le couvert végétal de type forestier sur ce secteur impacte aussi fortement la ressource d'eau souterraine et l'évolution de ses stocks au fil des mois. En effet, la forêt, avec des phénomènes de transpiration et d'évapotranspiration (cf. **Figure 28**) et le type de peuplement en place renforce les effets de la saisonnalité annuelle (température, ensoleillement, etc.) et induit chaque année une période « critique » où les réserves en eau du sol passent sous un seuil dit de déficit hydrique (cf. **Figure 30**). Tous ces phénomènes associés peuvent rendre vulnérable la ressource en eau potable du secteur sur une période de l'année, particulièrement quand la pluviométrie est plus faible ou répartie très inégalement sur l'ensemble de l'année.

IX. Volet sols : Analyses de sols et discussions quant à l'origine et la dynamique de l'aluminium (rôle du substrat géologique, de l'occupation des sols et des pratiques)

IX.1. Introduction

Le socle sur lequel s'est développé les altérites dans lesquelles l'eau est captée est essentiellement constitué de granites et autres roches acides type gneiss ou schistes. Sur ce substrat se forment principalement des sols bruns acides, notamment des alocrisols, qui sont des sols acides, qui peuvent se développer à partir d'altérites de grès, de schistes ou de roches cristallines acides, que l'on observe le plus souvent sous forêts ou végétation naturelle (référentiel pédologique, 2008). Les alocrisols ont la particularité d'être dominés par la présence de composés minéraux de l'aluminium. Ces sols présentent un taux de saturation en bases échangeables (Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , Na^+) inférieur à 30% et l'aluminium représente entre 20 et 50% de leur capacité d'échange cationique (CEC). Ces sols acides sous-saturés sont communs à l'échelle du territoire (cf. **Figure 31**). L'étude du comportement des éléments métalliques dans ces sols, et notamment l'aluminium dans les sols bruns sous forêts, fait l'objet de nombreuses études. Il en ressort que l'aluminium lié à la matière organique et aux phases minérales avec lesquelles la solution du sol est en contact, peut être entraîné par l'eau qui percole (lessivage du sol) et altérer la qualité de la masse d'eau, ou bien participer à une modification de la minéralogie des sols et altérer leurs propriétés physico-chimiques (accumulation d'aluminium et baisse de la CEC). La CEC représente le « réservoir » de cations facilement échangeables du sol. Elle est constituée de bases échangeables et d'acidité échangeable (Al^{3+} et H^+). La CEC est un critère essentiel de caractérisation des sols et est couramment utilisée en agronomie pour caractériser la qualité des sols.

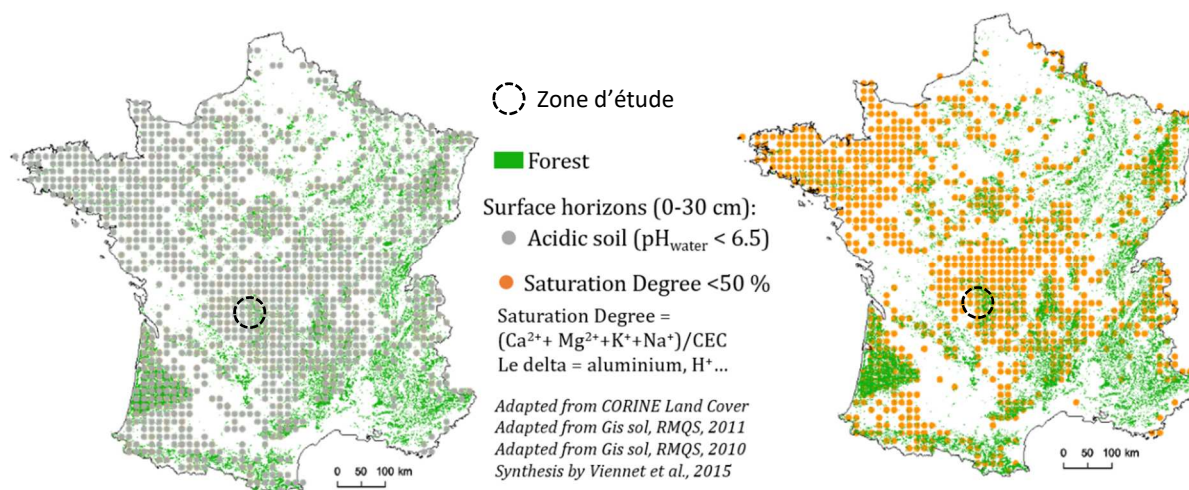


Figure 31 : Répartition à l'échelle du territoire métropolitain des sols avec horizons de surface acides et présentant une faible saturation de la CEC en bases échangeables (tirés de Viennet, 2015)

Les connaissances bibliographiques et quelques résultats de la précédente étude effectuée sur le plateau de Millevaches par le laboratoire PEIRENE-eau (Rapport d'étude du suivi 2014-2015) montrent que l'aluminium retrouvé dans l'eau des captages est d'origine naturelle (issu des sols) et que de nombreux facteurs naturels et anthropiques influent sur sa mobilité, des sols vers l'eau et vice-versa. Ce travail a montré le rôle central du sol du champ captant dans les teneurs en aluminium retrouvées dans les eaux. Une limitation de leur acidification tend à limiter le transfert de l'aluminium du sol vers l'eau. Les facteurs naturels comme le couvert végétal (forêt ou prairie), la pluviométrie, la température (gel-dégel) et la présence de zones humides à travers les processus biogéochimiques semblent quant à eux être à l'origine de variations des concentrations que l'on peut constater durant une année hydrologique dans ce type de captage d'eau de subsurface. En effet, ces facteurs contrôlent fortement la battance de la nappe dans le sol, la mettant en contact avec des horizons libérant plus ou moins d'aluminium.

Dans la présente étude, le but de ce travail sur les sols a donc été de réaliser une campagne d'échantillonnage des premiers horizons de sols sur différents champs captant de captages suivis depuis 2014, afin de préciser les premiers résultats et d'aller plus loin dans la compréhension du rôle du sol dans le contexte étudié à savoir (i) de caractériser et quantifier différentes formes d'aluminium parmi les plus labiles, et d'étudier la variabilité de ces paramètres sur différents champs captant, (ii) de confirmer ou non le rôle prépondérant de l'occupation des sols sur la physico-chimie des sols, et donc sur la mobilité de l'aluminium de ceux-ci, (iii) de réaliser un suivi de l'impact sur la physico-chimie des sols de certaines pratiques forestières ou agricoles (dessouchage, chaulage) ayant à priori un effet sur la chimie des eaux des captages (pics ou abattement de l'aluminium en solution), et finalement (iv) définir quelques paramètres semblant avoir un impact important sur la mobilisation de l'aluminium des sols et pouvant ainsi impacter la qualité de l'eau des captages vis-à-vis de la teneur en aluminium dissous.

IX.2. Matériel et méthodes

IX.2.a. Caractéristiques des sites et stratégie d'échantillonnage

Les résultats concernant le suivi de l'aluminium dissous dans les eaux des captages font apparaître une certaine diversité des sites avec des teneurs moyennes ainsi qu'une dynamique sur 36 mois (2018-2020) pouvant fortement varier (cf. **Figure 32**), e.g. 207 mg/L (min. 170 et max. 300 mg/L) et 781 mg/L (min. 222 et max. 2 023 mg/L) en moyenne pour les captages de Geneyte ou Drouillat, respectivement.

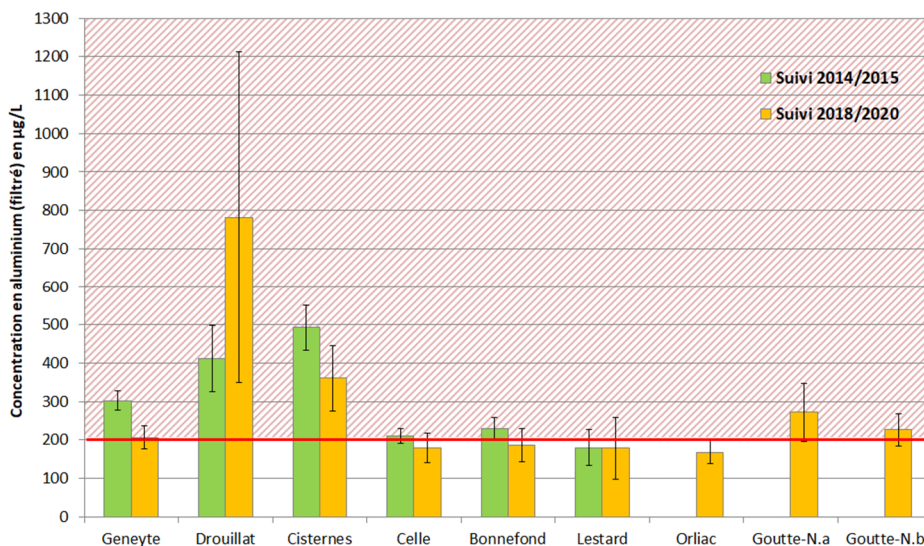


Figure 32 : Teneurs en aluminium dissous des différents captages suivis durant l'ensemble de l'étude

Un premier regard aux cartes géologiques et à l'occupation des sols a permis de mettre en avant un certain contraste entre les sites étudiés (nature du socle, usages, pratiques) mais aussi parfois un contraste à l'intérieur même des champs captant. Ainsi, 5 sites ont été retenus, Geneyte, Drouillat, Lestards, Cisternes et Celle, afin de couvrir la plus grande variété de contextes (géologiques et d'usages) différents possibles et d'en tirer si possible quelques conclusions quant à l'impact de ces paramètres sur (i) la disponibilité de l'aluminium dans ces sols et (ii) les teneurs en aluminium dans les eaux de captage. Les caractéristiques (substrat géologique et occupation des sols) ainsi qu'une première description macroscopique des échantillons prélevés sont présentés dans le **Tableau 12**.

Les sites de Geneyte, Cisternes et Celle présentent comme similarité d'être situés sur un substrat granitique (Leucogranite). Ces sites diffèrent notamment par l'occupation des sols et les pratiques associées. Le bassin versant du site de Geneyte est essentiellement occupé par des prairies avec une pratique de l'élevage bovin extensif. Une forêt de résineux relativement ancienne est présente sur le site de Cisternes. Le site de Celle présente des prairies autour du captage ainsi qu'une forêt de résineux en tête du champ captant. Ce dernier site a été sélectionné suite à une perturbation des conditions physico-chimiques des eaux du captage quelques temps avant la campagne d'échantillonnage des sols. En effet, une brusque remontée du pH (2 unités pH de plus qu'habituellement) associée à une chute drastique de l'aluminium en solution a pu être constatée et a été interprété comme le résultat d'un chaulage des champs alentours. Si cet épisode n'a laissé que peu de traces dans les eaux du captage, il semblait intéressant de suivre l'impact sur le sol en termes de modification des paramètres physico-chimiques (pH, teneur en calcium) et ceci dans le temps (2 campagnes d'échantillonnage à 9 mois d'intervalle). Le site de Drouillat présente quant à lui la particularité d'être situé sur un conglomérat granitique. Si

la composition de la roche est proche de celle des 3 captages précédemment cités, la roche présente un aspect laissant penser que la circulation des fluides au contact de la roche est facilitée par la fragmentation importante, favorisant ainsi les échanges entre solide et solution. De plus, le champ captant est recouvert de forêt essentiellement de résineux et il a été observé sur une partie du champ captant une coupe rase au cours de l'étude, suivie d'une augmentation importante de l'aluminium au niveau du captage. Le site de Lestards, enfin, avec un bassin versant toujours occupé par une forêt de résineux, a été sélectionné car présentant un substrat géologique particulier, composé là aussi de roches acides riches en aluminium mais différentes du granite, notamment en termes de structure (du gneiss et des micaschistes).

Une première campagne d'échantillonnage a été réalisée en hiver (décembre 2019) et une seconde durant l'été qui a suivi (septembre 2020), afin de pouvoir suivre l'évolution des paramètres physico-chimiques des sols en lien avec les variations temporelles d'aluminium dissous observées au niveau des captages.

La description des profils et l'échantillonnage ont été réalisés sur de petites fosses (50 cm × 50 cm). Le découpage des différents horizons dans les fosses s'est fait sur la base de différences visibles à l'œil tels que des variations de teneur en macro restes organiques, de couleurs et de granulométrie (cf. **Figure 33**). Les échantillons prélevés sont des composites d'une masse supérieure à 1 kg, réalisés à partir de deux points minimum par secteur étudié, au nombre en principe de deux par captages. Les échantillons ont ensuite été homogénéisés au laboratoire, séchés à l'air et tamisés à 2 mm avant analyses.

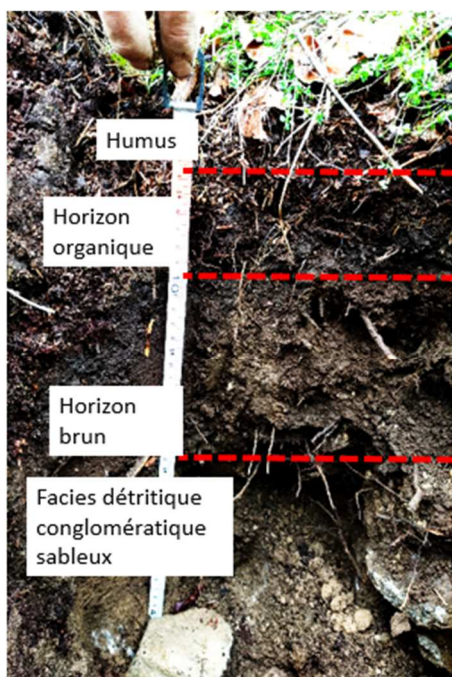


Figure 33 : Exemple de profil de sol réalisé sur le site de Drouillat

Tableau 12 : Présentation des sites d'échantillonnage de sols (géologie, occupation des sols) et liste des horizons prélevés

Noms des sites	Geneyte		Drouillat			Cisterne		Celle	Lestards	
BV										
Géologie	Leucogranite albitique à grain fin-moyen, à 2 micas, localement riche en muscovite - complexe granitique du Millevaches Altérites indifférenciées sur substrat métamorphique ou cristallin identifié		Formation non consolidée à blocs arrondis monogéniques de toutes tailles, avec matrice sableuse			Leucogranite albitique à grain moyen-grossier, à muscovite > biotite de type Hyverennesse ou St-Julien-aux-Bois - complexe granitique du Millevaches		Leucogranite albitique à grain fin-moyen, à 2 micas, localement riche en muscovite - complexe granitique du Millevaches	Micaschistes à biotite +/- muscovite, grenat, sillimanite, staurotide Gneiss leptynitiques à biotite et muscovite plus parfois sillimanite ou disthène, intercalés dans des micaschistes	
Occupation des sols	Prairie. Quelques habitations et parcelles agricoles		Forêt majoritaire, avec une partie coupée et quelques champs			Forêt. Présence de quelques parcelles agricoles		Prairie	Forêt	
Occupation du sol au niveau du prélèvement	Bas de pente, prairie (Gey 1)	Haut de pente, prairie (Gey 2)	Coupe rase (Dro 1)	Forêt de résineux (Dro 2)	Souche (Dro rhizo)	Forêt de résineux (Cis 1)	Prairie (PPI) (Cis 2)	Prairie (Cel)	Forêt de résineux (Les 1)	Prairie (PPI) (Les 2)
Schéma général des horizons :			(1) 0 à 8 cm	0 à 6 cm : litière		(1) 0 à 7 cm	(1) 0 à 5 cm, riche en racines	(1) 0 à 5 cm, riche en racines	(1) 0 à 4 cm, riche en racines	
Description des horizons, épaisseur, particularités	(1) 0 à 5 cm	(2) 5 à 15 cm ; sableux, présence de fragments	(2) 8 à 15 cm ; présence de racines	(2) 6 à 25 cm ; présence de petites racines sur les 10 premiers cm	-	(2) 7 à 18 cm	(2) 5 à 15 cm	(2) 5 à 45 cm	(2) 4 à 15 cm	
	(3) 7 à 40 cm	(3) 15 à 25 cm : présence d'altérites	15 à 25 cm : horizon brun	25 à 50 cm : riche en blocs de granite altéré		(2) 32 à 46 cm, à nouveau	15 à 33 cm : fragments de roche	> 45 cm : ocre	15 à 40 cm : présence de graviers	
		(3) sableux	(3) >50 cm	(3) >50 cm		(3) 46 à 60 cm	(2) 33 à 50 cm, à nouveau		> 40 cm : argileux	
Prélèvements	5-15 cm 15-30 cm 30-50 cm	5-15 cm 15-25 cm 25-40 cm	8-15 cm 15-25 cm 25-45 cm	6-15 cm 15-25 cm 25-50 cm	-	7-18 cm 18-32 cm 32-46 cm	5-15 cm 15-33 cm 33-50 cm	5-15 cm 15-30 cm 30-50 cm > 50 cm	4-15 cm 15-25 cm 25-70 cm 70-100 cm	4-23 cm 23-41 cm

IX.2.b. Analyses physico-chimiques des échantillons de sol

IX.2.b.1 pH

→ Une mesure du pH est effectuée après mise en suspension dans l'eau de l'échantillon de sol séché à l'air (pH eau) ou dans le KCL 1 mol/L (pH KCl) dans un rapport 1/5 (v/v) suivant la norme NF ISO 10390. La prise d'essai est de 10 g d'échantillon sec tamisé à 2 mm.

IX.2.b.2 CEC et cations échangeables (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Al^{3+} , Fe^{3+} et H^+)

→ Le protocole repose sur une extraction au chlorure de cobaltihexammine (norme NF X 31-130).

Une solution de chlorure de cobaltihexammine ($\text{Co}(\text{NH}_3)_6\text{Cl}_3$), à 50 mmol+/L (millimoles de charges positives par litre) affecte peu le pH de l'échantillon mis en suspension. Cette caractéristique permet d'envisager la détermination de la quasi-totalité des cations échangeables, quel que soit leur niveau d'acidité. La faculté qu'a l'ion cobaltihexammine ($\text{Co}(\text{NH}_3)_6$)³⁺ à s'échanger facilement permet d'envisager son utilisation avec des quantités résiduelles excédentaires réduites. On estime qu'une consommation de 35% du réactif conduit encore à un échange complet des cations fixés sur l'échantillon. Au-delà, il faut réduire la prise d'essai ou augmenter la concentration en solution. L'extrait obtenu peut être utilisé à la fois pour la détermination de la CEC et celle des cations échangeables. La prise d'essai la plus courante consiste à traiter 2,5 g d'échantillon tamisé à 2 mm en présence de 50 mL de solution de cobaltihexammine à 50 mmol+/L durant 1 heure sous agitation.

La détermination de la concentration en ions cobaltihexammine restés en solution après échange avec l'échantillon permet de calculer la quantité fixée sur ce dernier et d'en déduire la valeur de sa CEC. Celle-ci s'exprime alors en cmol de charges positives par kilogramme d'échantillon sec. L'ion cobaltihexammine se dose par colorimétrie à une longueur d'onde de 475 nm. Une correction par rapport à l'interférence de couleur due à la matière organique est prise en compte.

→ Détermination des cations échangeables, unités cmol+/kg.

Les dosages du calcium (Ca), magnésium (Mg), potassium (K), aluminium (Al) et fer (Fe) sont réalisés par émission atomique en plasma induit d'argon (ICP-AES). Le sodium (Na) est dosé par émission atomique de flamme (AAS).

La concentration en protons est déterminée par titrimétrie, par dosage acide-base, après complexation des ions aluminium par addition d'ions fluorures. Le point équivalent correspondant à la neutralisation est détecté par pHmétrie. La procédure utilisée est celle de la norme NF ISO 14254.

IX.2.b.3 Mesure des métaux « libres » (facilement solubilisables)

Les méthodes proposées ici concernent l'extraction et le dosage de différentes formes du fer et de l'aluminium considérés comme traceurs de l'évolution des sols. L'objectif visé est l'extraction d'une fraction plus ou moins importante du fer et de l'aluminium sous formes amorphes ou cristallisées non incluses dans un réseau silicaté (minéraux primaires ou argiles). Cette fraction est souvent appelée « libre ».

Les quantités d'éléments extraits sont sensibles au pH, au potentiel d'oxydoréduction, au pouvoir complexant de la solution d'extraction et aux conditions opératoires (température, rapport d'extraction, temps d'agitation, conditions d'éclairement, etc.).

Formes	ORGANIQUE	ORGANO-MINÉRALE	MINÉRALE			
			Non cristallines		Cristallines	
			Amorphe	Oxyde		Silicate
				Mal cristallisé	Bien cristallisé	
Efficacité des réactifs	Fe, Al				Fe ₃ O ₄	Allophane
	Oxalate pH 3 (Tamm)				γ-FeOOH	
	Fe					
	Citrate-Bicarbonate-Dithionite (Mehra Jackson)					
	Al					
	Tricitrate pH 7.2 (Tamura)					
	Fe, Al					
	Total (fusion au métaborate)					

Figure 34 : Synthèse de l'action des différents réactifs pour l'extraction des formes libres du fer et de l'aluminium (issu de Mareschal 2008, d'après Jeanroy, 1983)

La méthode de Tamm a été retenue pour l'aluminium et la méthode Mehra-Jackson pour le fer, à des fins de comparaison avec des résultats issus d'un corpus bibliographique préalablement compilé.

➔ Extraction selon la méthode de Tamm :

Cette méthode consiste en une extraction en présence d'une solution d'acide oxalique et d'oxalate d'ammonium tamponnée à un pH de 3 (Tamm, 1922). Les manipulations s'effectuent à l'abri de la lumière car les quantités extraites sont sensibles aux radiations ultra-violettes (De Endredy, 1963).

La solution d'extraction (pH 3) est constituée par :

- ✓ acide oxalique 0,0866 mol/L,
- ✓ oxalate d'ammonium 0,1134 mol/L.

Une masse de 1,250 g d'échantillon broyé à 250 µm (issue de la fraction inférieure à 2 mm) est agitée pendant 4 heures en présence de 50 mL de réactif. Cette opération est réalisée à 20°C et à l'obscurité.

➔ Extraction selon la méthode de Mehra et Jackson :

La méthode a été proposée par Mehra et Jackson en 1960. Elle est encore appelée méthode CBD. L'extraction s'effectue à chaud en présence de citrate de sodium (C) comme complexant, d'hydrogénocarbonate (bicarbonate) de sodium (B) pour tamponner le pH et de dithionite de sodium (D) comme réducteur. D'après Jeanroy (1983), la totalité du fer présent sous forme d'oxydes et oxyhydroxydes (hématite, goethite, lépidocrocite) est dissout et moins de 5% du fer présent dans les minéraux silicatés ferrifères (biotite, penninite, glauconite) est extrait.

La solution d'extraction est composée d'un mélange de :

- ✓ tri-Citrate de sodium 0,267 mol/L,
- ✓ hydrogénocarbonate de sodium 0,111 mol/L.

La solution réductrice est de la dithionite de sodium à 200 g/L.

A 0,500 g d'échantillon broyé à 250 µm, issu de la fraction tamisée à 2 mm, est ajouté 25 mL de la solution d'extraction puis porté à 80°C dans un bain marie. 1,5 mL de la solution réductrice sont ensuite ajoutés et agités par intermittence pendant 30 min. Après refroidissement, le volume est ajusté à 50 mL, homogénéisé et filtré. Les dosages s'effectuent sur l'extrait filtré par ICP-AES.

IX.3. Résultats : principales données physico-chimiques des échantillons de sol

IX.3.a. Paramètres généraux : CEC et pH des sols

L'évolution des paramètres physico-chimiques généraux en fonction de la profondeur, tels que la CEC (en cmol+/kg) et le pH (eau) pour l'ensemble des points de prélèvements réalisés lors de la première campagne d'échantillonnage (décembre 2019) sont reportés **Figure 35**. Il est choisi de reporter ici le pH à l'eau, théoriquement le plus proche de celui d'une eau interstitielle qui serait sur site en contact avec le sol.

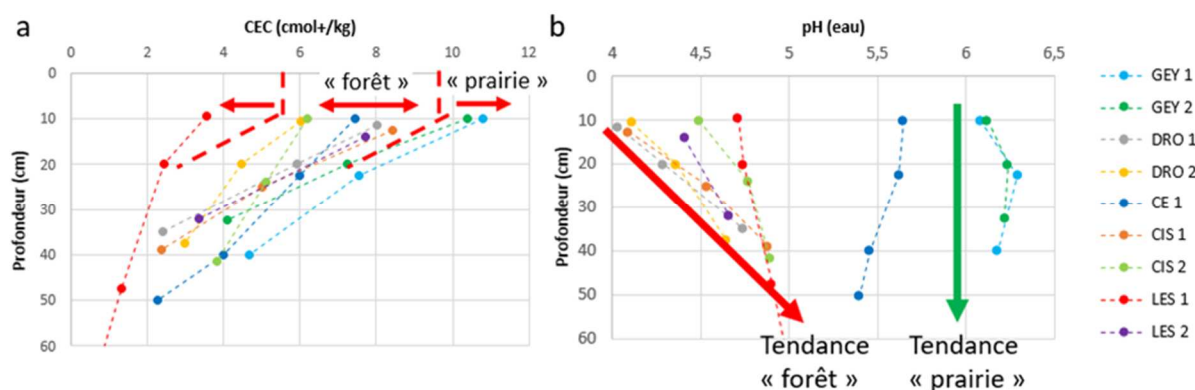


Figure 35 : Evolution de la CEC (a) et du pH (eau) (b) en fonction de la profondeur pour l'ensemble des prélèvements réalisés au cours de la campagne 1 (décembre 2019)

De façon générale, les valeurs mesurées correspondent à des sols à tendance sableuse avec de faibles CEC (< 8 cmol+/kg pour la plupart des horizons étudiés). Les CEC diminuent avec l'augmentation de la profondeur ce qui est dû à la diminution de la teneur en matière organique et en minéraux d'altération tels les minéraux argileux. On peut noter 3 groupes d'échantillons à partir de ces premières mesures :

- les sols de prairie (champs captant de Geneyte) qui présentent une CEC légèrement plus élevée que les autres sur les premiers horizons (> 10 cmol+/kg pour l'horizon superficiel) ;
- un des prélèvements sur Lestards présentant une très faible CEC (< 4 mol+/kg dès le premier horizon échantillonné) ;
- l'ensemble des autres sols prélevés qui présentent des valeurs intermédiaires entre ces deux extrêmes (entre 6 et 8 cmol+/kg pour le premier horizon).

Le pH apparaît comme un paramètre beaucoup plus variable, fluctuant de 4,0 à 6,3 sur les horizons de surface. Deux groupes bien distincts se détachent :

- les sols sous forêt avec des $\text{pH} < 5$;
- les sols de prairies avec des $\text{pH} > 5,5$.

Dans les deux cas, ces pH évoluent avec la profondeur, montrant une augmentation pour les sols sous forêt et une diminution pour les prairies. En profondeur, tous convergent vers une valeur se situant entre 5 et 6 (évolution similaire pour les échantillons prélevés durant l'été) résultant de la nature des roches présentes.

Les mesures effectuées montrent une convergence des paramètres en profondeur imposés par le substrat granitique (CEC tendant vers 0, pH entre 5 et 6) et une différence de ces conditions au niveau des premiers horizons de surface, à priori liée à l'occupation des sols (forêt, prairie) \pm un impact des pratiques, tel le chaulage (processus amenant à une remontée du pH et amenant un stock important de calcium plutôt mobile).

IX.3.b. Aluminium et cations échangeables

La quantité d'aluminium échangeable dans les échantillons de sols (cmol+/kg) en fonction de la profondeur est reportée **Figure 36.a** pour l'ensemble des points de prélèvement de la campagne de décembre 2019.

On retrouve au niveau de l'aluminium échangeable les 2 types de sols précédemment décrits :

- les sols de prairie (BV de Geneyte), qui présentent un aluminium échangeable proche de 0,15 cmol+/kg et ce quelle que soit la profondeur ;
- les sols sous forêt (BV de Drouillat, Cisternes et Lestards) présentant des teneurs 15 à 50 fois plus élevées, les valeurs diminuant avec la profondeur, évolution similaire à celle de la CEC (cf. **Figure 35**).

Quel que soit le sol, l'aluminium échangeable tend, en profondeur, vers une valeur très faible imposée par la roche du socle, qui lorsqu'elle est peu altérée ne présente pas une grande CEC et ne peut ainsi fixer l'aluminium échangeable. L'aluminium échangeable se retrouve essentiellement en surface (20 - 30 premiers centimètres) là où les minéraux d'altération et la matière organique, qui présentent une forte CEC, peuvent le fixer. Une certaine similitude apparaît entre l'évolution du pH (cf. **Figure 35**) et l'aluminium échangeable (cf. **Figure 36.a**). A partir de valeurs de $\text{pH} \leq 5,9$, les teneurs en aluminium augmentent significativement avec l'acidité du sol pour devenir très fortes en dessous de pH 5. Afin d'étudier plus en détails le comportement géochimique de l'aluminium, des corrélations ont été établies entre les teneurs en aluminium échangeable dans les sols et le pH. Une corrélation directe entre Al échangeable et pH est observée (cf. **Figure 36.b**), l'aluminium échangeable augmentant avec une baisse de pH. Cela s'explique par la géochimie de l'aluminium. La majeure partie de l'aluminium échangeable (Al échangeable > 5 cmol+/kg) se retrouve pour les échantillons avec $\text{pH} < 5$, donc les horizons de surface des sols sous forêt, présentant une CEC plus élevée que les horizons plus profonds et un pH favorable à la présence d' Al^{3+} en solution.

La quantité d'aluminium échangeable dans les échantillons de sols (cmol+/kg) ainsi que la proportion de la CEC qu'occupe cet aluminium (%) sont reportés en fonction du pH (cf. **Figure 36.c**) pour l'ensemble des points de prélèvements sur les deux campagnes (décembre 2019 et septembre 2020). Il est intéressant de noter qu'entre un échantillon de sol saturé en Al échangeable (Al échangeable/CEC proche de 1) et un échantillon sans Al échangeable (Al échangeable/CEC proche de 0), le changement est lié à une différence de pH du sol très réduite (0,5 unités pH entre 10% et 90% de la CEC occupée par l'Al par exemple, **Figure 36.c**) avec de surcroît avec un comportement exponentiel. Pour des pH les plus faibles (inférieurs à 4,5)

une quantité non négligeable de protons est adsorbé (> 5 % de la CEC), du fait d'une compétition entre les protons et les ions aluminium.

Ces données montrent que le **pH contrôle la fraction la plus facilement accessible de l'aluminium**. Cela se passe **en premier lieu dans les premières dizaines de centimètres des sols** avec un **effet direct de l'occupation du sol** (forêt de résineux versus prairie). Dans les types de sols étudiés autour des différents captages suivis, l'aluminium potentiellement libérable peut être fortement modifié par une très faible variation de pH du sol (0,5 à 1 unité pH en fonction des échantillons).

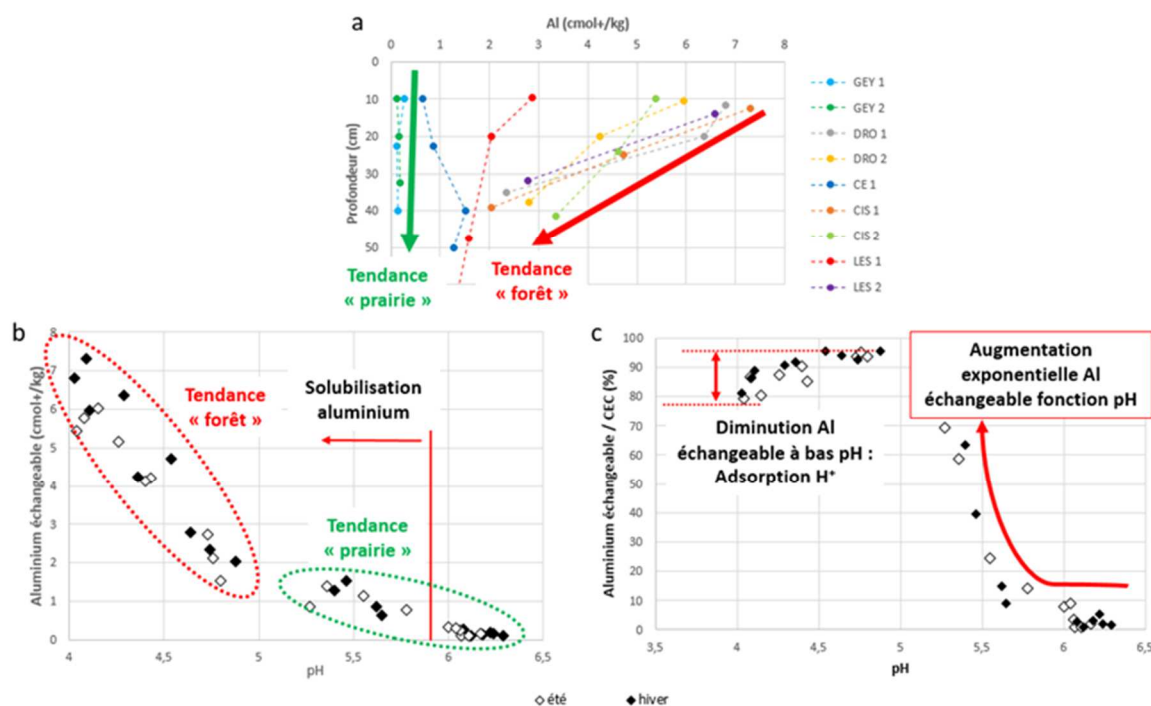


Figure 36 : Evolution de l'aluminium échangeable en fonction de la profondeur pour l'ensemble des prélèvements réalisés en décembre 2019 (a), évolution de l'aluminium échangeable (b) et du pourcentage d'occupation de la CEC par l'aluminium (c) en fonction du pH pour l'ensemble des points de prélèvements (pour les équivalents charges positives, c'est l'espèce Al^{3+} qui est considérée)

Ces résultats ont été confirmés lors de la seconde campagne d'échantillonnage effectuée 9 mois plus tard en septembre 2020. A l'issue de ce second échantillonnage, on observe peu de variations entre les saisons, tout du moins sur les fractions étudiées. Ainsi, malgré la quantité importante d'aluminium ayant transitée par le sol et s'étant retrouvée dans les eaux des captages, aucune « perte » d'aluminium n'a été mise en évidence dans les sols, indiquant ici que le stock disponible dans les sols sous différentes formes se renouvelle continuellement.

En conclusion, s'il y a un paramètre physico-chimique prépondérant à suivre de près dans un contexte de gestion, c'est le pH des premiers horizons de sols, dont une variation faible (0,5 U pH) peut augmenter de manière très importante la mobilité de l'Al contenu naturellement dans le sol.

Le % de saturation des sols permet bien de définir 2 groupes de sols (cf. **Figure 37.c**). Ce pourcentage de saturation n'évolue que très peu avec la profondeur, la CEC et les bases échangeables évoluant conjointement avec la profondeur. Le sol de Celle se distingue en présentant une forte évolution avec la profondeur ce qui peut être attribué aux pratiques agricoles et plus précisément à un chaulage ponctuel des prairies comme constaté lors des prélèvements. En revanche, si on observe le pourcentage d'aluminium échangeable par rapport à la CEC (cf. **Figure 37.a**) en fonction de la profondeur, on constate toujours les 2 groupes de sols, une faible variation pour les sols de prairie mais une diminution de l'ordre de 10% pour les sols de forêts dans les premières dizaines de centimètres (0-25 cm). Cela montre une perturbation dans la nature des ions échangeables en surface.

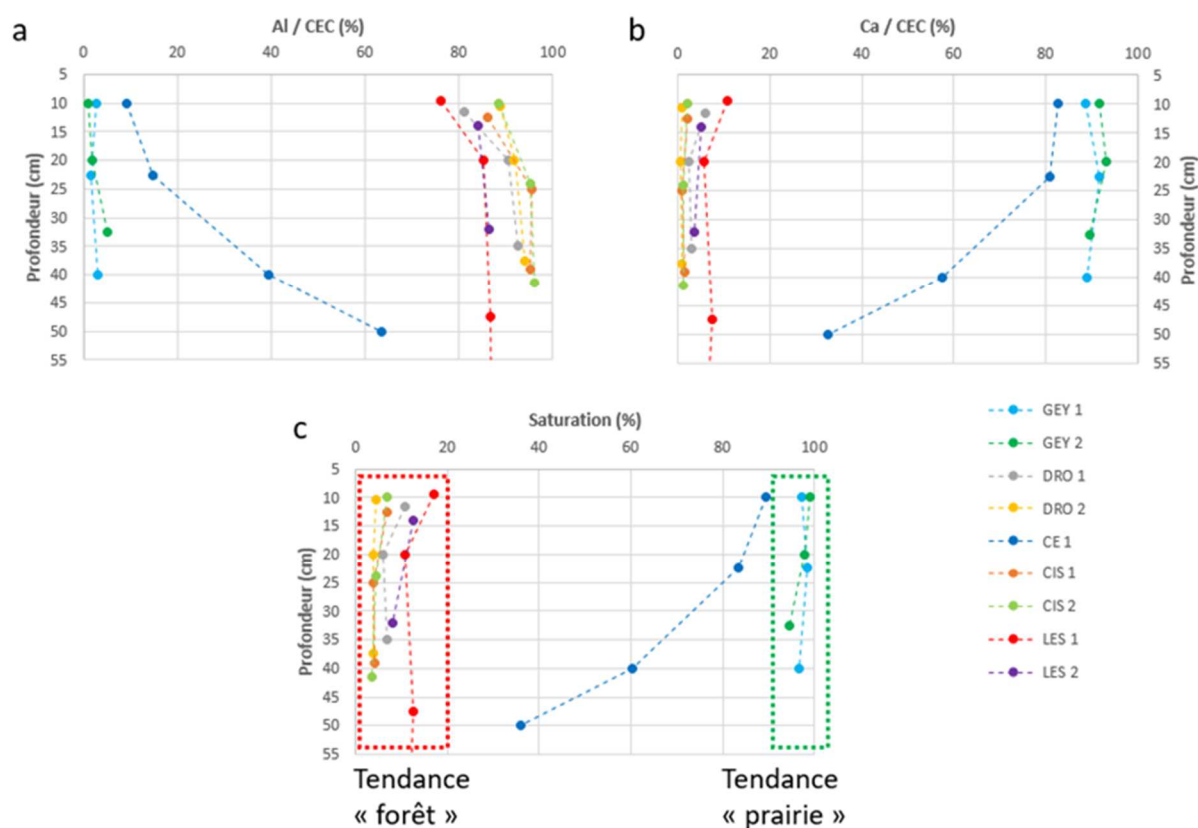


Figure 37 : Evolution du pourcentage occupé par l'aluminium échangeable au sein de la CEC (a), du pourcentage d'occupation de la CEC par le calcium (b), et du pourcentage de saturation (somme des bases échangeables (Na + K + Mg + Ca) / CEC) (c) des échantillons de sols en fonction de la profondeur (campagne de décembre 2019)

Si on s'intéresse au calcium (cf. **Figure 37.b**), on retrouve les 2 groupes de sols avec une part prise au sein de la CEC plus importante pour les sols de prairie, ce qui peut provenir de l'incidence du couvert végétal ou d'amendement des prairies par chaulage (Celle).

Dans les sols de Lestards, la teneur légèrement plus élevée en calcium, comparativement aux autres sols sous forêt, pourrait être due à une teneur en calcium des Gneiss du champ captant plus importante que pour les leucogranites (cf. **Tableau 13**).

Il est intéressant aussi de noter le lien faible entre CEC, forte teneur en aluminium et bas pH sur les premiers horizons de sols, indépendamment de la teneur en carbone organique (mesures C_{orga} non présentées). Des questions peuvent être posées concernant le rôle du pH dans une dissolution des phases à forte CEC, ou bien sur la présence d'aluminium pouvant bloquer une partie de la CEC (comme documenté sur certains minéraux gonflants) (Georgiadis et al., 2020).

IX.3.c. Aluminium « libre »

La **Figure 38** présente l'évolution de l'aluminium libre en fonction de la profondeur pour l'ensemble des points de prélèvement réalisés lors du premier échantillonnage (décembre 2019).

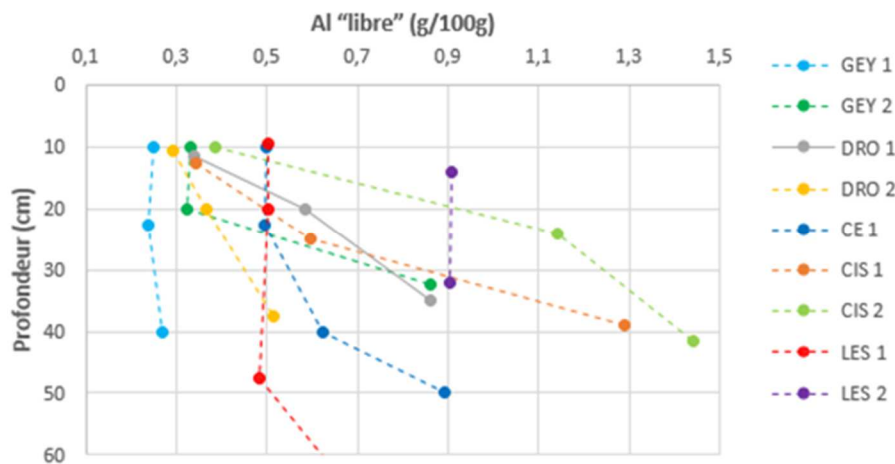


Figure 38 : Teneur en aluminium « libre » (facilement extractible) des différents horizons de sols en fonction de la profondeur (g d'aluminium / 100g de sol sec) - Données décembre 2019

Quel que soit le captage considéré, on observe une **augmentation de l'aluminium « libre »** avec la **profondeur**. Cette fraction de l'aluminium correspond à un **réservoir important d'aluminium** au sein de phases pouvant être relativement **facilement altérées** (phases amorphes, oxydes mal cristallisés). Par rapport à ce paramètre, il n'y a pas de typologie de sols trop marquée, à part peut-être sur le BV de Lestards avec une variation le long du profil réalisé.

IX.3.d. Suivi de 9 mois sur site chaulé (captage de Celle, commune de Meymac)

En décembre 2019, il a été constaté une augmentation du pH de l'eau du captage de près de 2 unités pH, s'accompagnant d'une baisse de l'aluminium dissous d'un facteur supérieur à 4 et d'une augmentation de la concentration en calcium dissous d'un facteur 4. Cela s'explique par un chaulage des prairies proches du captage, des résidus de chaux ayant été observé sur le terrain.

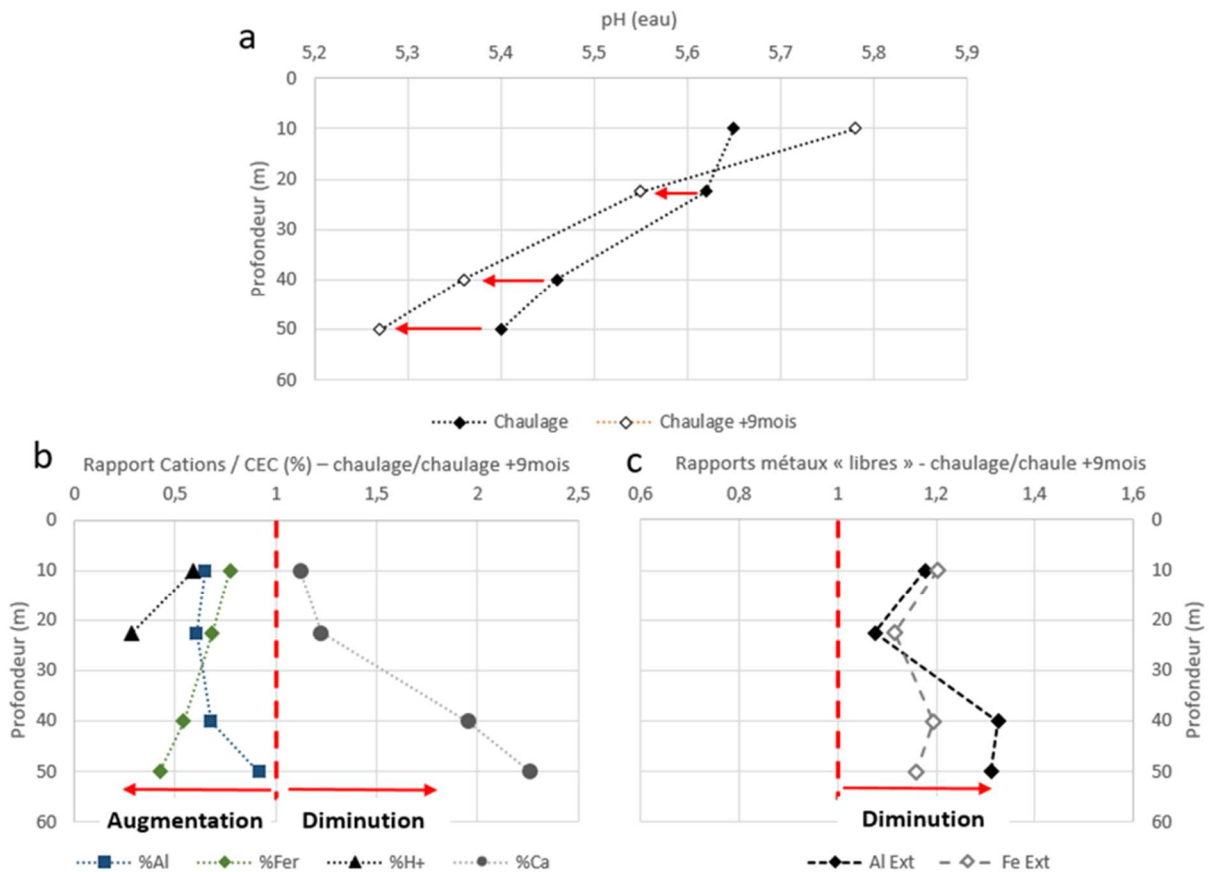


Figure 39 : Suivi de paramètres physico-chimiques du sol : (a) pH eau, (b) occupation de la CEC par quelques cations majeurs, (c) aluminium et fer libres au cours du temps après un chaulage sur le site de Celle

Neuf mois après le chaulage, on constate au niveau de la plupart des horizons une baisse du pH et une remontée de l'aluminium échangeable. Le chaulage a entraîné une baisse de l'aluminium mesuré au niveau du captage, mais l'impact s'avère peu durable dans le temps. En effet, pH, concentration en aluminium dissous et calcium retrouvent des valeurs « normales » au niveau des eaux du captage en moins de 2 mois. La baisse de pH observée au niveau du sol est associée à une perte de calcium et un gain d'aluminium ce qui s'explique par le lessivage (de l'ordre de 1 300 mm de pluviométrie sur la période) du calcium apporté par le chaulage et son remplacement progressif par de l'aluminium. Cela semble correspondre à une remise en solution de l'aluminium lorsque les pH des sols avoisinent une valeur de 5, comme observé sur

l'ensemble des sites (*Figure 36*). Suite au chaulage, on constate aussi un impact assez marqué sur les métaux « libres », aluminium et fer, avec une forte baisse de leurs teneurs dans les horizons étudiés quelques mois après le chaulage, peut-être lié à une re-solubilisation des métaux à bas pH après une précipitation (sous forme d'oxy-hydroxides par exemple) à des pH élevés au moment du chaulage.

IX.4. Discussions

IX.4.a. *Différentes formes de l'aluminium dans les sols et différentes typologies de sols*

Des différences en termes de quantité et de formes sous lesquelles se trouve l'aluminium (spéciation) dans les sols sont observées en fonction des sols rencontrés. Concernant la forme « **échangeable** » (Al^{3+} adsorbé sur le sol), fraction réputée **la plus mobile**, la quantité est directement liée à la géochimie de l'aluminium, dont la spéciation est contrôlée principalement **par le pH**. Ainsi, plusieurs groupes de sols se détachent en fonction du pH des horizons de surface. **Les horizons de surface présentant les valeurs de pH les plus faibles montrent les teneurs en aluminium échangeable les plus fortes.**

Cette forme échangeable de l'aluminium est complétée au sein du sol par l'aluminium « libre » (phases amorphes et faiblement cristallisées) qui a pu être mesurée, mais aussi celle présente au sein de la structure des minéraux d'altération (minéraux argileux) ou hérités du leucogranite (micas, feldspaths, etc.). La dynamique d'échange de l'aluminium entre ces réservoirs au fil du temps peut être complexe, la dissolution de certaines phases jouant un rôle de source sur l'aluminium échangeable, mais l'aluminium devenu mobile peut être lessivé lors de l'infiltration des eaux et/ou se refixer au niveau des horizons inférieurs, par exemple par précipitation de phases néoformées. Cependant, les 2 campagnes de prélèvement au niveau des sols ne montrent pas de diminution en termes d'aluminium échangeable suite à son lessivage important au cours du printemps. Sans que cela puisse être affirmé compte tenu des faibles écarts mesurés, une reconstitution de l'aluminium échangeable semble s'opérer durant l'été.

Ces différentes formes de l'aluminium, contenues sur plusieurs mètres de sols et d'altérites au-dessus des drains de collecte des eaux de captage, représentent un réservoir inépuisable (plusieurs moles d'aluminium [masse molaire Al : 27 g/mol] contenues par m^2 de sols sur la profondeur étudiée, plusieurs % dans les roches du socle, cf. *Tableau 13*).

Tableau 13 : Composition moyenne de différents leucogranites du massif central et d'un échantillon de Gneiss de Lestards

% pondéral d'oxydes	Leucogranite massif central (exemple)	Gneiss (Lestards)
Al₂O₃	15	13
SiO₂	73	80
Fe₂O₃	2	1,1
CaO	0,8	5,7
K₂O	4,4	4,5
Na₂O	3,3	2,5
MgO	0,9	0,3

IX.4.b. Lien entre les paramètres physico-chimiques des sols et l'occupation des sols

Le substrat granitique impose en profondeur des conditions géochimiques proches quel que soit le site étudié (pas de CEC, pH eau entre 5 et 6). Ces conditions sont différentes en surface au niveau des premiers horizons. Cela traduit une incidence due à l'occupation du sol (forêt, prairie) et un impact de pratiques tel qu'observé lors d'un épisode de chaulage sur prairie. Comparativement aux sols sous prairie, les sols sous forêt de résineux présentent des valeurs de pH plus basses (< 5) impliquant une plus grande quantité d'aluminium facilement mobilisable (aluminium échangeable). En dessous de pH 6, une augmentation exponentielle de la part d'aluminium échangeable est observée par rapport à la somme des cations échangeables par le sol (CEC).

En ne tenant pas compte du site de Celle, ayant subi un traitement avant notre échantillonnage, deux principaux groupes de sols ont pu être déterminés en fonction de leur « signature physico-chimique » (pH/CEC/taux de saturation) :

1 - les sols sous forêt de résineux tels sur les BV de Cisternes et Drouillat (avec pour le premier horizon analysé : pH eau-moyen < 4,3, CEC autour de 7 cmol+/kg, saturation < 10% et Al échangeable > 6 cmol+/kg) ;

2 - les sols de prairie du BV de Geneyte (avec pour le premier horizon analysé : pH eau-moyen > 6, CEC autour de 11 cmol+/kg, saturation > 95% et 0,2 cmol+/kg d'Al échangeable).

A noter le cas particulier des prélèvements sur le BV de Lestards (sols développés sur Gneiss et non leucogranite) avec les plus faibles CEC, mais tous les autres paramètres intermédiaires entre les deux groupes précédemment cités (avec pour le premier horizon analysé : pH eau-

moyen = 4,6, CEC < 6 cmol+/kg, saturation > 10% et 4,7 cmol+/kg d'Al échangeable). **La qualité des sols est donc affectée par l'occupation du sol, la présence de forêts de résineux en culture trop intensive, entraînant la substitution d'une part importante de la CEC par de l'aluminium échangeable (cf. Figure 40).**

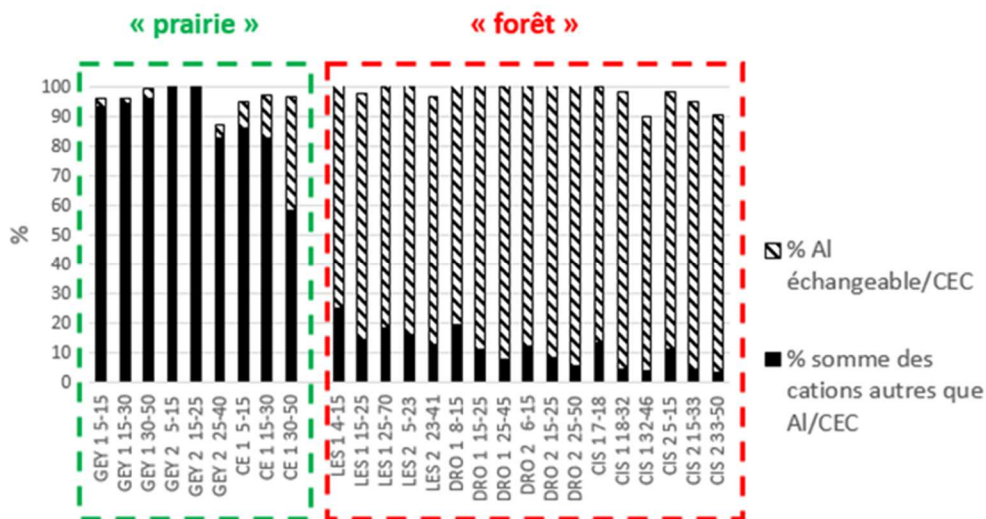


Figure 40 : Evolution du pourcentage occupé par l'aluminium échangeable au sein de la CEC par rapport à la somme des autres cations échangeables mesurés (Na, K, Ca, Mg, Mn, Fe et H)

Des pratiques tel que le **chaulage** impacte rapidement et directement le pH du sol dans les premiers horizons de surface. Cette augmentation de pH réduit fortement la mobilité de l'aluminium ce qui se constate au niveau de l'aluminium dissous mesuré dans le captage mais cet **effet est très limité dans le temps** : une concentration de 35 µg/L dans l'eau au captage a été mesurée après le chaulage, pour une moyenne annuelle à 180 µg/L, le retour à des conditions habituelles a eu lieu en moins de 2 mois. Afin d'avoir un impact sur le long terme, une réflexion intégrée (géologie, propriétés des sols, pratiques agricoles) sur la gestion de l'occupation des sols devra être tenue.

En ce qui concerne l'impact du **dessouchage** observé sur le BV de Drouillat en bordure du captage, si des différences importantes dans les teneurs en aluminium au niveau des eaux du captage avant et après l'action ont été observées (pic à 2 000 µg/L dans les eaux, pour une moyenne annuelle de 780 µg/L), des différences peu significatives sont apparues lors des analyses des sols prélevés plus d'un an après le dessouchage. L'augmentation de l'aluminium au niveau du captage peut être due à une **modification des écoulements dans les sols**, avec une augmentation des surfaces d'échange entre solide et solution et une facilitation de la circulation des fluides, favorisant ainsi les échanges et le relargage d'aluminium dans les eaux. Le brassage des horizons superficiels lors du dessouchage (enfouissement d'horizons

organiques ou les plus altérés) peut aussi contribuer à la migration de l'aluminium plus en profondeur au moment du renouvellement, rapprochant mécaniquement cet aluminium mobile des drains du captage. Il faudrait pour aller plus loin sur les possibles modifications au sein du sol prélever des échantillons en amont du dessouchage, immédiatement après une telle action puis prolonger le suivi sur une plus longue durée.

IX.4.c. Relation entre sols et teneurs en aluminium au niveau des captages

Les données obtenues sur les sites étudiés montrent une relation entre les propriétés physico-chimiques des sols et les teneurs en aluminium au niveau des captages. Le pH des eaux des captages est déterminé par son interaction avec les sols, ces 2 paramètres se corrélant d'autant plus que la profondeur du sol considéré est forte et donc proche des drains (cf. **Figure 41.a**). L'aluminium dissous présent dans les eaux des captages se corrèle avec l'aluminium échangeable des sols (cf. **Figure 41.b**). On constate alors une relation entre l'acidité des eaux et la présence d'aluminium dissous (cf. **Figure 41.c**).

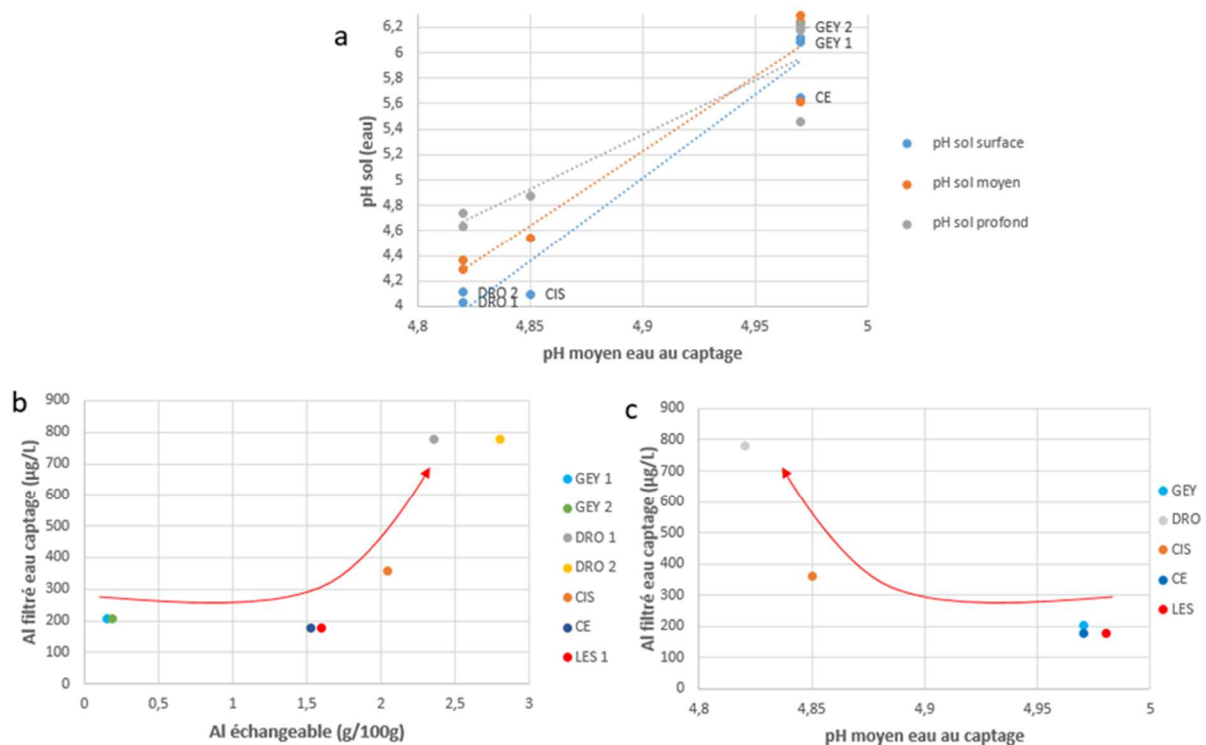


Figure 41 : (a) Relation entre le pH moyen annuel des eaux des captages et le pH du sol en hiver pour différentes profondeurs (horizon le plus superficiel, intermédiaire et le plus profond) ; (b) Teneur moyenne en aluminium dans les eaux de captage sur les deux dernières années en fonction de l'aluminium échangeable (horizon le plus profond, tendance globale similaire avec la surface) ; (c) Teneur moyenne en aluminium dans les eaux de captage sur les deux dernières années en fonction du pH moyen sur la même période des eaux au captage

Ainsi, les sols présentant les pH les plus bas et les quantités d'aluminium échangeable les plus hautes, soit les sols de BV sous forêt développés sur leucogranite sont associés aux BV pour lesquels l'eau des captages est la plus riche en aluminium dissous (780 et 350 $\mu\text{g/L}$ pour Drouillat et Cisternes, cf. **Figure 41.b**), en opposition au comportement de l'aluminium sur le BV de Geneyte, BV avec prairie et sols développés sur leucogranite, pour lequel l'eau est moins riche en aluminium (moyenne autour de 200 $\mu\text{g/L}$). Le cas particulier de Lestards, BV sous forêt mais aluminium au captage similaire au BV de Geneyte sous prairie, pourrait être lié au socle de nature différente (Gneiss), amenant à un comportement différent face à l'altération.

IX.4.a. Remarques conclusives

Les sites étudiés dans cette étude présentent une géologie similaire (excepté le site de Lestards) mais des différences importantes en termes d'occupation des sols. Ces sols développés sur granites sont naturellement acides, ont une faible capacité à contrer les apports d'acidité et contiennent des teneurs naturelles en aluminium importantes de plusieurs %. L'aluminium est d'autant plus mobile que la quantité d'aluminium échangeable dans les sols est importante. L'aluminium échangeable représente la fraction la plus mobile qui peut migrer des sols jusqu'aux ressources en eau. Cette migration va dépendre de l'infiltration des eaux (fragmentation du substrat, pluviométrie), la présence d'autres espèces chimiques complexantes (matières organiques, fluor, etc.) et des re-précipitations/sorptions possibles dans les horizons plus profonds. L'aluminium échangeable est présent principalement dans les horizons superficiels et cela d'autant plus que le pH y est faible. En effet, le pH est un facteur important vis-à-vis de la géochimie de l'aluminium ; dans les horizons superficiels, il est directement impacté par l'occupation des sols et les pratiques agricoles, ce qui se répercute sur l'aluminium échangeable. Cette étude montre que le pH eau des sols de l'environnement des captages, dans les conditions géologiques locales naturelles défavorables, n'a besoin de diminuer que de seulement 0,5 unités pH pour augmenter considérablement la teneur en aluminium échangeable des sols (de 10 à 90% de la CEC) et entraîner une présence importante de cet élément dans les eaux captées et destinées à la consommation humaine. Pour les captages présentant des teneurs en aluminium dans l'eau proches de la référence de qualité (200 $\mu\text{g/L}$), une baisse de pH dans les horizons superficiels des sols entraînerait une augmentation de la teneur en aluminium, cette augmentation pouvant être forte compte tenu du caractère exponentiel de la relation pH-aluminium échangeable présent. Il est donc capital de maîtriser les facteurs anthropiques qui peuvent affecter l'acidification des sols. L'épisode de chaulage sur Celle confirme le rôle du pH du sol à travers l'impact d'une perturbation superficielle ponctuelle sur la teneur en aluminium dans les eaux du captage, mais cette fois-ci à l'inverse. Une remontée du pH des

sols bloque la migration de l'aluminium, mais seulement pendant quelques semaines et l'effet bénéfique de cette pratique n'a pas d'effet pérenne bénéfique (teneur en Al, pH, dureté) sur la qualité des eaux captées. Ainsi, toute approche de gestion de ces types de captages avec des drains superficiels nécessiterait de s'intéresser à la réactivité chimique de l'« interface » des premiers centimètres de sols, où interagissent l'eau, la végétation et les minéraux du sol.

X. Volet traitement - Partie 1 : Evaluation de la filtration sur produits alcalino-terreux pour l'élimination de l'aluminium

X.1. Introduction

Dans les eaux naturelles, l'aluminium peut exister sous plusieurs formes chimiques en fonction notamment du pH. Le diagramme de la *Figure ci-contre* présente les différentes formes monomériques de l'aluminium rencontrées dans une eau pure ainsi que sa solubilité (Al_T) en fonction du pH. Il est à noter que l'aluminium est très peu soluble entre pH 5,5 et 7,0. Dans un contexte de petits captages comme celui étudié, seuls des traitements simples à mettre en œuvre et à exploiter et peu onéreux peuvent être envisagés pour corriger les dérives de qualité constatées. Ainsi, des traitements tels que la filtration sur matériau alcalino-terreux (e.g. calcaire terrestre ou maërl) semblent pertinents à étudier. En effet, ils permettent de corriger l'agressivité de l'eau en rehaussant son pH, sa dureté, son alcalinité et donc sa minéralisation.

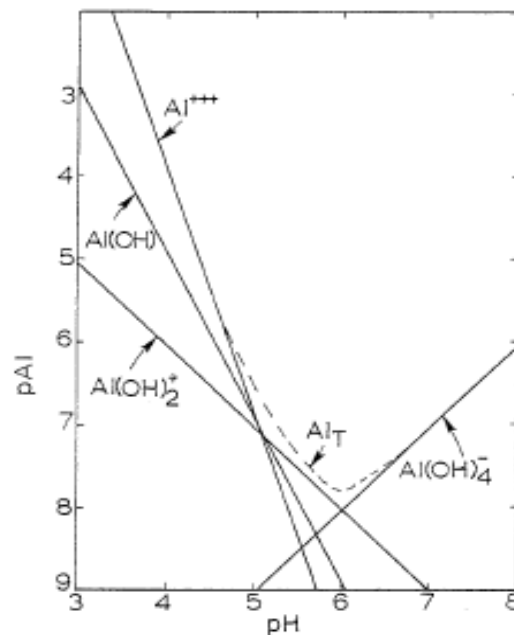


Figure 42 : Solubilité de Al en équilibre avec $Al(OH)_{3(s)}$

Compte-tenu de la faible solubilité de l'aluminium pour des pH proches de la neutralité, ce type de traitement pourrait alors contribuer à l'élimination de l'aluminium par précipitation. De plus, leur mise en œuvre est suivie d'une désinfection, permettant de protéger les eaux distribuées du risque microbiologique.

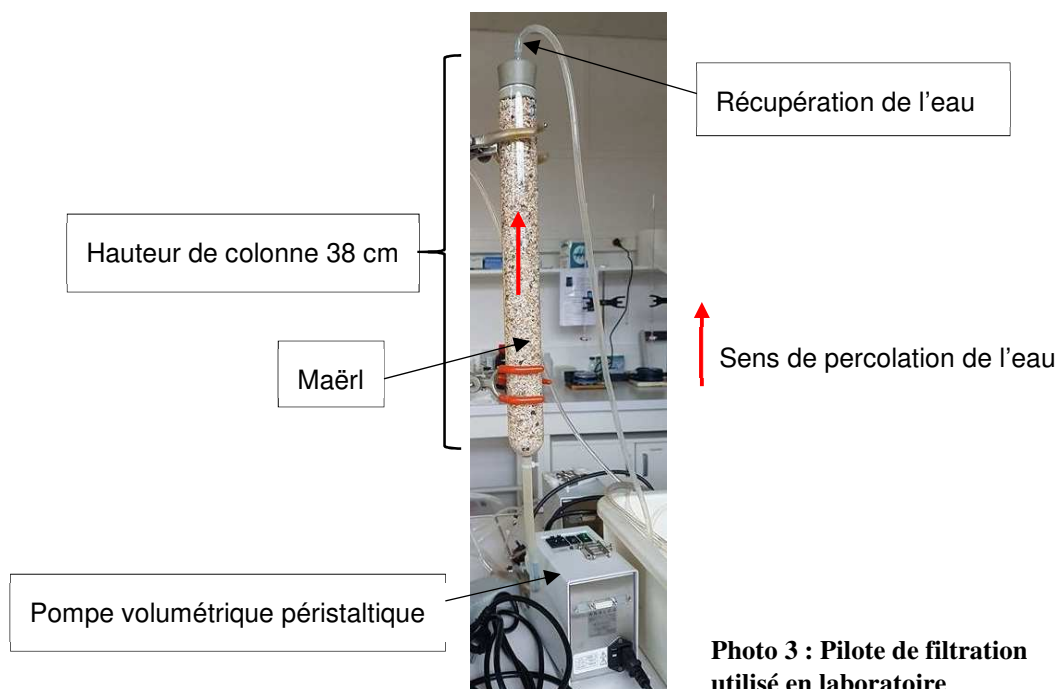
Dans un premier temps, le devenir de l'aluminium lors d'une simple neutralisation (passage direct de l'eau brute sur le matériau) est étudié car il s'agit du traitement le plus simple à mettre en œuvre et à exploiter au niveau des petits captages ciblés. Un traitement plus poussé de reminéralisation (passage sur le matériau après dopage de l'eau brute en CO_2) est ensuite étudié compte-tenu de la teneur relativement faible en CO_2 libre (généralement inférieure à 100 mg/L) des eaux. En raison de l'interdiction d'exploitation du maërl en grande quantité (*Loi n° 2009-967 du 03/08/09 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement*), le calcaire terrestre se révèle comme un matériau plus durable. Son efficacité est alors étudiée puis comparée à celle du maërl qui reste encore localement utilisé. Le devenir

de l'aluminium lors de ces traitements est étudié sur des pilotes en laboratoire puis lors de tests réalisés sur le terrain pour discuter du devenir de l'aluminium dans les filtres.

X.2. Matériel et méthodes utilisés

X.2.a. Présentation du pilote de laboratoire et des eaux étudiées

Le devenir de l'aluminium lors d'une filtration sur matériau alcalino-terreux (calcaire terrestre ou maërl) est étudié en laboratoire (18 ± 2 °C) à l'aide de pilotes constitués d'une colonne en verre alimentée par une pompe péristaltique (**Photo 3**). Chaque colonne a une hauteur effective de $38,1 \pm 0,5$ cm, un diamètre intérieur de $3,82 \pm 0,02$ cm et est remplie avec 436 ± 3 cm³ de matériau filtrant (volume apparent). La macroporosité mesurée est respectivement de 40 et 44 % pour le calcaire terrestre et le maërl. Chacune des colonnes est alimentée en mode ascendant par une pompe péristaltique permettant de contrôler le débit de l'eau brute et donc son temps de contact avec le matériau filtrant.



**Photo 3 : Pilote de filtration
utilisé en laboratoire**

Les eaux utilisées en laboratoire ont été prélevées au niveau de quatre captages (cf. **Tableau 14**) situés sur le plateau de Millevaches (Goutte-Nègre 1, Cisternes, Lestards et Drouillat référencés respectivement G, C, L et D). Un test in situ a également été réalisé au niveau d'un cinquième captage situé dans les monts d'Ambazac (Châtelus-le-Marcheix, référencé X) dans un contexte géologique et d'occupation des sols similaire à celui du plateau de Millevaches. Les eaux de ces différents captages présentent des paramètres de minéralisation du même ordre de

grandeur ; elles sont acides (pH compris entre 4,9 et 5,5), très douces (TH et TAC inférieurs à 0,5°f) et très agressives (Indice de Saturation compris entre -6,6 et -5,8) avec (*équation 2*) :

$$\text{Indice de Saturation ou } I_S = \text{pH}_{\text{mesuré}} - \text{pH}_{\text{saturation}} \quad \text{Equation 2}$$

$I_S < 0$ Eau agressive

$I_S = 0$ Eau à l'équilibre

$I_S > 0$ Eau entartrante

Tableau 14 : Teneurs en Al et pH moyens des captages étudiés

Captages	Goutte-Nègre 1	Cisternes	Lestards	Drouillat	Châtelus-le-Marcheix
Aluminium moyen ± écart-type (µg/L) sur eau non filtrée	318 ± 97	424 ± 83	218 ± 69	695 ± 304	264 ± 47
pH moyen des eaux ± écart-type	4,92 ± 0,20	4,88 ± 0,13	5,02 ± 0,21	4,88 ± 0,20	5,50 ± 0,15

Ces eaux diffèrent par leur teneur moyenne en Al variant d'une centaine de µg/L à près de 2 mg/L. Pour un même captage, la teneur en Al peut varier jusqu'à un facteur 2 en fonction de la date de prélèvement. Les eaux prélevées sont stockées à 4 ± 2 °C dans l'obscurité dans des bidons en PEHD fermés jusqu'à leur utilisation en laboratoire.

X.2.b. Essais effectués, en laboratoire et sur le terrain, pour chacun des matériaux filtrants testés

Les matériaux filtrants utilisés dans le cadre de ces essais sont le calcaire terrestre (Neutridol®20) et le maërl (Neutralite®). Leurs caractéristiques et compositions respectives sont présentées dans le *Tableau 15*.

Tableau 15 : Caractéristiques et compositions des matériaux filtrants étudiés

	Densité réelle	Densité apparente	Densité apparente mesurée	Granulométrie	Composition chimique (%)
Calcaire terrestre	2,70	1,45	1,60	1,8 à 2,5 mm	Ca : 98 Mg : 1 Insolubles HCl : 1
Maërl	2,70	1,08	-	2 à 4 mm	Ca : 85 Mg : 10 Insolubles HCl : 5

Dans un premier temps, des tests ont été réalisés en laboratoire sur du calcaire terrestre. L'influence du temps de contact sur l'abattement de l'aluminium lors d'une neutralisation a tout d'abord été étudiée. Pour cela, des temps de contact de 10, 20, 30, 40 et 50 minutes ont été appliqués sur l'eau provenant du captage G. Un temps de contact optimum de 30 minutes a alors été déterminé puis appliqué à l'ensemble des expériences suivantes. L'influence de la qualité de l'eau brute sur l'abattement de l'aluminium a ensuite été étudiée en considérant successivement l'eau des quatre captages G, C, L et D. Enfin, un traitement par reminéralisation a été réalisé en dopant l'eau brute en CO₂ (par bullage) avant sa neutralisation sur colonnes. Ce traitement plus poussé a été réalisé sur l'eau du captage G en faisant varier la quantité de CO₂ injectée pour imposer différentes valeurs de pH de l'eau traitée.

Des tests ont également été réalisés avec le maërl. Le temps de contact optimum de 30 minutes déterminé pour le calcaire terrestre a été utilisé pour faciliter la comparaison de l'efficacité des deux matériaux vis-à-vis de l'élimination de l'aluminium. L'influence de la qualité de l'eau brute (à partir de l'eau des quatre captages G, C, L et D) et de plusieurs conditions de reminéralisation (différents taux de traitement en CO₂ réalisés sur l'eau du captage G) sur l'abattement de l'aluminium a été étudiée en laboratoire. Enfin, afin d'étudier le devenir de l'aluminium piégé dans les filtres au cours de leur lavage, un test de longue durée a été réalisé. De l'aluminium a été accumulé dans une colonne de maërl suite à une neutralisation réalisée durant 15 jours in situ au niveau du captage X. Un retro-lavage simultané à l'air et à l'eau du robinet a ensuite été réalisé en laboratoire pour étudier le comportement de l'aluminium piégé dans les filtres.

Pour chaque expérience, les paramètres suivants ont été mesurés sur l'eau brute et l'eau traitée : pH, conductivité électrique (à 25°C), TAC, TH, [Al]_{total} et [Al]_{dissous} (obtenue par filtration à 0,2 µm). Dans le cadre de l'expérience de retro-lavage, la turbidité, [Al]_{total} et [Al]_{dissous} ont été mesurés dans les eaux de lavage. Les échantillons ont été acidifiés à 2% en HNO₃ avant l'analyse des éléments Al, Mg et Ca en spectrométrie d'émission atomique à plasma micro-ondes (*Agilent MP-AES 4100*).

X.3. Résultats et discussion

X.3.a. Devenir de l'aluminium lors d'une neutralisation par filtration sur calcaire terrestre

X.3.a.1 Influence du temps de contact

Dans l'ensemble, une importante augmentation des paramètres liés à la minéralisation (pH, TAC, TH et conductivité électrique) est observée dès 10 minutes de temps de contact (cf. **Figure 43**). Les temps de contact plus élevés ne permettent au mieux qu'une très légère augmentation de ces paramètres. Finalement, le temps de contact n'a que très peu d'influence sur la neutralisation au-delà de 10 minutes. L'eau traitée n'atteint cependant pas l'équilibre calco-carbonique et reste agressive (I_s de l'ordre de -0,5) avec un pH de 8, un TAC de 5,8 à 6°f et un TH de 3,8 à 4,3°f.

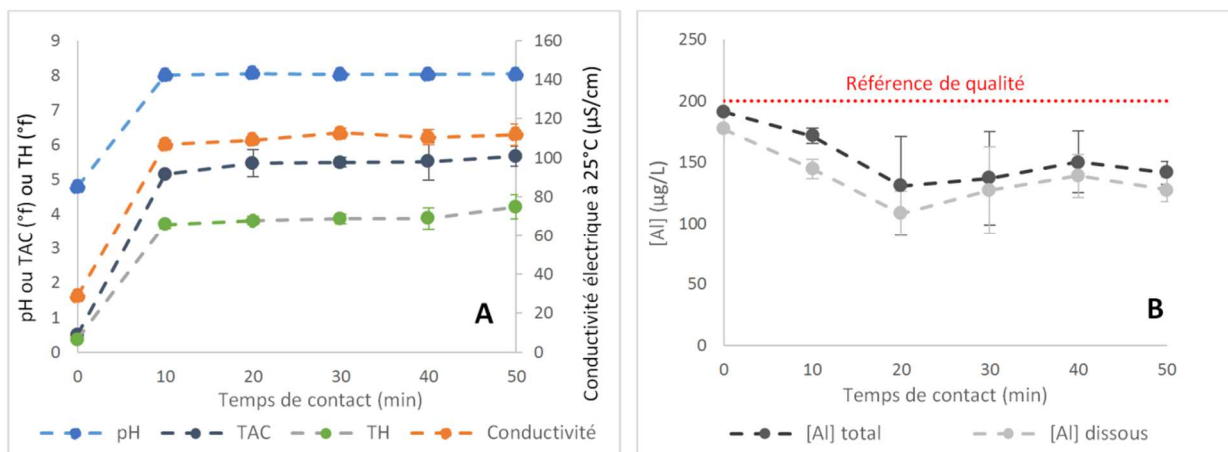


Figure 43 : Influence du temps de contact lors d'une neutralisation sur calcaire terrestre (A : paramètres de neutralisation de l'eau traitée ; B : concentrations en Al de l'eau traitée)

Concernant l'aluminium (cf. **Figure 43-B**), un temps de contact de 10 minutes permet un abattement d'environ 15% tandis que les temps de contact plus élevés augmentent légèrement le taux d'abattement (entre 20 et 40%). Néanmoins, au-delà de 20 minutes, le temps de contact ne semble plus avoir d'influence significative. **Un temps de contact de 30 minutes est alors sélectionné pour la suite des manipulations car il permet un abattement optimal de l'aluminium et il s'agit de celui classiquement mis en place au niveau des unités de traitement pour ce type d'eaux.**

X.3.a.2 Influence de la qualité de l'eau brute

Pour l'ensemble des eaux testées, l'équilibre calco-carbonique n'est pas totalement atteint après neutralisation. En effet, après filtration sur calcaire terrestre, chacune des eaux présente un pH compris entre 7,95 et 8,02 et reste légèrement agressive avec un I_S compris entre -0,1 et -0,5. Par conséquent, une simple neutralisation des eaux ciblées ne permet pas d'atteindre l'équilibre calco-carbonique. La **Figure 44** montre que l'abattement de l'aluminium diminue avec la teneur initiale en Al, conformément au piégeage par précipitation suspecté. Les concentrations initiales en Al impactent donc les concentrations dans l'eau traitée. La filtration sur calcaire terrestre ne permet pas d'obtenir de façon systématique des concentrations en Al inférieures à la référence de qualité. Néanmoins, un abattement de 80% est observé sur l'eau du captage D qui présentait initialement la plus forte teneur en Al (près de 11 fois supérieure à la référence de qualité).

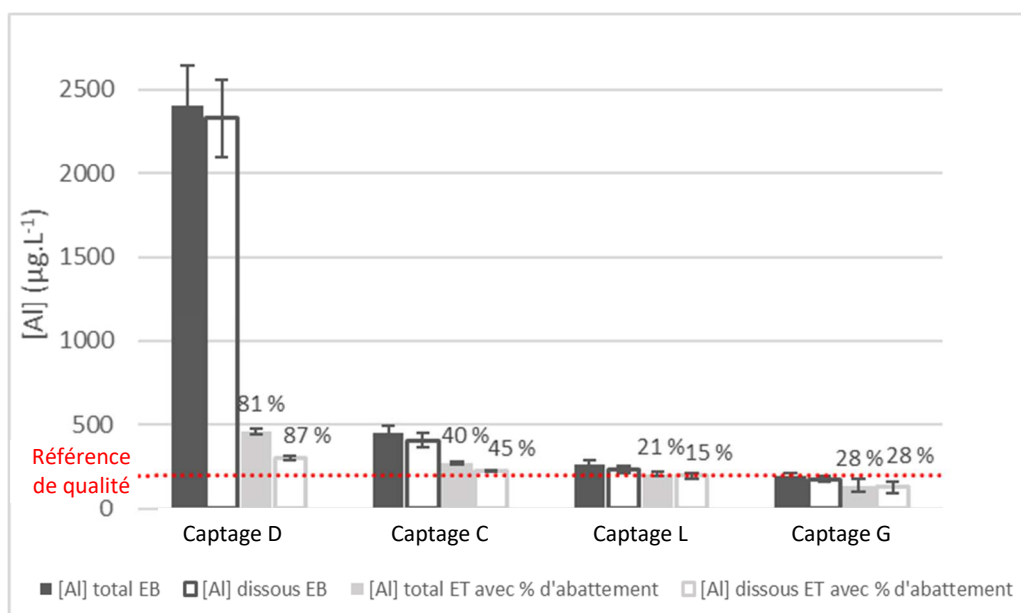


Figure 44 : Influence de l'eau brute sur l'abattement de Al lors d'une neutralisation par filtration sur calcaire terrestre (EB : Eau Brute ; ET : Eau Traitée)

Dans les conditions testées (temps de contact de 30 minutes), la neutralisation par simple filtration sur calcaire terrestre ne permet donc pas d'atteindre parfaitement l'équilibre calco-carbonique des eaux. Les pH obtenus après neutralisation favorisent la présence d'aluminium sous sa forme anionique ($Al(OH)_4^-$, cf. **Figure 42**) et limite donc sa précipitation. Pour essayer d'améliorer la correction de ces paramètres, les effets d'une reminéralisation ont été étudiés afin d'obtenir des valeurs de pH de l'eau traitée plus faibles, favorables à l'élimination de l'aluminium par précipitation.

X.3.b. Devenir de l'aluminium lors d'une reminéralisation par filtration sur calcaire terrestre

Le devenir de l'aluminium est étudié lors d'une reminéralisation par filtration sur calcaire terrestre avec injection de CO₂. Le couplage dopage en CO₂ / filtration sur calcaire terrestre permet d'augmenter le TAC et le TH de l'eau traitée et de contrôler son pH. Cela permet d'abaisser le pH de l'eau traitée par rapport à la simple neutralisation qui atteint des valeurs supérieures à 8, ce traitement peut alors favoriser la précipitation de l'aluminium.

Les tests de reminéralisation réalisés sur l'eau du captage G (cf. Figure 45) montrent qu'un pH plus faible voire légèrement acide en sortie favorise bien la rétention de l'aluminium dans la colonne, probablement suite à sa précipitation. La référence de qualité de l'aluminium est largement respectée pour des pH inférieurs à 7,36 (entre 6,85 et 7,36). Ainsi, un pH favorisant la précipitation de l'aluminium peut être atteint. Après ces traitements, l'équilibre calco-carbonique n'est pas parfaitement atteint, l'eau reste légèrement agressive (Is compris entre -0,1 et -0,3). Un pH minimum de 7,2 étant généralement appliqué au niveau des unités de traitement afin de limiter les risques de corrosion des réseaux de distribution, un compromis entre l'abattement de l'aluminium et la remise à l'équilibre calco-carbonique devrait alors être choisi au niveau d'une potentielle unité de traitement.

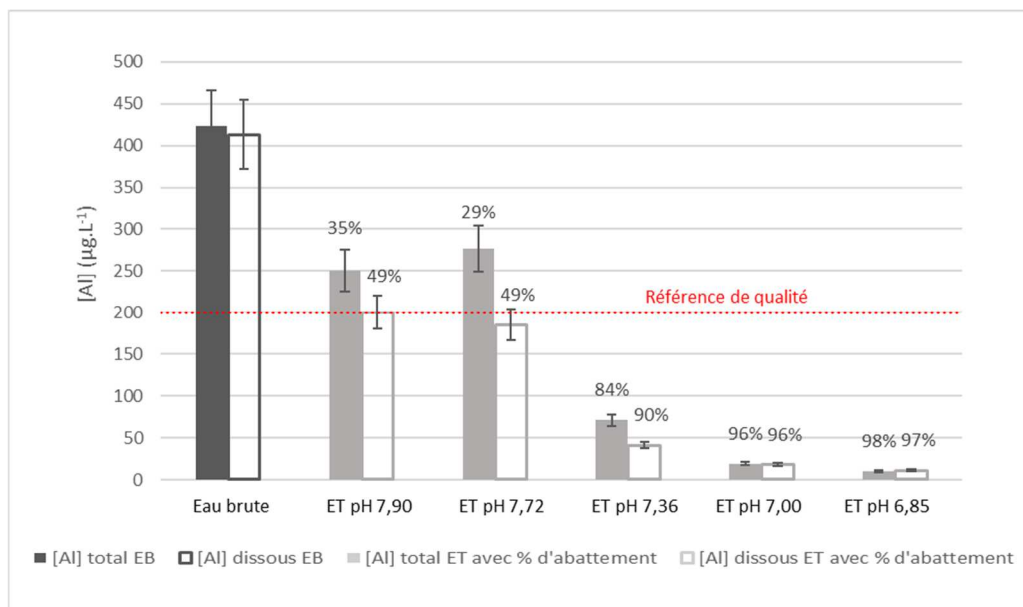


Figure 45 : Rendements d'élimination de Al en fonction du pH de l'eau traitée après reminéralisation sur calcaire terrestre de l'eau du captage G (EB : Eau Brute ; ET : Eau Traitée)

X.3.c. Devenir de l'aluminium lors d'une filtration sur maërl

Le devenir de l'aluminium lors d'une neutralisation et d'une reminéralisation est ensuite étudié lors d'une filtration sur maërl pour comparer son efficacité à celle du calcaire terrestre. Un lavage des filtres après une exposition de 15 jours in situ est également réalisé pour étudier le devenir de l'aluminium.

X.3.c.1 Comparaison à la filtration sur calcaire terrestre

Suite à une simple neutralisation des eaux des captages D, C, L et G par filtration sur maërl, peu de différences sont obtenues sur la qualité des eaux traitées par rapport à la filtration sur calcaire terrestre. Les pH atteints en sortie (compris entre 8,4 et 9,0) sont supérieurs à ceux obtenus avec le calcaire terrestre et les eaux sont légèrement entartrantes (I_s de l'ordre de 0,1). Ces pH ne permettent cependant pas de respecter la référence de qualité de l'aluminium (abattement du même ordre de grandeur que lors d'une neutralisation sur calcaire terrestre). Une reminéralisation est nécessaire pour assurer un meilleur abattement de Al. Néanmoins, comme avec le calcaire terrestre, des abattements de Al supérieurs à 80% ne sont observés que pour des pH compris entre 7,01 et 7,52 (cf. **Figure 46**). Cette gamme de pH pourrait à nouveau engendrer des risques de corrosion des réseaux. Ainsi, comme avec le calcaire terrestre, un compromis entre les objectifs du traitement pourrait également apparaître vis-à-vis de ce matériau au niveau d'une potentielle unité de traitement.

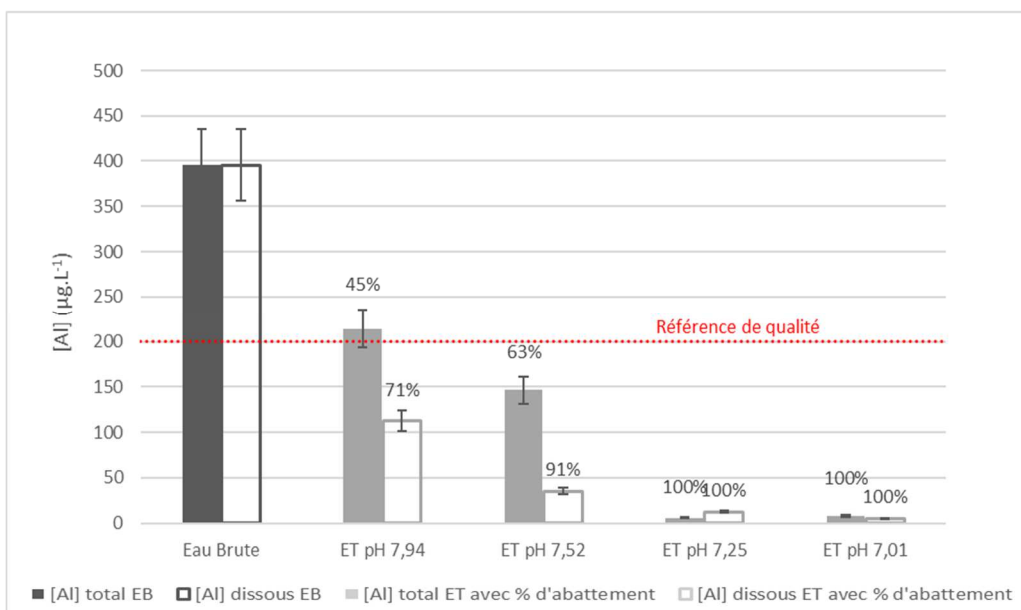


Figure 46 : Rendements d'élimination de Al en fonction du pH de l'eau traitée après reminéralisation sur maërl de l'eau du captage G (EB : Eau Brute ; ET : Eau Traitée)

X.3.c.2 Devenir de Al dans les filtres lors d'un lavage

Durant les 15 jours de neutralisation in situ de l'eau du captage X ([Al] initiale de l'eau brute de l'ordre de 250 µg/L), un abattement moyen de 50% de Al est observé (soit 18 mg de Al accumulés dans la colonne) et le pH de l'eau après neutralisation est de l'ordre de 8,2. Ces résultats sont cohérents avec ceux obtenus en laboratoire. A l'issue de la période de neutralisation, les colonnes sont lavées avec un mélange air/eau (cf. **Figure 47**). Ce lavage se révèle efficace car près de 70% de l'aluminium retenu par le filtre est éliminé après passage de 70 volumes de pores d'eau de lavage (approximativement 30 L d'eau par kg de matériau, turbidité résiduelle de l'eau de lavage d'environ 350 NTU). De plus, après le passage d'une vingtaine de volumes de pores d'eau de lavage, celle-ci présente une teneur en Al en dessous de la référence de qualité (pour une teneur en début de lavage proche de 7 000 µg/L).

Ce test montre donc que l'aluminium retenu dans la colonne pendant son fonctionnement peut être facilement éliminé lors du lavage. Néanmoins, il montre aussi que l'aluminium n'est pas fortement lié au matériau filtrant, un risque de relargage avec l'eau traitée n'est alors pas à exclure en cas de mauvaise gestion des filtres. Les procédures d'exploitation des filtres devraient certainement être adaptées en conséquence (e.g. lors du renouvellement du matériau et/ou fréquence de lavage du filtre).

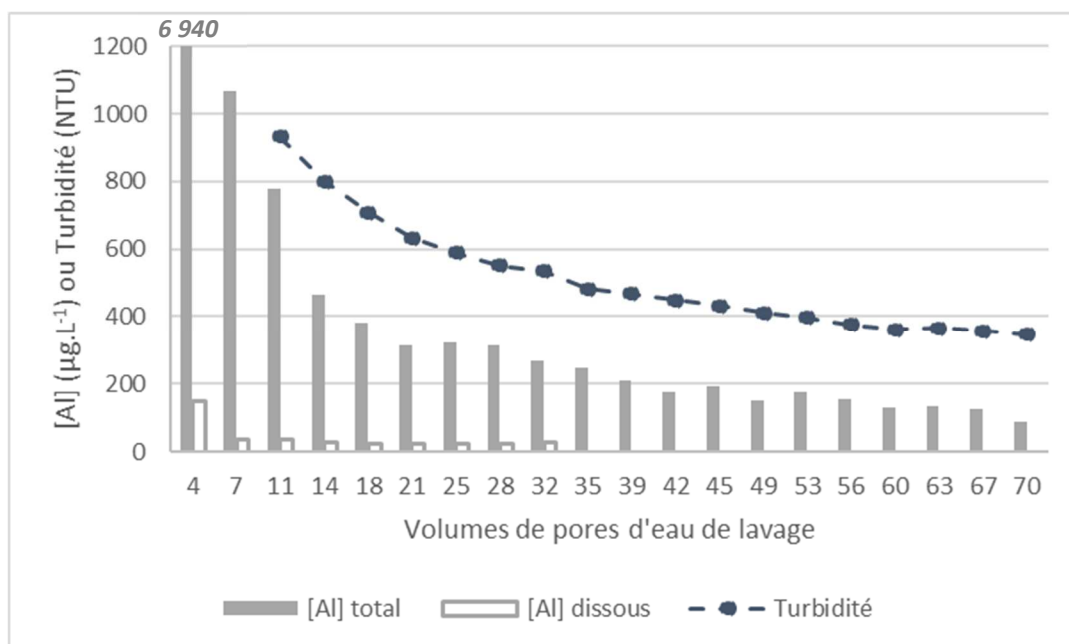


Figure 47 : Concentrations en Al et turbidité dans les eaux de lavage du pilote de neutralisation utilisé in situ

X.4. Préconisations

Cette étude a montré que les différences de comportement du calcaire terrestre et du maërl vis-à-vis de la problématique aluminium étaient marginales. Ainsi, les éléments de discussion qui vont suivre sont valables pour les deux matériaux. Les essais pilotes réalisés indiquent que les pH atteints après une simple neutralisation ne permettent pas un abattement de l'aluminium suffisant pour respecter systématiquement la référence de qualité de 200 µg/L. Néanmoins, une reminéralisation par couplage CO₂ / filtration sur matériaux alcalino-terreux peut se révéler efficace vis-à-vis de l'élimination de l'aluminium en fonction des réglages choisis. En effet, ce traitement permet de contrôler le pH de l'eau traitée et donc, en limitant sa solubilité, d'obtenir un fort abattement de Al (> 80%) pour des pH compris entre 7,0 et 7,5. Cependant, un abattement important de l'aluminium nécessite des valeurs de pH de l'eau traitée proches de 7, donc pouvant entraîner potentiellement des problèmes de corrosivité. Pour mettre en œuvre ce type de traitement, il conviendra donc de définir quelle agressivité et/ou corrosivité des eaux traitées est acceptable.

Suite au piégeage par précipitation de l'aluminium au sein du massif filtrant, la question de son devenir est alors primordiale pour éviter des fuites d'aluminium vers le réseau de distribution. Cette étude a montré qu'un lavage des filtres avec un mélange air/eau permet d'éliminer la majorité de l'aluminium piégé dans le lit filtrant. Ainsi, des lavages fréquents et réguliers doivent être effectués afin de limiter l'accumulation de l'aluminium dans l'ouvrage et éviter une fuite éventuelle vers le réseau.

Par ailleurs, au cours de son cycle de fonctionnement, le massif filtrant est progressivement dissout et sa hauteur diminue avec le temps. Cette dissolution a pour première conséquence de diminuer le temps de contact entre l'eau et le matériau. Il en résultera une eau traitée plus agressive mais, étant donné la diminution du pH associée, la capacité du traitement à faire précipiter l'aluminium sera augmentée. Cependant, une autre conséquence pourrait apparaître car, de la diminution de la hauteur de filtration, résultera une diminution de la capacité du système à retenir l'aluminium précipité. Si cette dernière devenait trop faible, des fuites d'aluminium précipité vers le réseau pourraient apparaître. Ainsi, en exploitation sur site, il conviendra de définir les hauteurs minimales de massifs filtrants en dessous desquelles il ne faut pas descendre au regard, d'une part, de l'agressivité maximale tolérable pour l'eau traitée et, d'autre part, de la capacité de rétention minimale souhaitable de l'aluminium précipité. La connaissance de ces deux critères devrait permettre de définir une fréquence de regarnissage en matériaux filtrants pertinente.

De même, lors du regarnissage des filtres en matériaux alcalino-terreux, l'augmentation de la hauteur du massif filtrant engendrera une augmentation du pH de l'eau traitée et pourrait ainsi entraîner une resolubilisation de l'aluminium piégé dans le matériaux résiduel resté dans le filtre. Afin d'éviter ce phénomène et les fuites d'aluminium vers le réseau qui y seraient associées, il sera souhaitable de réaliser un lavage du filtre avant son regarnissage (en plus du lavage habituel après regarnissage). Si ce lavage ne s'avérait pas suffisant, une élimination du matériau résiduel avant regarnissage pourrait être envisagée.

En conclusion, l'élimination de l'aluminium par filtration sur produit alcalino-terreux (calcaire terrestre, Maërl) est envisageable en plus des objectifs initiaux de tels traitements. Cependant, elle doit respecter les conditions suivantes :

- 1. Nécessité d'injecter du CO₂ en amont de la filtration ;**
- 2. Respect scrupuleux des réglages définis, notamment au regard du pH de l'eau traitée. Ce dernier est issu d'un compromis entre la limitation de son agressivité et l'abattement de l'aluminium ;**
- 3. Respect scrupuleux de la fréquence de lavage des filtres et/ou de regarnissage des massifs filtrants. En cas de non-respect, la libération d'aluminium piégé au cours du traitement vers le réseau de distribution est possible.**

Ainsi, la gestion et l'entretien de ces unités de traitements s'avèrent cruciaux pour limiter les fuites ponctuelles, mais potentiellement importantes d'aluminium vers le réseau. C'est pourquoi, la mise en œuvre d'une reminéralisation qui cible, en plus de la correction de l'agressivité, l'élimination de l'aluminium demande une technicité de mise en œuvre et d'exploitation rarement atteinte aujourd'hui sur les zones géographiques ciblées, la gestion de l'AEP dans ce contexte étant souvent réalisée à l'échelon communal.

Les conclusions de cette première partie du volet traitement ont fait l'objet d'un article, publié dans la revue T.S.M (n°7/8 2020) et disponible en *Annexe 7*.

XI. Volet traitement - Partie 2 : Evaluation du potentiel du charbon actif pour l'élimination de l'aluminium

XI.1. Introduction

Du fait de ses importantes capacités d'adsorption, le charbon actif (CA) est couramment utilisé en potabilisation. Bien qu'il soit plutôt mis en œuvre pour l'élimination de composés organiques comme la matière organique dissoute ou certains micropolluants (e.g. pesticides), la présence de diverses fonctions chimiques à sa surface rend possible l'adsorption de l'aluminium sur ce matériau (*Mohamed E. Goher et al. (2015)*; *Mokhtar Mahdavi et al. (2018)*). Certains des captages étudiés montrent ponctuellement des teneurs en matière organique proches de la référence de qualité (2 mgC/L), susceptibles de provoquer une concentration significative de THM en cas de chloration. Ainsi, un traitement préalable au CA serait un moyen intéressant de limiter simultanément les dérives de qualité par rapport à la matière organique et à l'aluminium. Néanmoins, l'élimination de l'aluminium par CA reste très peu documentée. L'efficacité de cette méthode dans le contexte des eaux étudiées reste donc à démontrer car l'adsorption de l'aluminium pourrait être limitée par, notamment, des pH trop faibles (compétition entre H^+ et Al^{3+}). Ainsi, le potentiel du CA pour l'élimination de l'aluminium a été évalué pour le contexte particulier des eaux acides du plateau de Millevaches.

XI.2. Matériel et méthodes

XI.2.a. Présentation des charbons actifs utilisés

Deux charbons actifs de la société Dacarb (M1020 et GB916) ayant des applications en traitement de l'eau ont été utilisés pour cette étude. Les principales caractéristiques de ces 2 matériaux sont résumées dans le **Tableau 16**. Dans les expérimentations menées, ces charbons actifs sont mis en œuvre sous forme de poudre (CAP) afin de limiter l'hétérogénéité du matériau. Avant utilisation, 15 g de chaque CA ont été lavés : 3 jours dans 3L de HNO_3 0,1 M puis plusieurs bains (10 à 18) de 1 L d'eau ultrapure (≥ 30 min) jusqu'à stabilisation du pH (valeur finale de 4 ou 5 selon le charbon).

Tableau 16 : Principales caractéristiques des charbons actifs utilisés

	M 1020	GB 916
Matière première	Houille	Bois
Mode d'activation	Physique : traitement à haute température (1000°C) en présence de vapeur d'eau	Chimique : activation à basse température (600-700°C) en présence d'un catalyseur chimique (H ₃ PO ₄)
Porosité	Mésoporeux	Macroporeux
Surface spécifique (BET)	1 000 m ² /g	1 300 m ² /g
Résistivité	< 1 Ω cm	>> 1 Ω cm
Densité apparente	0,5 g/cm ³	0,25 g/cm ³
Prix à la tonne	1 700 € HT	3 500 € HT
Principales applications	Traitement des eaux, Traitement d'air	Traitement des eaux, Décoloration de liquide alimentaire

XI.2.b. Etudes en flacon : mises en œuvre

L'ensemble de cette étude a été effectuée en laboratoire avec l'eau du captage de Cisternes ([Al] = 450 µg/L ; force ionique ~ 6.10⁻⁴ M ; pH = 4,9), présentant une dérive de qualité significative par rapport au paramètre aluminium. Une eau synthétique ([Al] = 450 µg/L ; [NaNO₃] = 6.10⁻⁴ M ; pH = 3,9) a été également utilisée afin de simuler les caractéristiques de l'eau de Cisternes tout en conservant une composition connue et maîtrisée. Il est à noter que cette eau présente un pH plus faible que celui de Cisternes (~ 1 unité) afin d'éviter la précipitation de l'aluminium.

Une première expérimentation a été menée avec ces eaux afin de valider l'aptitude de chaque CA pour la fixation de l'aluminium dans le contexte d'eaux acides. Pour chacune des deux eaux décrites ci-dessus, 100 mL ont été mis à agiter en présence de 1 g de CAP (M1020 ou GB916) pendant 24h à 21 ± 1 °C. Les concentrations des eaux en aluminium dissous (après filtration à 0,2 µm) ont été dosées avant et après exposition au CAP. La différence des deux concentrations permet alors d'estimer la quantité d'aluminium adsorbé.

À la suite de cette phase de validation, le CAP le plus prometteur a été identifié (GB916, cf. résultats ci-après) et utilisé pour l'évaluation de sa capacité maximale de fixation de l'aluminium. Pour cela, une isotherme d'adsorption a été réalisée avec l'eau synthétique et l'eau du captage de Cisternes (cf. description ci-dessus). Ainsi, 100 ou 500 mL d'eau ont été mis à agiter en présence de 25 mg à 1 g de CAP (ratio Al/CAP de 0,05 à 9 mg/g) pendant 24h à 7 ± 1 °C. Les concentrations des eaux en aluminium dissous (après filtration à 0,2 µm) ont été

dosées avant ($[Al]_{initial}$) et après exposition au CAP ($[Al]_{final}$). La différence des deux concentrations permet d'estimer la quantité d'aluminium adsorbé par masse de CAP ($[Al]_{ads}$).

L'isotherme de Langmuir est utilisée pour exploiter les résultats (équation 3) :

$$[Al]_{ads} = C_{max} * K * [Al]_{final} / (1 + K * [Al]_{final}) \quad \text{Equation 3}$$

C_{max} Capacité maximale d'adsorption du charbon

K Constante caractéristique de l'interaction entre l'adsorbat et les sites de surface

Une représentation graphique en double inverse ($1/[Al]_{ads}=f(1/[Al]_{final})$) est effectuée afin de linéariser l'isotherme et ainsi déterminer graphiquement C_{max} (égale à l'inverse de l'ordonnée à l'origine de la droite obtenue).

XI.3. Résultats et discussion

XI.3.a. Validation de la fixation de l'aluminium par le CA

Les résultats de l'essai d'adsorption de l'aluminium sont présentés sur la **Figure 48**.

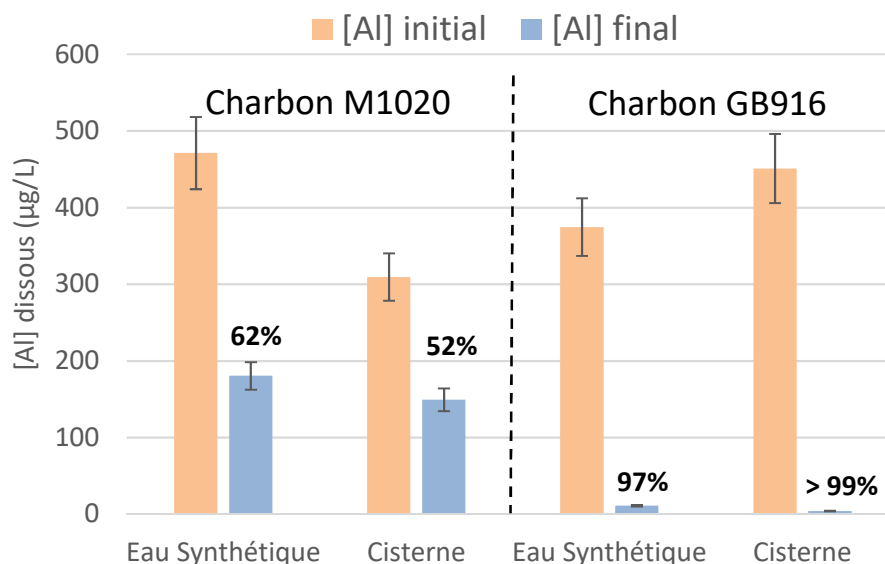


Figure 48 : Concentrations en aluminium dissous de l'eau synthétique et du captage de Cisternes avant (initial) et après (final) exposition aux deux types de CAP et rendements d'élimination correspondants

Les comportements observés sont relativement similaires entre l'eau synthétique et l'eau du captage de Cisternes. Les deux charbons testés permettent une fixation de l'aluminium. Dans tous les cas étudiés, la teneur en aluminium résiduelle après exposition est inférieure à la référence de qualité de 200 µg/L. Néanmoins, cette teneur résiduelle est variable en fonction du charbon utilisé avec un rendement d'élimination de 50-60% pour le charbon M1020 et de plus de 97% pour le GB916. Alors que dans les conditions de l'expérimentation, presque la moitié de l'aluminium reste en solution avec le CA M1020, la quasi-totalité est adsorbée avec le GB916. Conformément aux dires du fournisseur, on observe une meilleure efficacité du charbon GB916 par rapport au charbon M1020.

XI.3.b. Capacité de fixation

Le charbon GB916 étant le plus prometteur, une isotherme d'adsorption de l'aluminium a été réalisée afin de déterminer sa capacité d'adsorption (cf. *Figures 49 et 50*).

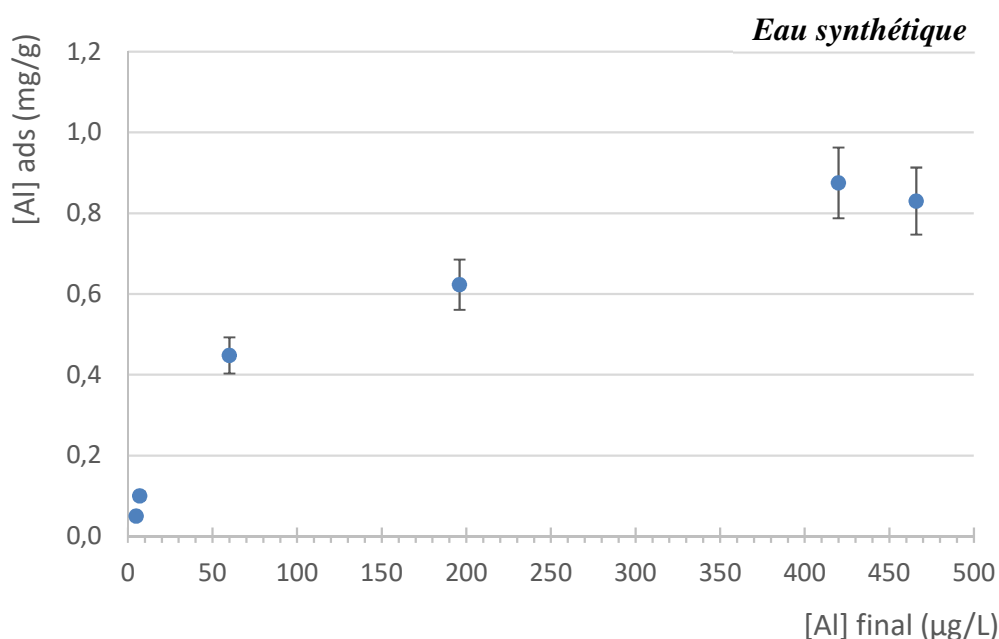


Figure 49 : Isotherme d'adsorption du CAP GB916 dans l'eau synthétique

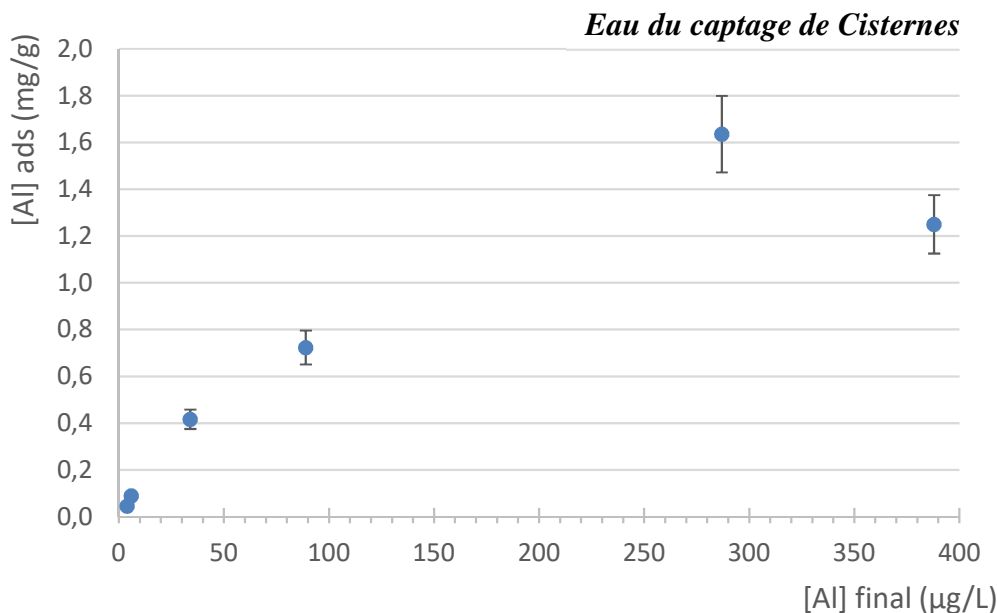


Figure 50 : Isotherme d'adsorption du CAP GB916 dans l'eau du captage de Cisternes

D'après les isothermes, le CAP semble être saturé vers 0,8 mg d'aluminium par g de CAP pour l'eau synthétique et au-delà de 1 mg/g pour l'eau de Cisternes. Une linéarisation de ces isothermes (représentation $1/[Al]_{ads} = f(1/[Al]_{final})$) permet d'estimer la capacité de fixation maximale à 0,88 mg_{Al}/g_{CAP} pour l'eau synthétique et à 1,82 mg_{Al}/g_{CAP} pour l'eau de Cisternes. La plus faible capacité du charbon dans l'eau synthétique est certainement imputable à son plus faible pH. En effet, à ce pH, certaines fonctions de surface du CAP doivent être protonées et donc inaccessibles pour l'adsorption de l'aluminium.

XI.4. Estimation préliminaire du dimensionnement et du coût en matériau

Sur la base de la capacité de fixation maximale déterminée pour l'eau du captage de Cisternes, un calcul de dimensionnement a été effectué. Pour cela, il a été considéré un scénario représentatif d'une ressource problématique du plateau de Millevaches : présence de 400 µg/L en aluminium et débit journalier à traiter de 5,4 m³ (36 habitants utilisant 150 L/j). Dans ce scénario, le temps jusqu'à saturation de 2/3 du matériau (1/3 de marge de sécurité étant donné la forte incertitude sur la capacité déterminée) est calculé pour différentes quantités de CA utilisées (cf. *Tableau 17*).

Tableau 17 : Résultats de dimensionnement

Masse de CA utilisée (kg)	Capacité de fixation utile (g _{Al})	Temps jusqu'à saturation (j)
1	1,2	0,6
10	12	6
100	121	56
1000	1211	561

En considérant que la fréquence de renouvellement du matériau n'est soutenable qu'à partir de quelques semaines, le traitement par CA dans le scénario considéré pourrait être envisageable pour des masses de l'ordre de la centaine de kg. Ainsi, une mise en œuvre sous forme de fût interchangeable pourrait être envisagée. En utilisant 100 kg, le charbon serait saturé en presque 2 mois. Sachant que l'eau produite présenterait une teneur en Al quasi nulle, un mélange entre eau traitée et eau brute est envisageable. Par exemple, dans le scénario choisi, un mélange 2/3 eau traitée et 1/3 eau brute ramènerait la teneur en aluminium de 400 µg/L dans l'eau brute à environ 130 µg/L dans le mélange. En réalisant ce mélange, la durée d'exploitation des 100 kg de charbon serait alors d'environ 3 mois. En considérant le coût du CA à 3 500 € HT/tonne, son achat reviendrait à 350 € tous les 3 mois soit environ 39 € HT/habitant/an. Il est à noter que lors du renouvellement du matériau, des coûts supplémentaires s'ajouteront comme la main d'œuvre, l'élimination du CA saturé, etc.

XI.5. Préconisations

Etant donné la faible minéralisation des eaux étudiées, la filtration sur produit alcalino-terreux (reminéralisation) semble être la méthode la plus pertinente pour traiter simultanément les problèmes d'agressivité et d'aluminium. Néanmoins, dans d'autres contextes comme celui d'une présence importante de matière organique ou de micropolluants, le charbon actif est une alternative à considérer. Les premiers essais montrent qu'il existe des matériaux efficaces pour l'élimination de l'aluminium dans des eaux acides comme le GB916. Ainsi, l'utilisation de ce charbon actif pour limiter la teneur en aluminium pourrait être envisagée si son coût est soutenable. Il conviendra cependant de caractériser l'efficacité de ce charbon vis-à-vis de l'élimination de la MO ou de micropolluants, si c'est la raison qui motive son utilisation. Par ailleurs, l'utilisation de CA nécessitera une désinfection de l'eau en aval (mais cela est vrai également pour la filtration sur produit alcalino-terreux). D'un point de vue exploitation, il faudra être attentif à remplacer le CA au bout de la durée de vie déterminée. En effet, tout

dépassement de la durée de vie rendrait le charbon saturé et donc strictement inefficace pour l'élimination de l'aluminium. Ainsi, si cette technologie devait être mise en œuvre, une détermination robuste de la capacité de fixation devra être effectuée en amont et une marge de sécurité définie. Par ailleurs, une stratégie d'utilisation du CA de manière ponctuelle en période critique pourrait être considérée (e.g. périodes de Novembre/Décembre où les concentrations augmentent avec les précipitations abondantes).

XII. Conclusion générale

Suite à la première étude réalisée de novembre 2014 à novembre 2015, une nouvelle étude de plus grande ampleur s'est déroulée entre 2017 et 2020 pour caractériser les dérives de qualités des eaux vis-à-vis de leurs teneurs en aluminium en lien avec l'environnement des captages. Le suivi des captages a permis de confirmer les résultats de la première étude vis-à-vis de la qualité des eaux captées (eau faiblement minéralisée, pH acide, teneur en aluminium dépassant la référence de qualité de 200 µg/L), mais il a surtout permis de caractériser l'impact de certaines activités pratiquées autour des captages ou encore de visualiser dans certains cas le transfert des nitrates produits par la minéralisation de la fraction azotée de la matière organique.

Ce travail a aussi précisé l'état des sols avoisinants les captages. Ces sols répondent aux caractéristiques de sols développés sur des secteurs à géologie de socle (pH acides, faibles taux de saturation), cependant leurs environnements influencent fortement leurs caractéristiques en termes de pH, de saturation en bases échangeables et en aluminium échangeable au niveau des premiers horizons de surface. Il est avéré que le pH du sol gouverne la mobilité de l'aluminium. Néanmoins, entre des captages où les teneurs en aluminium n'excèdent pas la référence de qualité de 200 µg/L et ceux qui la dépassent, seule une faible différence de pH du sol est constatée (i.e 0,5 UpH). Ainsi, si l'environnement de captages actuellement peu contaminés par l'aluminium, continu à contribuer à acidifier le sol, la mobilité de l'aluminium des sols vers les eaux captées pourrait s'accroître fortement.

Par ailleurs, des teneurs dépassant les 20 mg/L de nitrates ont été relevées sur des secteurs où les eaux sont captées profondément dans les altérites (- 8m). Si les nitrates ne sont pas captés comme nutriment par le système racinaire des arbres dans les premiers mètres du système sol-altérites, alors ces derniers s'infiltrent profondément dans les altérites, substrat sableux peu réactif vis-à-vis de ces composés. L'âge de la forêt semble aussi être un facteur influençant ce phénomène. En effet, des forêts plus anciennes, à la croissance ralentie, consommeraient moins de nitrates présents au niveau du sol et favoriseraient ainsi leur infiltration.

Il a été constaté que l'exploitation forestière dans l'environnement immédiat des captages d'eau entraîne des pics d'aluminium sur des durées variables, le tout renforcé par certains facteurs climatiques comme notamment la pluviométrie. Des travaux forestiers (la coupe rase d'une forêt sur pied ou l'exploitation de chablis et le débardage de bois renversé suite à un fort coup de vent par exemple) peuvent entraîner un bref pic d'aluminium dans les eaux captées. Ainsi,

un travail important du sol combiné à une période de sécheresse suivie de pluies importantes engendre une forte contamination de la ressource en eau en aluminium (pic de concentration constaté jusqu'à 2 mg/L) perdurant dans le temps, avec une stabilisation de la concentration autour de 1 mg/L au-delà d'un an. De telles concentrations augmentent de manière significative la dose apportée par l'eau de boisson dans l'alimentation humaine (jusqu'à 28% sur le pic d'aluminium constaté et de l'ordre de 16% pour les mois suivants).

Un chaulage des parcelles avoisinantes d'un captage ont permis en partie de corriger les dérives principales de qualité physico-chimique des eaux (TAC, TH, teneur en aluminium) mais de manière non durable (2 mois). Ce moyen connu dans la littérature pour lutter contre les dérives acides des sols et la mobilisation de l'aluminium nécessite des emplois réguliers dans le temps pour corriger la qualité des eaux et des sols du fait de la faible pérennité du traitement, ce qui au vu de la taille des captages, le rend économiquement difficilement supportable.

D'autres approches doivent être mise en œuvre pour limiter la présence d'aluminium issu des sols dans les eaux destinées à la consommation humaine. Ce travail propose deux approches à savoir une préventive et l'autre curative.

L'approche préventive se fait à travers la réalisation d'un guide sous forme de fiches pratiques à destination des acteurs des territoires, au plus près de la ressource en eau. Les travaux menés depuis montrent que la préservation des sols à proximité des captages est primordiale pour éviter des altérations importantes de la qualité des eaux au-delà des dérives de qualité liées au contexte naturel. Ce guide rappelle les dispositifs règlementaires relatifs à la protection de la ressource en eau, mais fait également appel au bon sens et à la responsabilité de chacun pour éviter des pratiques préjudiciables à la qualité des eaux sur de petites surfaces (1 à 2 ha) à l'amont des captages. Pour renforcer l'efficacité de la prévention, une maîtrise foncière et un contrôle des activités sur ces parcelles pourrait être préconisée de la part des collectivités de ces zones sensibles qui sont, au-delà des périmètres de protection immédiate, prévues dans les Déclaration d'Utilité Publique (DUP).

Enfin, les expérimentations menées lors de ce projet montrent l'efficacité des unités de neutralisation - reminéralisation utilisant du Maërl ou du calcaire terrestre pour l'élimination de l'aluminium à condition de ne pas atteindre totalement l'équilibre calco-carbonique des eaux pour éviter la resolubilisation de l'aluminium préalablement précipité. La mise en place d'un tel traitement permettrait également de corriger l'agressivité naturelle des eaux, de les

reminéraliser et de les protéger avec une désinfection post-traitement contre le risque microbiologique. Ceci serait bénéfique pour les installations et pour la santé des consommateurs. Cependant, la mise en place d'un tel traitement nécessite, pour des raisons économiques et techniques, de structurer la distribution des eaux destinées à la consommation humaine à l'échelle d'un territoire et plus sur le périmètre souvent rencontré, ie de la commune, d'autant plus au vu du faible nombre d'abonnés présents à cette échelle historique.

Références bibliographiques

ANSES (2011), Étude de l'alimentation totale française 2 (EAT 2), Tome 1 : Contaminants inorganiques, minéraux, polluants organiques persistants, mycotoxines, phyto-estrogènes, 346 p.

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

Association française pour l'étude du sol, (2008), Référentiel Pédologique.

Buzier R., Devillers D., Bordas F. et Guibaud G. (Mars 2016). Rapport final : la problématique de l'aluminium dans la ressource en eau potable du plateau de Millevaches (suivi novembre 2014 – novembre 2015).

C. T. Driscoll et W. D. Schecher (1990), « The chemistry of aluminum in the environment », Environ. Geochem. Health, vol. 12, no 1-2, p. 28-49, doi: 10.1007/BF01734046.

Christophersen, N., Neal, C., Vogt, R., Esser, J. M., Andersen, S., (1990), Aluminium mobilization in soil and stream waters at three Norwegian catchments with different acid deposition and site characteristics. Science of the total environment, 96,175-188.

Dambrine, E., Thomas, A.L., Party, J.P., Probst, A., Boudot, J.P., Duc, M., Dupouey, J.L., Gégout, J.C., Guérol, F., King, D., Landmann, G., Maitat, O., Nicolaï, M., Pollier, B., Thimonier, A. (1998), Acidité des écosystèmes forestiers dans les Vosges gréseuses : Distribution, évolution, rôle des dépôts atmosphériques et conséquences biologiques. Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture de France, 84, 75-94.

De Endredy, A. S. (1963). Estimation of free iron oxides in soils and clays by a photolytic method. Clay Min. Bull., 5, 209-217.

Drouillard (2014), ONF, <https://www.paysdegueret.fr/foret-et-eau-potable/>

Exley, C. (2007), Aluminium, tau and Alzheimer's disease (Letter), Journal of Alzheimer's Disease, 12, 313-315.

Flaten T.P. (2001), Aluminium as a risk factor in Alzheimer's disease, with emphasis on drinking water. Brain Research Bulletin, 55, 2, 187-196.

Forêt Limousine en quelques chiffres (2013), <http://www.haute-vienne.gouv.fr/Politiques-publiques/Agriculture-foret-et-developpement-rural/Foret>

Forbes W.F. and McLachlan D.R. (1996), Further thoughts on the aluminum-Alzheimer's disease link. *Journal of Epidemiol Community Health*, 50, 4, 401-403.

Georgiadis, A., Dietel, J., Dohrmann, R., & Rennert, T. (2020). What are the nature and formation conditions of hydroxy-interlayered minerals (HIMs) in soil? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 183(1), 12-26.

Guibaud G., Ayele J., (1999), Adsorption de l'aluminium par des sols bruns acides –Etudes des corrélations entre les constantes cinétiques de l'adsorption et les caractéristiques pédologiques. *Environmental Technology*, 20, 135-146.

Guibaud G., Gauthier C. (2003), Study of aluminum concentration and speciation of surface water in four catchments in the Limousin region (France). *Journal of Inorganic Biochemistry*, 97, 16-25.

INERIS (2005), Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : Aluminium et dérivés, 53 p.

Jeanroy, E. (1983). Diagnostic des formes du fer dans les pédogénèses tempérées. Thèse, Université Nancy, 47-49.

La Montagne (23/09/2019), « Sécheresse : L'eau de la carrière du Maupuy devrait arriver dans les robinets à Guéret jeudi ou vendredi », (https://www.lamontagne.fr/gueret-23000/actualites/leau-de-la-carriere-du-maupuy-devrait-arriver-dans-les-robinets-a-gueret-jeudi-ou-vendredi_13647739/)

Mareschal L. (2008). Effet des substitutions d'essences forestières sur l'évolution des sols et de leur minéralogie : bilan après 28 ans dans le site expérimental de Breuil (Morvan) (Doctoral dissertation, University of Nancy, France).

Mehra, O.P., Jackson, M.L. (1960). Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate. *Clays Clay Miner.*, 7, 317-327.

Mohamed E. Goher et al. (2015) « Removal of Aluminum, Iron and Manganese Ions from Industrial Wastes Using Granular Activated Carbon and Amberlite IR-120H », *The Egyptian Journal of Aquatic Research* 41, no 2: 155-64, <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2015.04.002>.

Mokhtar Mahdavi et al. (2018) « Experimental Data for Aluminum Removal from Aqueous Solution by Raw and Iron-Modified Granular Activated Carbon », Data in Brief 17: 731-38, <https://doi.org/10.1016/j.dib.2018.01.063>.

Pineton de Chambrun G. (2014), Mécanismes de régulation de l'inflammation intestinale : facteurs environnementaux, moléculaires et microbiens. Thèse de l'Université Lille II.

Recommandations forestières pour les captages d'eau potable - Région Midi-Pyrénées - Guide Pratique 2011.

Rosin C., Morlot M., Lukaszka R., Trepagne P., Hartemann P. (1990), Impact des ultrasons dans le dosage de l'aluminium en absorption atomique sans flamme, T.S.M. L'eau, 2, 81-84.

Rougerie J., Bordas F., Buzier R., Robin V., Fondanèche P., Rateau M., Boulp L., Guibaud G. - Reminéralisation des petits captages d'eau potable : Contribution à l'élimination de l'aluminium d'origine naturelle, T.S.M. n°7/8 2020, p. 45-52.

Tamm, O. (1922). Eine Method zur Bestimmung der anorganischen Komponenten des Golkomplex in Boden. Medd. Statens skogforsoksanst, 19, 385-404.

Viennet, J. C. (2015). Minéraux argileux aluminisés des sols : caractérisation structurale par modélisation des diffractogrammes de rayons X et détermination des mécanismes de formation par approche expérimentale (Doctoral dissertation, University of Poitiers, France).

Liste des Annexes

ANNEXE 1 *Guide pratique* : Comment protéger les petits captages d'eau potable en quelques leçons ?

ANNEXE 2 Fiches descriptives des captages suivis sur le plateau de Millevaches : Localisation, caractéristiques et résultats d'analyses

ANNEXE 3 Inventaire des valeurs « dérives » et/ou des dépassements de référence ou limite de qualité recensés au cours de l'étude – Captages du Plateau de Millevaches – *Classement par captages*

ANNEXE 4 Fiches descriptives des captages suivis sur les Monts de Guéret : Localisation, caractéristiques et résultats d'analyses

ANNEXE 5 Inventaire des valeurs « dérives » et/ou des dépassements de référence ou limite de qualité recensés au cours de l'étude – Captages des Monts de Guéret – *Classement par captages*

ANNEXE 6 Inventaire des valeurs « dérives » et/ou des dépassements de référence ou limite de qualité recensés au cours de l'étude – Captages des Monts de Guéret – *Classement par date*

ANNEXE 7 Article dans la revue T.S.M. (n°7/8 2020 – page(s) 45-52) : *Reminéralisation des petits captages d'eau potable : contribution à l'élimination de l'aluminium d'origine naturelle*

ANNEXE 1

*Guide pratique : Comment protéger les petits
captages d'eau potable en quelques leçons ?*

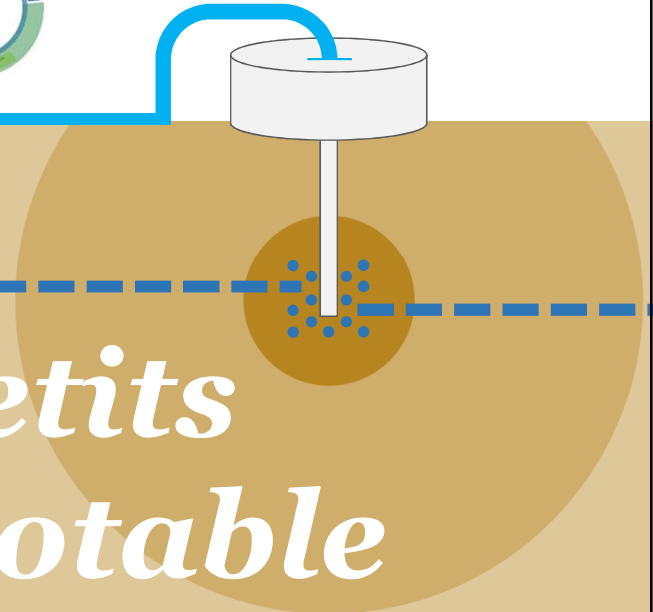
Comment

*Protéger les petits
captages d'eau potable*

en quelques leçons ?

- Guide à destination des opérateurs de terrain -

Version 1 – Octobre 2021



SOMMAIRE DU GUIDE

Fiche 1

Alimentation en Eau Potable (AEP) et contexte géologique dit « de socle » : Explications

Fiche 2

Distribution des eaux destinées à la consommation humaine : le contexte réglementaire

Fiche 3

La réglementation : Quelle protection pour ces captages ?

Fiche 4

Quelques pratiques simples pour la préservation des captages de subsurface

Fiche 5

Prairie / pâturage et captages

Fiche 6

Cultures et captages

Fiche 7

Forêt et captages

Fiche 8

Focus sur l'exploitation forestière

Fiche 9

Focus sur la reminéralisation des eaux

Fiche 10

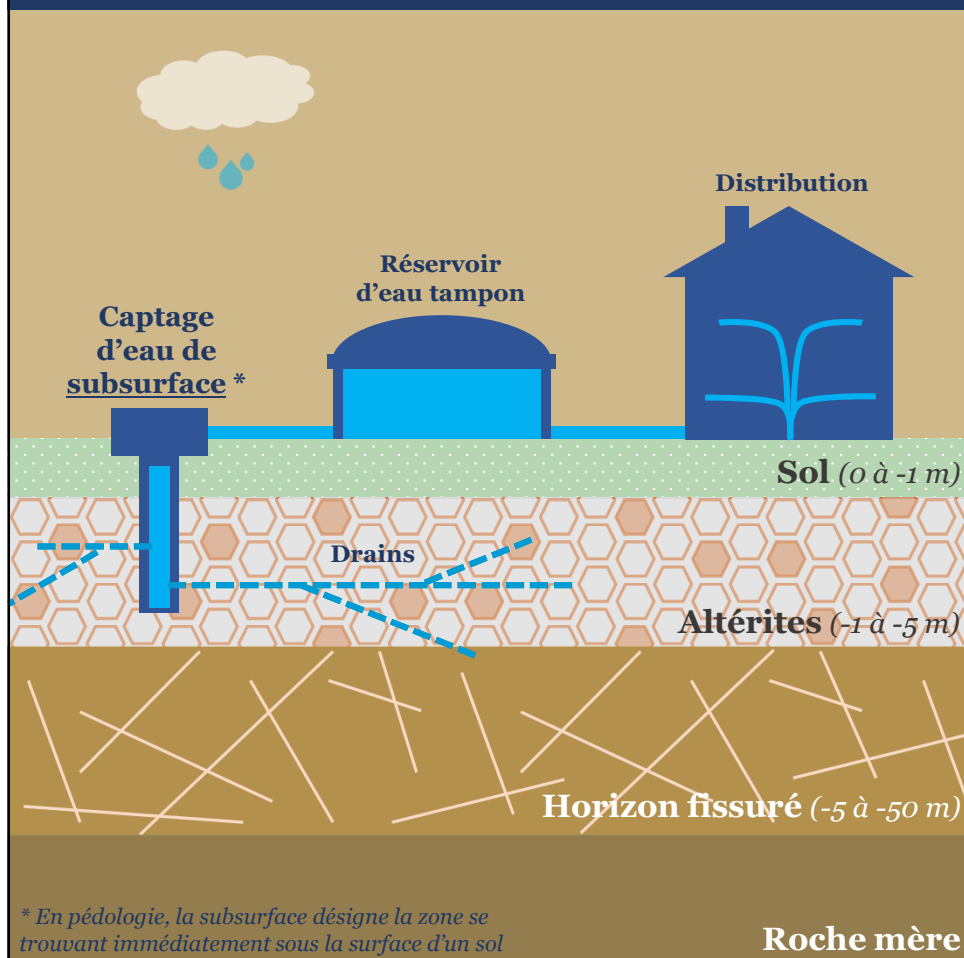
Observations, conseils, financements, etc. : Qui contacter ?

Fiche 11

Les dispositifs d'aides financières existants

FICHE 1

Alimentation en Eau Potable (AEP) et contexte géologique dit « de socle » : Explications



Contexte géologique local

L'ex-Région Limousin est majoritairement implantée sur un socle granitique ou de gneiss (*Roche mère*), altéré au fil du temps par les eaux d'infiltration, créant une couche meuble et perméable (*Altérites*) de quelques mètres de profondeur sous la surface du sol.

Les eaux de pluie qui s'infiltrent sont stockées dans ces premiers mètres en profondeur (sol et surtout altérites), sous forme de nappes dites d'arènes granitiques, avant de pouvoir s'infiltrer plus profondément dans la roche fissurée.

Ce sont ces nappes qui alimentent les captages d'eau de subsurface

Système simple

- ✓ Mise en œuvre aisée des ouvrages
- ✓ Relativement peu coûteux
- ✓ Ne nécessite pas ou peu de traitement avant distribution

MAIS

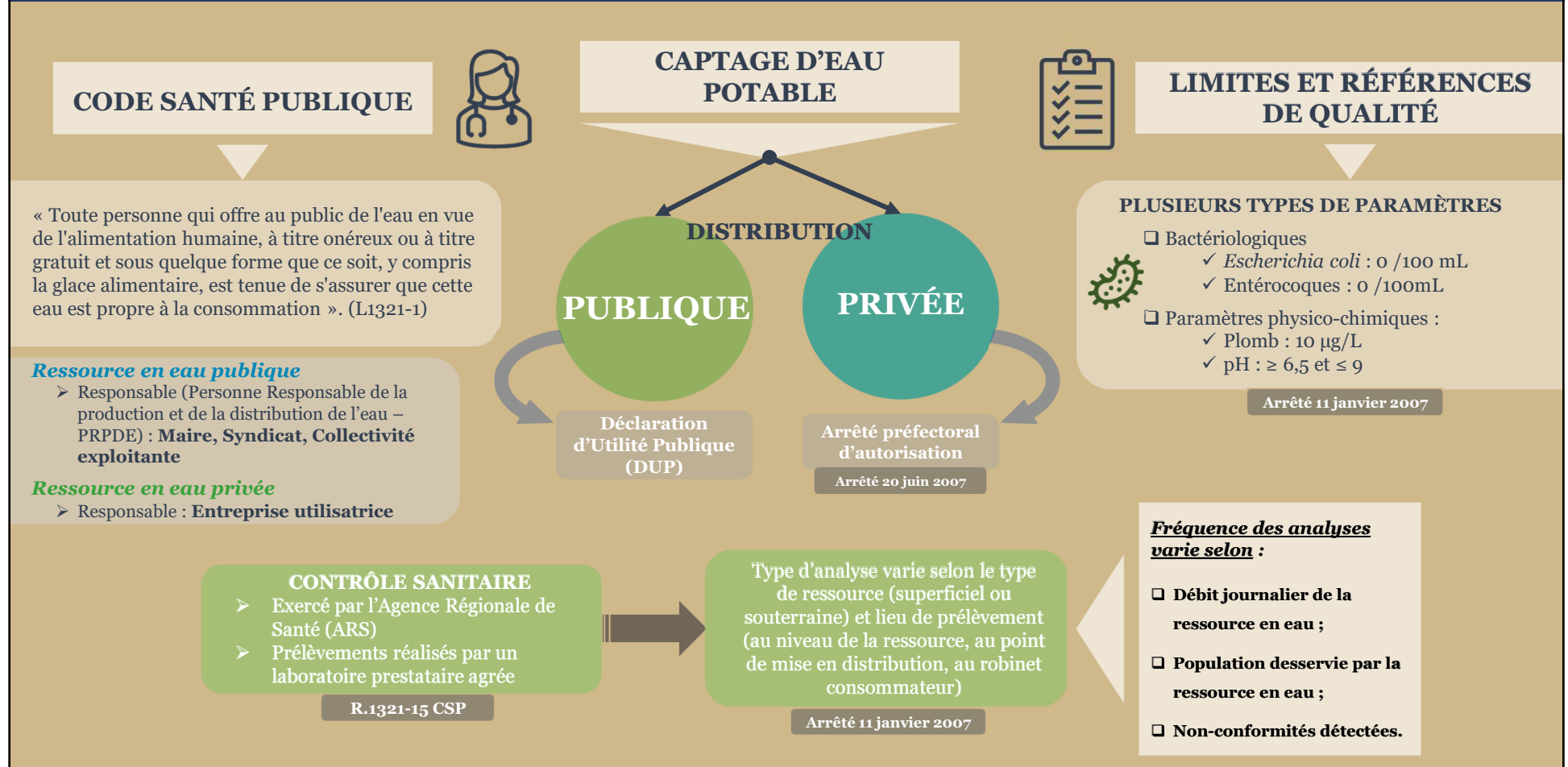
Vulnérable

- ✓ Réactivité aux pollutions de surface (ponctuelles et diffuses)
- ✓ Dépendant de la recharge /décharge des nappes et donc de la pluviométrie

→ Risque d'amplification de cette vulnérabilité avec l'évolution actuelle du climat

FICHE 2

Distribution des eaux destinées à la consommation humaine : le contexte réglementaire



FICHE 3

La réglementation : Quelle protection pour ces captages ?

« DUP » : Déclaration d'Utilité Publique

- ❑ Acte administratif & réglementaire permettant :
 - La création de périmètres (PPI, PPR, PPE) autour du captage ;
 - La réalisation de travaux de prélèvement et de dérivation des eaux.
- ❑ En outre, elle autorise :
 - L'utilisation de l'eau en vue de la consommation humaine et la distribution par un réseau **public**.
- ❑ Elle définit les servitudes associées à chaque périmètre.

PPI

Périmètre de Protection Immédiat : périmètre physique, acquis par la collectivité exploitante. Tous activités ou travaux autres que ceux mentionnées dans la DUP y sont interdits.

PPR

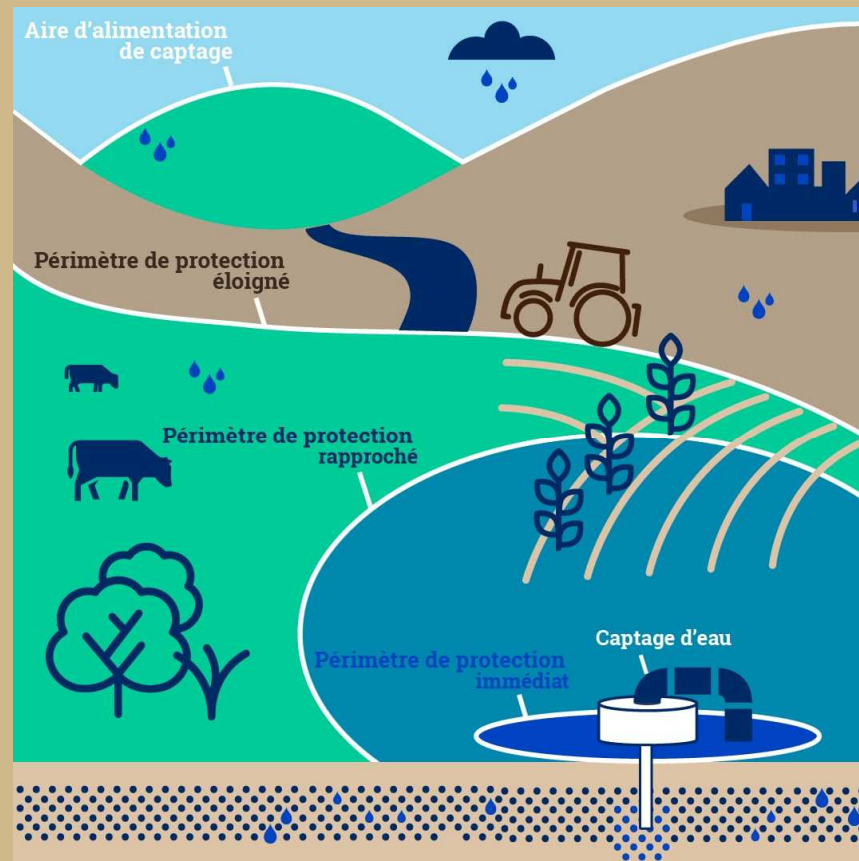
Périmètre de Protection Rapproché : les activités au sein de ce périmètre sont réglementées ou interdites. Définie selon : vulnérabilité de la ressource, caractéristiques techniques du captage (profondeur, diamètre), risques de pollution.

PPE

Périmètre de Protection Éloigné : périmètre facultatif, mis en place dès lors qu'une ou plusieurs activités sont susceptibles d'impacter le site de captage. Généralement, il représente une partie du bassin versant.

AAC

Aire d'alimentation de captage : désigne la totalité de la surface où l'eau s'infiltrant est susceptible d'alimenter l'ouvrage de captage.
Généralement, le PPE est assimilé à l'AAC.



FICHE 4

Quelques pratiques simples pour la préservation des petits captages de subsurface

Chaque acteur du territoire, professionnel comme particulier, a un rôle à jouer au quotidien dans la préservation de nos captages, mais le rôle principal reste actuellement tenu par le maire :
les collectivités ont la responsabilité de la gestion des ouvrages.

- ⇒ Auto-surveillance des ouvrages (bon état, bon entretien, etc.)
- ⇒ Vigilance quant aux pratiques exercées à proximité immédiate ou non du captage

- ⇒ Mettre en place des périmètres de protection des captages
- ⇒ Acquérir les parcelles jugées à risque à proximité des ouvrages
- ⇒ Proscrire les pratiques pouvant porter atteinte à la qualité de l'eau, à court, moyen ou long terme
- ⇒ Avertir les services compétents en cas de pollution avérée par exemple

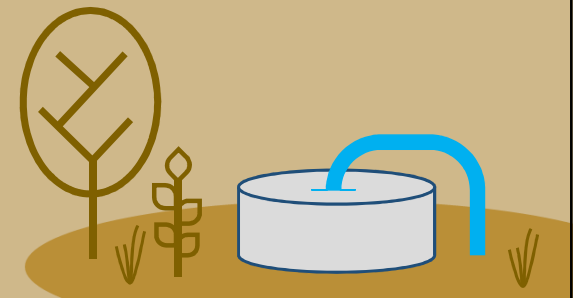
Veiller

Communiquer

Agir

- ⇒ Entretien le dialogue avec les propriétaires fonciers et/ou les utilisateurs des parcelles jugées sensibles/vulnérables
- ⇒ Faire respecter les bonnes pratiques au sein des périmètres de protection immédiats et rapprochés mais également des périmètres de protection éloignés, lorsqu'ils existent

Les fiches suivantes développent quelques activités rencontrées sur les AAC et les pratiques à bannir sur les PPR voire une partie du PPE, pour préserver la ressource en eau et répondre aux exigences réglementaires.



FICHE 5 Prairie / pâturage et captages

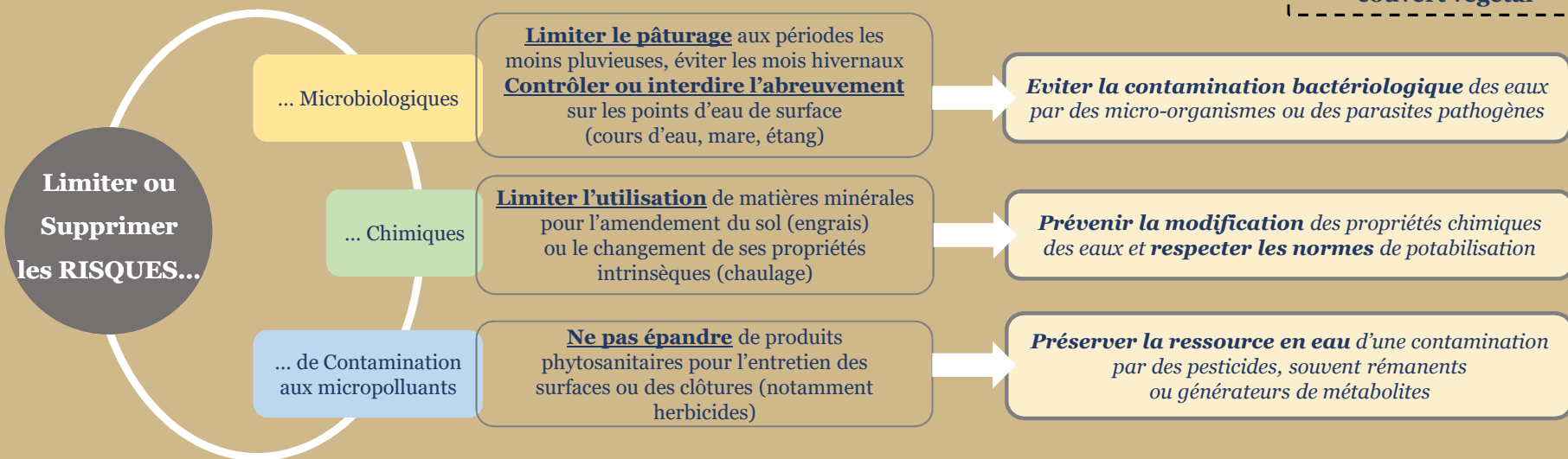
Lorsque la **Déclaration d'Utilité Publique (DUP)** est instaurée et les **Périmètres de Protection du Captage (PPC)** définis, certaines contraintes sont imposées aux éleveurs.

Périmètre de Protection
Immédiat (PPI)

Aucune activité

Périmètre de Protection
Rapproché (PPR)

Les parcelles en prairie
seront fauchées ou pâturées
**sans destruction du
couvert végétal**



Petit Mémo « La suppression des haies et talus présents au sein des périmètres de protection (PPI et PPR) est interdite. »



FICHE 6

Culture et captages

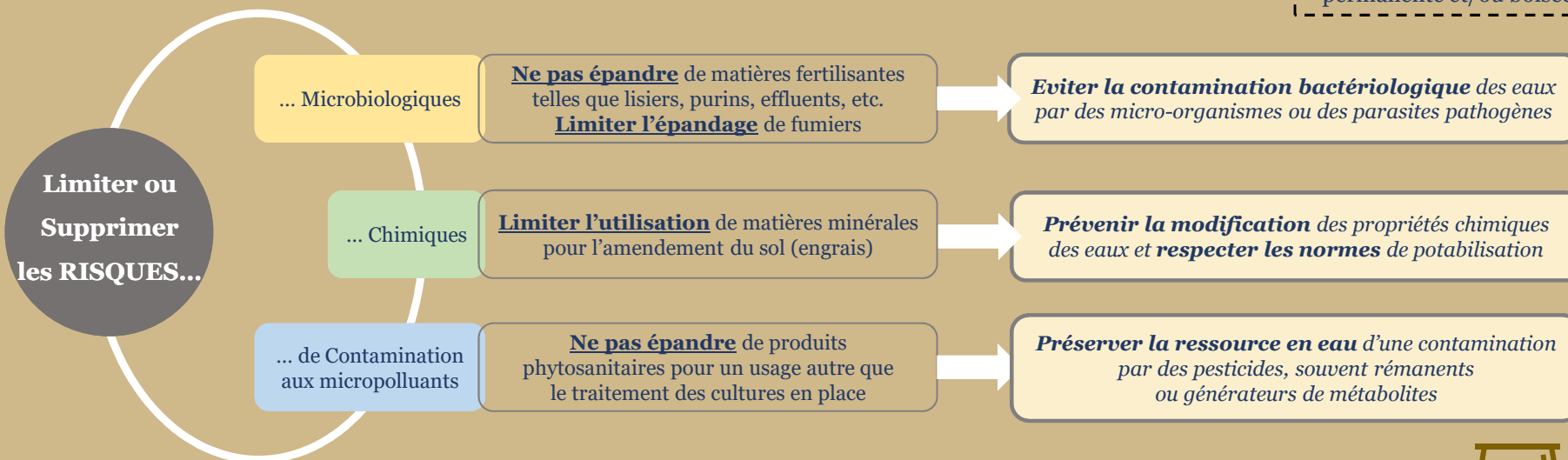
Lorsque la **Déclaration d'Utilité Publique (DUP)** est instaurée et les **Périmètres de Protection du Captage (PPC)** définis, certaines contraintes sont imposées aux agriculteurs.

Périmètre de Protection
Immédiat (PPI)

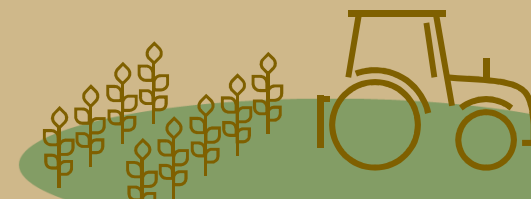
Aucune activité

Périmètre de Protection
Rapproché (PPR)

Maintien d'une culture possible OU
Parcelles mises en prairie permanente et/ou boisées



Petit Mémo La production de Sapins de Noël est une culture comme les autres !
Si elle a lieu dans un PPR, l'utilisation des pesticides doit respecter la réglementation en vigueur. Elle doit être raisonnée, idéalement supprimée.



FICHE 7

Forêt et captages

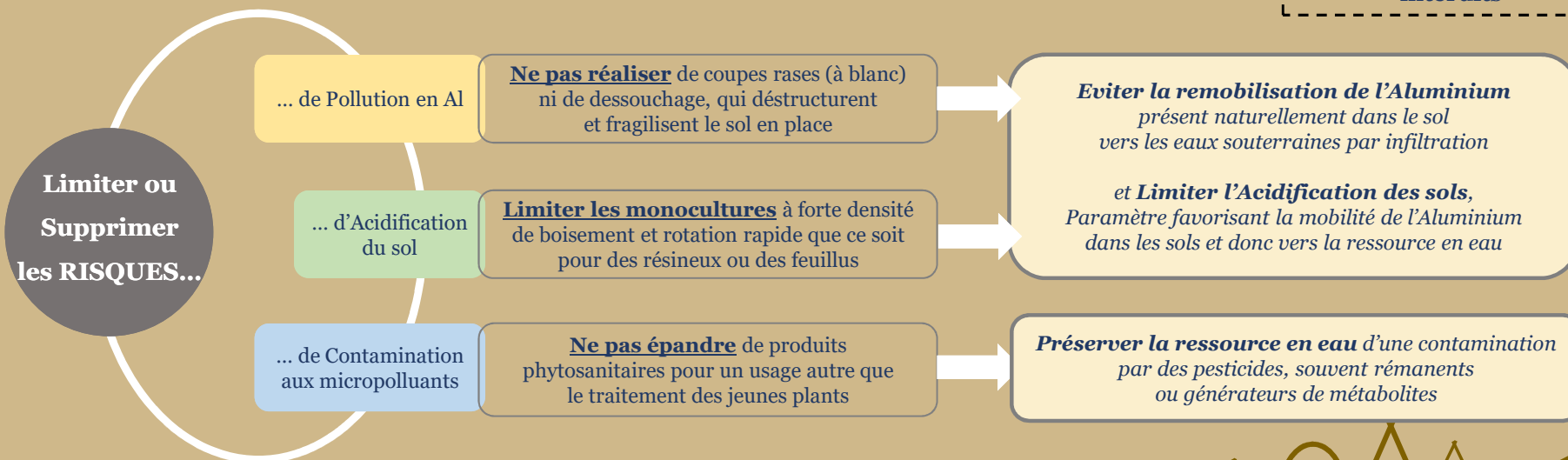
Lorsque la **Déclaration d'Utilité Publique (DUP)** est instaurée et les **Périmètres de Protection du Captage (PPC)** définis, certaines contraintes sont imposées aux exploitants forestiers.

Périmètre de Protection **Immédiat (PPI)**

Aucune activité

Périmètre de Protection **Rapproché (PPR)**

Maintien de l'état boisé, exploitation possible mais **défrichage et dessouchage interdits**



Petit Mémo La forêt peut être protectrice vis-à-vis de la ressource en eau si sa densité reste faible, ses espèces locales et son exploitation réduite au minimum !



FICHE 8

Focus sur l'exploitation forestière

Les **bonnes pratiques** à appliquer pour la préservation de la ressource et de l'environnement de manière générale

Favoriser les **espèces locales**

Réaliser le débardage en **période sèche** et le suspendre en cas de fortes pluies

Proscrire le **dessouchage**

Pour une **exploitation forestière plus respectueuse de la ressource en eau potable**

Bannir l'utilisation de produits phytosanitaires

Limiter au maximum la durée du **stockage des bois coupés**

Comblent et niveler les ornières laissées par les engins

Aménager les lieux humides pour le franchissement d'engins

Proscrire les **coupes rases jointives** si la 1^{ère} n'est pas régénérée

Proscrire les **coupes rases (à blanc)** de plus de 5 000 m²

Limiter le **stockage d'hydrocarbures** au minimum (carburant et huile)

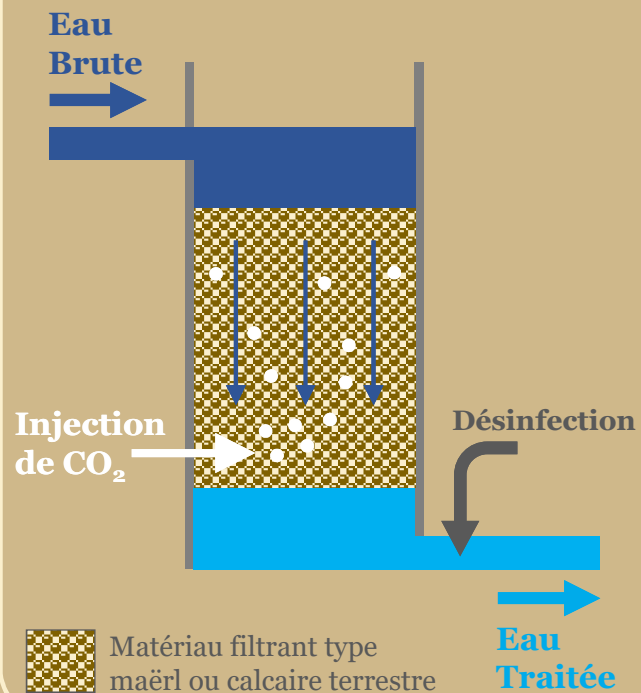
Proscrire **l'écobuage et les brûlis forestiers**



FICHE 9

Focus sur la neutralisation - reminéralisation des eaux

Schéma simplifié d'une unité de neutralisation - reminéralisation



Pour aller plus loin : TSM 7/8 2020 - Page(s) 45 à 52 -
Reminéralisation des petits captages d'eau potable :
Contribution à l'élimination de l'aluminium d'origine naturelle

Principe d'une reminéralisation en quelques mots

- Ecoulement gravitaire sur un matériau filtrant type *maërl* ou *calcaire terrestre*
- Mise à l'équilibre calco-carbonique des eaux brutes avec la **règle des 3 * 8** =
 - Alcalinité (TAC) à 8°f
 - Acidité (pH) à 8
 - Taux de Ca et Mg (TH) à 8
- Possibilité d'ajouter une désinfection (chloration, UV) en sortie d'unité pour éliminer un éventuel risque microbiologique.

Bénéfice pour la qualité de l'eau distribuée, la santé et la pérennité des installations

Impact sur la teneur en Aluminium (gamme testée de 200 à 2 000 µg/L)

- Diminution de la concentration en aluminium dans les eaux, liée à sa **précipitation** dans la masse de matériau alcalin filtrant
- **Élimination quasi-complète** de l'aluminium (de 84 à plus de 98%) en respectant une fenêtre de pH restreinte (entre 7,0 et 7,3), légèrement en deçà de la mise des eaux à l'équilibre calco-carbonique
- **Régénération des filtres** possible par simples lavages : Attention à respecter une fréquence de lavage/regarnissage pour palier tous risques de relargage.

Pour que la mise en place des traitements d'amélioration de la qualité des eaux destinées à la consommation humaine soit économiquement soutenable et techniquement pérenne, une vision et une structuration à l'échelle d'un territoire est nécessaire.

FICHE 10

Observations, conseils, aides aux financements, etc. : Qui contacter ?

Aspect Technique

Exemples

- ✓ Constat d'une pollution
- ✓ Besoin d'une analyse d'eau
- ✓ Mise en place d'actions de prévention
- ✓ Révision de l'arrêté de DUP en conséquence

Contacteur l'Agence Régionale de Santé

ARS Nouvelle-Aquitaine
Téléphone unique : 09.69.37.00.33

Site Internet : www.nouvelle-aquitaine.ars.sante.fr

Aspect Financier

Exemples

- ✓ Révision de la procédure de protection (DUP)
- ✓ Réalisation d'acquisition foncière, de travaux (réseaux, traitement, etc.), ...
- ✓ Etablissement d'un Schéma Directeur d'Eaux Potable

Contacteur l'Agence de l'Eau Adour Garonne

Site Internet : www.eau-grandsudouest.fr

FICHE 11

Les dispositifs d'aides financières existants

Objectifs et priorités du



Agence de l'eau Adour Garonne

Protéger la ressource destinée à l'alimentation en eau potable

Rationaliser l'approvisionnement et la distribution de l'eau potable

Prendre en compte le **changement climatique**

Le **taux d'aide** de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne est de **50%** pour

Les Schémas Directeurs d'eau potable

Les opérations de restructuration des systèmes d'AEP

Les travaux de protection de captages

Les Plans de Gestion de Sécurité Sanitaire de l'Eau (PGSSE)

Des co-financements sont possibles avec d'autres partenaires (Départements, Etat, etc.).

NB : Les modalités d'interventions des autres Agences de l'eau peuvent être sensiblement différentes.

Plus de détails sur <http://www.11eme-adour-garonne.fr/les-deliberations-pour-les-aides/> (Rubrique Eau Potable)

Auteurs :

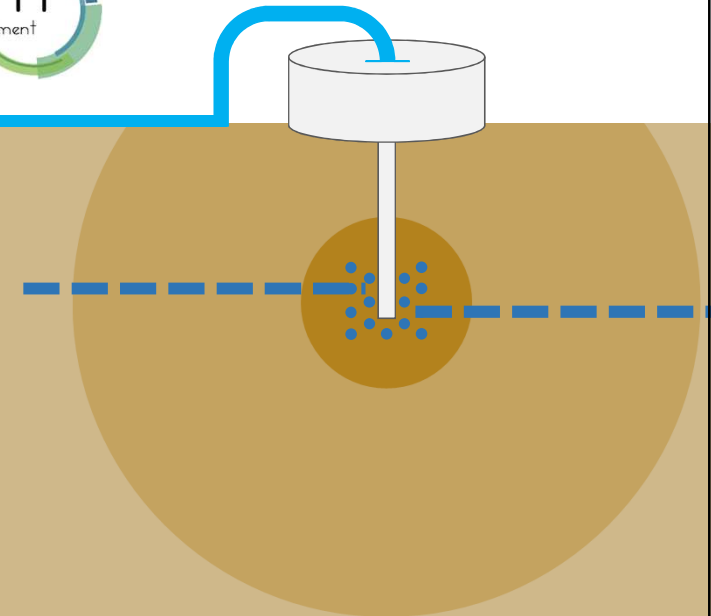
Marc RATEAU – Chargé d'Interventions Spécialisé
Agence de l'Eau Adour Garonne (Unité Territoriale de Brive)

Lauriane BOULP – Chargée de mission Eau potable
Agence de l'Eau Adour Garonne (Siège de Toulouse)

Mathilde RASSELET – Ingénieur du génie sanitaire
*Agence Régionale de Santé de Nouvelle-Aquitaine
(Délégation départementale de la Corrèze)*

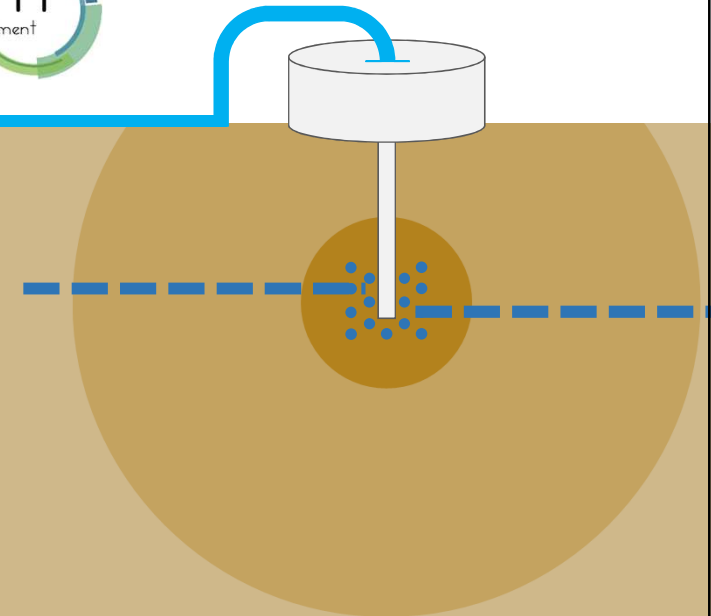
Gilles GUIBAUD – Professeur d'Université
Laboratoire E2Lim – Université de Limoges

Julie LEBLANC – Ingénieur d'études
Laboratoire E2Lim – Université de Limoges



Documents de référence :

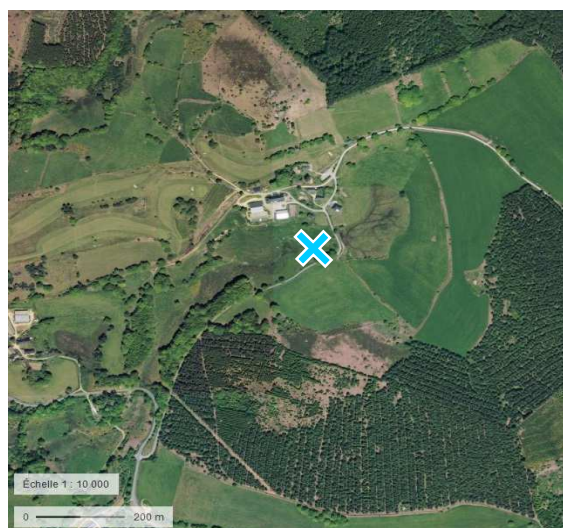
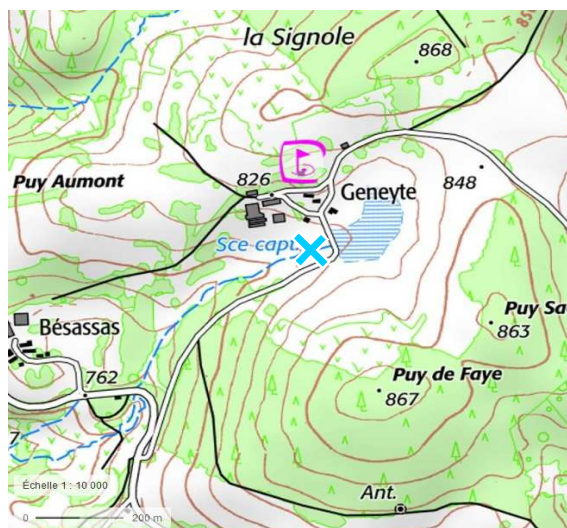
- **Recommandations forestières pour les captages d'eau potable**
Région Midi-Pyrénées – Guide pratique 2011
- **Rapport I : la problématique de l'aluminium dans la ressource en eau potable du plateau de Millevaches (suivi novembre 2014 – novembre 2015)**
Buzier R., Devillers D., Bordas F. et Guibaud G. - *Mars 2016*
- **Reminéralisation des petits captages d'eau potable : contribution à l'élimination de l'aluminium d'origine naturelle**
Rougerie J., Bordas F., Buzier R. et al.
ASTEE (Association Scientifique et Technique pour l'Eau et l'Environnement)
pour la revue *T.S.M.*, n°7/8 2020 – 16 p.
- **Rapport II : Problématique des petits captages d'AEP vis-à-vis de leur agressivité et de leurs fortes teneurs en aluminium dissous dans les zones de moyenne montagne de l'ouest du Massif central (suivi 2018-2020)**
Leblanc J., Buzier R., Bordas F., Robin V., Rougerie J. et Guibaud G. - *Octobre 2021*



ANNEXE 2

*Fiches descriptives des captages suivis sur le
plateau de Millevaches : Localisation,
caractéristiques et résultats d'analyses*

Plateau de Millevaches - GENEYTE

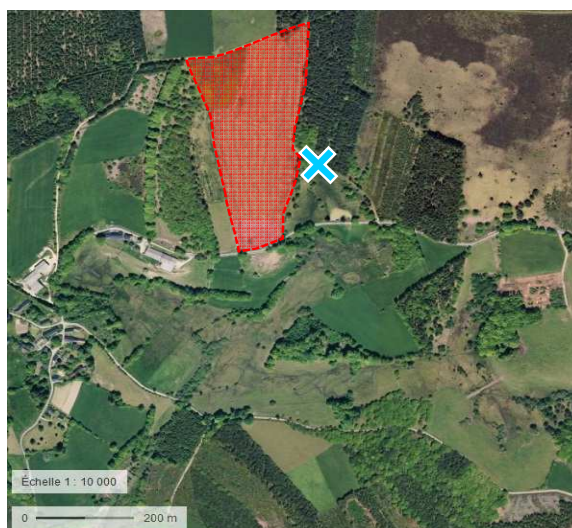
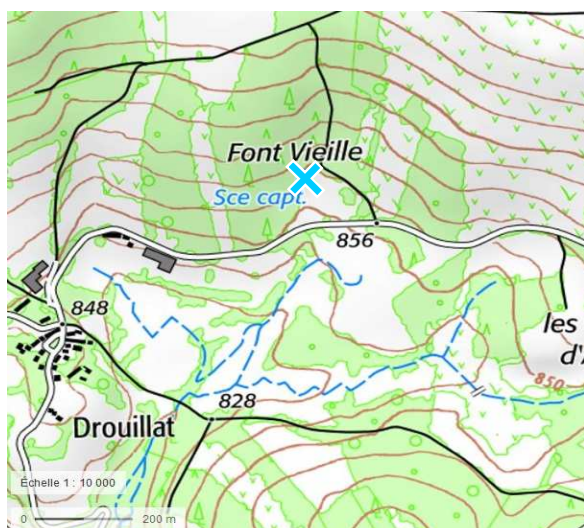


Commune : Peyrelevade (19 290)
 Nom UDI : Besassas
 Code Ouvrage : 019000811
 Captage : Source de Geneyte (puits)
 Environnement amont : Prairie + Zone humide

X Point de prélèvements


Paramètres Unité	Moyenne ± Ecart-type (n=25)	Min / Max	Limite*/Référence** de qualité
Température eau °C	10,2 ± 1,3	7,8 / 13,0	< 25°C **
Température air °C	11,5 ± 9,0	-5,0 / 33,0	
Débit m ³ /h	-	-	
Oxygène dissous mg O ₂ /L	9,23 ± 0,62	7,91 / 10,24	
Taux de saturation %	90,2 ± 5,4	78,5 / 99,5	
Turbidité NFU	0,61 ± 0,38	0,24 / 1,66	1 *
pH	4,97 ± 0,13	4,70 / 5,22	6,5 ≤ pH ≤ 9,0 **
Conductivité à 25°C µS/cm	34,5 ± 2,3	30,6 / 39,7	200 ≤ Cond. ≤ 1 100 **
TAC ‰	0,25 ± 0,05	0,16 / 0,39	8 (valeur usuelle)
Calcium mg Ca/L	1,79 ± 0,31	1,43 / 2,44	
Magnésium mg Mg/L	0,45 ± 0,06	0,38 / 0,61	
Sodium mg Na/L	1,40 ± 0,18	1,08 / 1,76	200 **
Potassium mg K/L	0,49 ± 0,08	0,39 / 0,67	
Chlorures mg Cl/L	2,86 ± 0,40	2,27 / 3,73	250 **
Sulfates mg SO ₄ /L	1,99 ± 0,31	1,50 / 2,66	250 **
Fluorures µg F/L	30,1 ± 6,7	17,0 / 44,0	1 500 *
Phosphates mg PO ₄ /L	< 0,1	-	
Nitrates mg NO ₃ /L	6,30 ± 0,93	4,91 / 8,42	50 *
Aluminium (non filtré) µg Al/L	245,3 ± 31,4	185,9 / 326,5	
Aluminium (filtré) µg Al/L	206,5 ± 30,3	169,5 / 300,6	200 **
Fer µg Fe/L	< 15	max à 48,4	200 **
Manganèse µg Mn/L	12,0 ± 2,59	7,7 / 19,4	50 **
Baryum µg Ba/L	< 8	max à 8,56	700 *
Strontium µg Sr/L	< 11	-	
Silice mg Si/L	2,02 ± 0,27	1,65 / 2,82	

Plateau de Millevaches - DROUILLAT



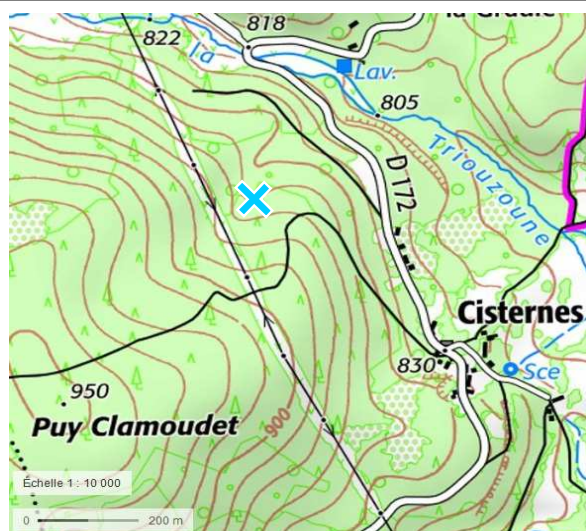
Commune : Peyrelevade (19 290)
 Nom UDI : Drouillat
 Code Ouvrage : 019000809
 Captage : Font Vieille - Source du Drouillat
 Environnement amont : Forêt (Douglas) +
 Parcelle récemment déboisée (Epicéas, replantée en Mélèzes)

 Point de prélèvements

 Parcelle déboisée
 entre les 2 études
 (2016/2017)

Paramètres Unité	Moyenne ± Ecart-type (n=24)	Min / Max	Limite*/Référence** de qualité
Température eau °C	9,4 ± 1,3	4,5 / 10,9	< 25°C **
Température air °C	11,5 ± 8,5	-8,0 / 30,8	
Débit m ³ /h	7,23 ± 6,43	0,76 / 22,50	
Oxygène dissous mg O ₂ /L	9,91 ± 0,45	8,81 / 10,60	
Taux de saturation %	95,6 ± 3,8	86,4 / 100,6	
Turbidité NFU	0,55 ± 0,25	0,20 / 1,11	1 *
pH	4,82 ± 0,21	4,50 / 5,26	6,5 ≤ pH ≤ 9,0 **
Conductivité à 25°C µS/cm	43,1 ± 11,2	26,4 / 66,4	200 ≤ Cond. ≤ 1 100 **
TAC ‰	0,17 ± 0,05	0,11 / 0,28	8 (valeur usuelle)
Calcium mg Ca/L	1,24 ± 0,28	0,92 / 1,91	
Magnésium mg Mg/L	0,48 ± 0,11	0,36 / 0,80	
Sodium mg Na/L	2,22 ± 0,33	1,77 / 3,12	200 **
Potassium mg K/L	0,31 ± 0,15	0,18 / 0,90	
Chlorures mg Cl/L	3,87 ± 0,55	3,19 / 5,26	250 **
Sulfates mg SO ₄ /L	1,11 ± 0,27	0,56 / 1,76	250 **
Fluorures µg F/L	94,5 ± 36,3	44,0 / 180,0	1 500 *
Phosphates mg PO ₄ /L	< 0,1	-	
Nitrates mg NO ₃ /L	11,5 ± 4,11	7,07 / 20,3	50 *
Aluminium (non filtré) µg Al/L	817,0 ± 432,6	276,5 / 1917,0	
Aluminium (filtré) µg Al/L	780,9 ± 431,3	222,0 / 2023,0	200 **
Fer µg Fe/L	< 15	max à 36,1	200 **
Manganèse µg Mn/L	63,1 ± 30,8	24,2 / 143,7	50 **
Baryum µg Ba/L	10,1 ± 2,19	8,00 / 15,4	700 *
Strontium µg Sr/L	< 11	max à 12,24	
Silice mg Si/L	1,99 ± 0,34	1,46 / 2,95	

Plateau de Millevaches - CISTERNES

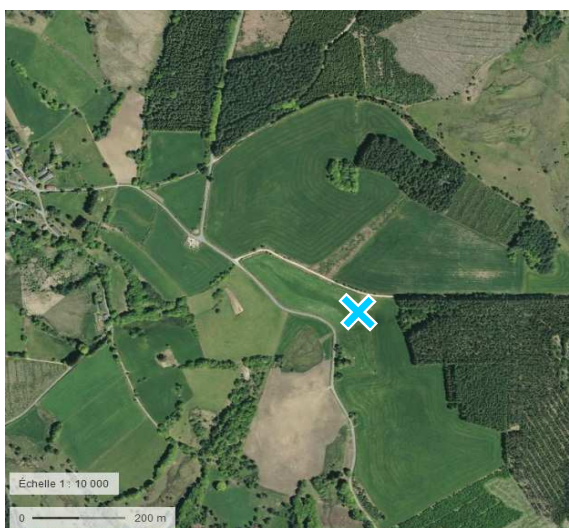


Commune : Saint-Sulpice-les-Bois (19 250)
 Nom UDI : Cisternes
 Code Ouvrage : 019000277
 Captage : Puy Clamoudet
 Environnement amont : Forêt (feuillus et mélange de résineux dont Douglas)

 Point de prélèvements

Paramètres Unité	Moyenne ± Ecart-type (n=25)	Min / Max	Limite*/Référence** de qualité
Température eau °C	8,7 ± 0,9	6,7 / 10,3	< 25°C **
Température air °C	10,6 ± 8,4	-7,0 / 30,0	
Débit m ³ /h	7,30 ± 8,19	0,26 / 31,13	
Oxygène dissous mg O ₂ /L	9,87 ± 0,46	8,80 / 10,90	
Taux de saturation %	93,0 ± 4,1	83,3 / 99,0	
Turbidité NFU	0,34 ± 0,16	0,17 / 0,72	1 *
pH	4,85 ± 0,14	4,58 / 5,14	6,5 ≤ pH ≤ 9,0 **
Conductivité à 25°C µS/cm	25,6 ± 2,4	19,9 / 29,0	200 ≤ Cond. ≤ 1 100 **
TAC ‰	0,17 ± 0,04	0,10 / 0,29	8 (valeur usuelle)
Calcium mg Ca/L	0,64 ± 0,16	0,44 / 1,19	
Magnésium mg Mg/L	0,19 ± 0,02	0,16 / 0,25	
Sodium mg Na/L	1,37 ± 0,17	1,11 / 1,95	200 **
Potassium mg K/L	0,37 ± 0,06	0,28 / 0,55	
Chlorures mg Cl/L	2,22 ± 0,15	1,89 / 2,66	250 **
Sulfates mg SO ₄ /L	1,17 ± 0,07	1,01 / 1,27	250 **
Fluorures µg F/L	48,5 ± 5,8	31,0 / 58,0	1 500 *
Phosphates mg PO ₄ /L	< 0,1	-	
Nitrates mg NO ₃ /L	4,57 ± 0,27	4,16 / 5,00	50 *
Aluminium (non filtré) µg Al/L	419,7 ± 78,8	276,2 / 538,4	
Aluminium (filtré) µg Al/L	360,8 ± 85,2	245,1 / 569,4	200 **
Fer µg Fe/L	< 15	max à 23,0	200 **
Manganèse µg Mn/L	31,3 ± 6,26	23,1 / 48,5	50 **
Baryum µg Ba/L	< 8	max à 9,03	700 *
Strontium µg Sr/L	< 11	-	
Silice mg Si/L	1,77 ± 0,28	1,41 / 2,55	

Plateau de Millevaches - CELLE



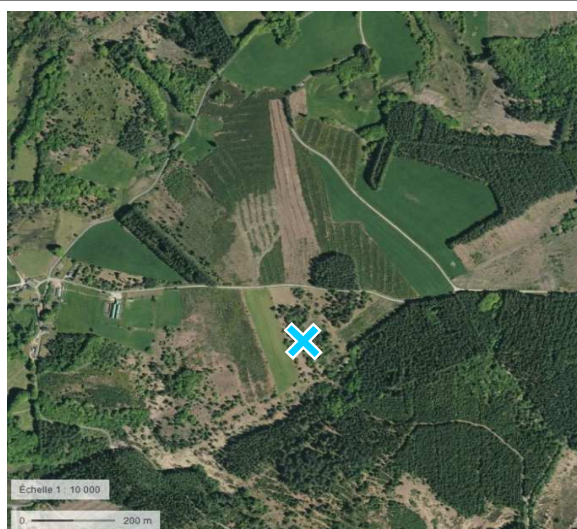
Commune : Meymac (19 250)
 Nom UDI : Celle
 Code Ouvrage : 019000762
 Captage : Celle
 Environnement amont : Prairie

 Point de prélèvements

Paramètres Unité	Moyenne ± Ecart-type (n=25)	Min / Max	Limite*/Référence** de qualité
Température eau °C	10,1 ± 1,3	7,1 / 13,3	< 25°C **
Température air °C	12,6 ± 9,3	-5,5 / 34,7	
Débit m ³ /h	0,48	0,43 / 0,53	
Oxygène dissous mg O ₂ /L	9,36 ± 0,50	8,44 / 10,20	
Taux de saturation %	91,8 ± 3,7	84,5 / 96,7	
Turbidité NFU	0,58 ± 0,43	0,13 / 1,98	1 *
pH	4,97 ± 0,17	4,62 / 6,97 ⁽¹⁾	6,5 ≤ pH ≤ 9,0 **
Conductivité à 25°C µS/cm	32,7 ± 2,1	27,8 / 80,2 ⁽¹⁾	200 ≤ Cond. ≤ 1 100 **
TAC ‰	0,22 ± 0,05	0,15 / 2,66 ⁽¹⁾	8 (valeur usuelle)
Calcium mg Ca/L	1,64 ± 0,38	1,27 / 7,57 ⁽¹⁾	
Magnésium mg Mg/L	0,32 ± 0,06	0,26 / 0,48	
Sodium mg Na/L	1,65 ± 0,34	1,27 / 2,58	200 **
Potassium mg K/L	0,71 ± 0,19	0,52 / 1,46	
Chlorures mg Cl/L	2,82 ± 0,27	2,31 / 3,61	250 **
Sulfates mg SO ₄ /L	2,23 ± 0,28	1,82 / 3,29	250 **
Fluorures µg F/L	30,5 ± 9,4	20,0 / 64,0	1 500 *
Phosphates mg PO ₄ /L	< 0,1	-	
Nitrates mg NO ₃ /L	5,97 ± 0,55	4,32 / 6,99	50 *
Aluminium (non filtré) µg Al/L	231,7 ± 39,1	57,9 ⁽¹⁾ / 307,1	
Aluminium (filtré) µg Al/L	178,7 ± 38,1	35,5 ⁽¹⁾ / 279,5	200 **
Fer µg Fe/L	< 15	max à 15,4	200 **
Manganèse µg Mn/L	13,9 ± 3,41	6,00 / 23,2	50 **
Baryum µg Ba/L	10,4 ± 1,64	8,00 / 15,2	700 *
Strontium µg Sr/L	< 11	max à 19,1	
Silice mg Si/L	2,26 ± 0,40	1,69 / 3,32	

(1) Valeurs dérivées du 10/12/2019 dues au chaulage du terrain à proximité du captage, exclues de la moyenne

Plateau de Millevaches - BONNEFOND

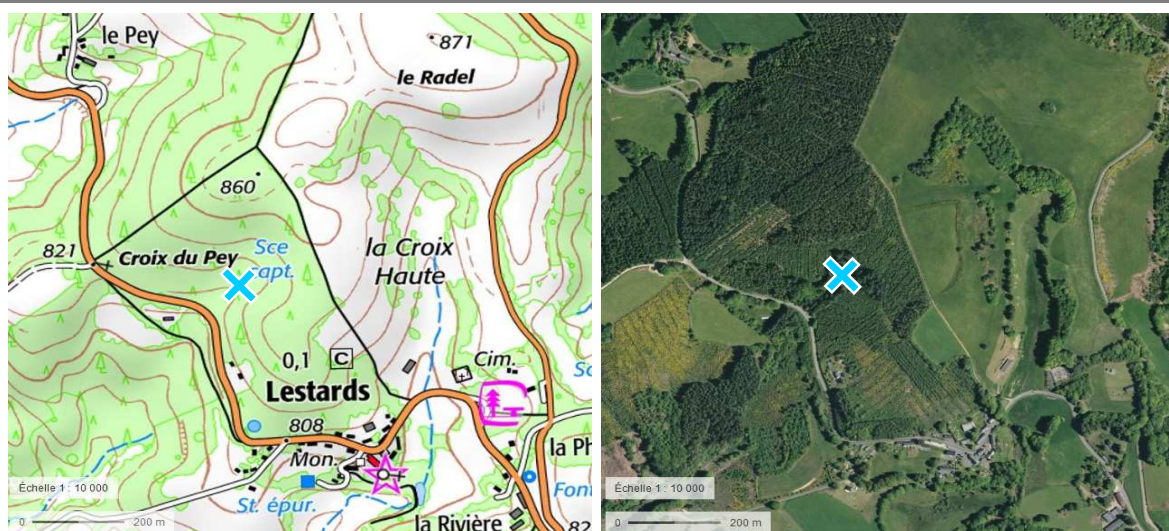


Commune : Bonnefond (19 170)
Nom UDI : Chadebec
Code Ouvrage : 019000053
Captage : Font Freyde
Environnement amont : Forêt (ouverte de conifères purs + jeunes peuplements) + Prairie + Zone Humide

X Point de prélèvements

Paramètres Unité	Moyenne ± Ecart-type (n=24)	Min / Max	Limite*/Référence** de qualité
Température eau °C	9,6 ± 2,0	5,6 / 13,5	< 25°C **
Température air °C	13,3 ± 9,2	-6,0 / 36,6	
Débit m ³ /h	6,39 ± 5,82	0,27 / 18,00	
Oxygène dissous mg O ₂ /L	9,45 ± 0,64	8,33 / 10,64	
Taux de saturation %	91,6 ± 4,3	82,6 / 100,3	
Turbidité NFU	0,44 ± 0,27	0,19 / 1,15	1 *
pH	5,02 ± 0,13	4,77 / 5,23	6,5 ≤ pH ≤ 9,0 **
Conductivité à 25°C µS/cm	27,7 ± 2,2	23,4 / 31,4	200 ≤ Cond. ≤ 1 100 **
TAC ‰	0,20 ± 0,04	0,13 / 0,30	8 (valeur usuelle)
Calcium mg Ca/L	1,15 ± 0,20	0,80 / 1,70	
Magnésium mg Mg/L	0,39 ± 0,04	0,30 / 0,50	
Sodium mg Na/L	1,53 ± 0,20	1,19 / 2,15	200 **
Potassium mg K/L	0,26 ± 0,06	0,18 / 0,46	
Chlorures mg Cl/L	1,82 ± 0,19	1,49 / 2,28	250 **
Sulfates mg SO ₄ /L	2,34 ± 0,27	1,91 / 2,73	250 **
Fluorures µg F/L	44,0 ± 6,7	29,0 / 54,0	1 500 *
Phosphates mg PO ₄ /L	< 0,1	-	
Nitrates mg NO ₃ /L	5,45 ± 0,71	3,59 / 6,53	50 *
Aluminium (non filtré) µg Al/L	227,2 ± 51,6	147,8 / 352,3	
Aluminium (filtré) µg Al/L	186,5 ± 43,1	126,8 / 270,9	200 **
Fer µg Fe/L	< 15	max à 15,7	200 **
Manganèse µg Mn/L	19,4 ± 3,70	15,2 / 33,2	50 **
Baryum µg Ba/L	14,1 ± 2,02	11,5 / 19,7	700 *
Strontium µg Sr/L	12,0 ± 1,44	11,0 / 17,4	
Silice mg Si/L	2,01 ± 0,35	1,39 / 2,93	

Plateau de Millevaches - LESTARDS

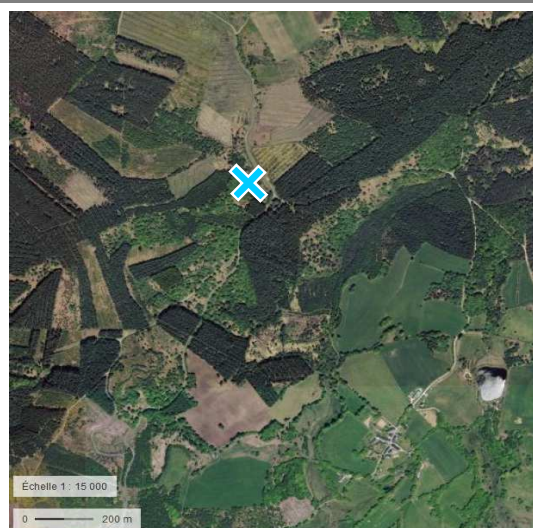
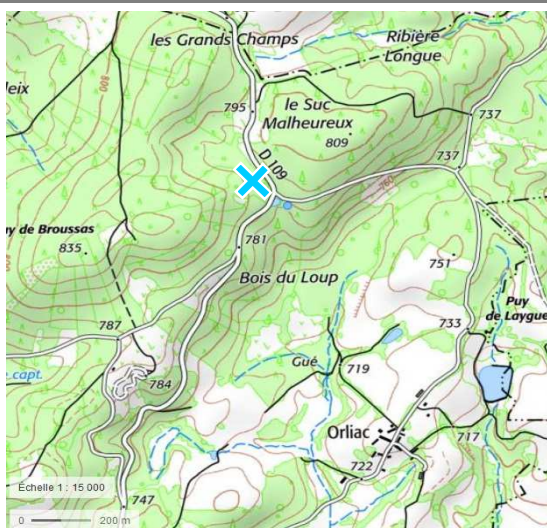


Commune : Lestards (19 170)
 Nom UDI : Lestards Bourg
 Code Ouvrage : 019001215
 Captage : Bourg
 Environnement amont : Forêt (jeunes peuplements
 + Douglas adultes)

 Point de prélèvements

Paramètres Unité	Moyenne ± Ecart-type (n=25)	Min / Max	Limite*/Référence** de qualité
Température eau °C	9,8 ± 1,6	6,2 / 13,1	< 25°C **
Température air °C	13,2 ± 8,9	-5,0 / 33,3	
Débit m ³ /h	-	-	
Oxygène dissous mg O ₂ /L	8,35 ± 0,70	6,86 / 9,79	
Taux de saturation %	81,1 ± 7,3	67,2 / 93,6	
Turbidité NFU	0,87 ± 0,68	0,20 / 2,64	1 *
pH	4,98 ± 0,20	4,53 / 5,34	6,5 ≤ pH ≤ 9,0 **
Conductivité à 25°C µS/cm	26,6 ± 3,1	21,0 / 37,3	200 ≤ Cond. ≤ 1 100 **
TAC ‰	0,22 ± 0,04	0,14 / 0,29	8 (valeur usuelle)
Calcium mg Ca/L	0,99 ± 0,17	0,82 / 1,46	
Magnésium mg Mg/L	0,30 ± 0,03	0,25 / 0,36	
Sodium mg Na/L	2,04 ± 0,27	1,48 / 2,62	200 **
Potassium mg K/L	0,32 ± 0,05	0,22 / 0,43	
Chlorures mg Cl/L	2,76 ± 0,11	2,51 / 2,97	250 **
Sulfates mg SO ₄ /L	1,22 ± 0,07	1,14 / 1,39	250 **
Fluorures µg F/L	44,5 ± 12,4	19,0 / 71,0	1 500 *
Phosphates mg PO ₄ /L	< 0,1	-	
Nitrates mg NO ₃ /L	4,22 ± 0,53	3,64 / 5,95	50 *
Aluminium (non filtré) µg Al/L	221,6 ± 71,5	103,2 / 386,3	
Aluminium (filtré) µg Al/L	178,8 ± 80,3	86,2 / 385,0	200 **
Fer µg Fe/L	< 15	max à 21,1	200 **
Manganèse µg Mn/L	27,4 ± 7,87	14,6 / 49,3	50 **
Baryum µg Ba/L	< 8	-	700 *
Strontium µg Sr/L	< 11	-	
Silice mg Si/L	2,20 ± 0,25	1,81 / 2,85	

Plateau de Millevaches - ORLIAC




Commune : Tarnac (19 170)

Nom UDI : Orliac

Code Ouvrage : 019001661

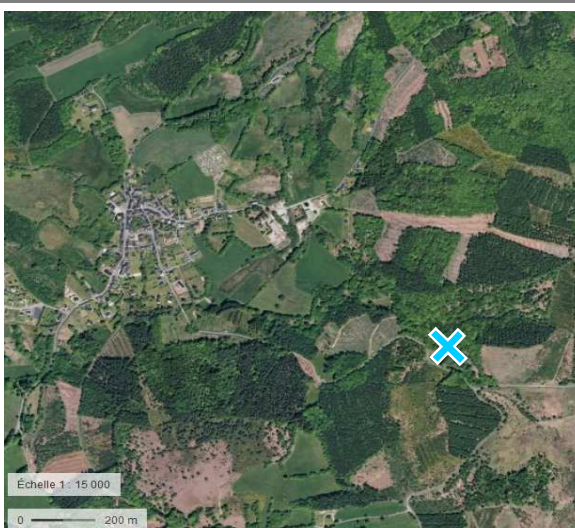
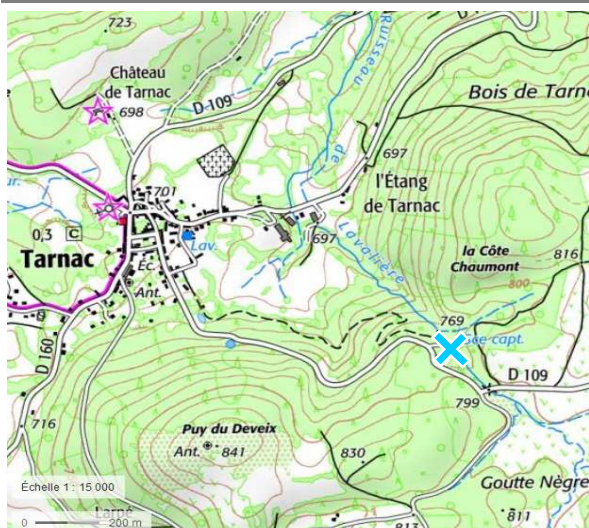
Captage : Orliac

Environnement amont : Forêt à dominante résineux (Douglas et Epicéas) et feuillus à proximité du captage + Ancienne zone déboisée + Zone humide

 Point de prélèvements

Paramètres Unité	Moyenne ± Ecart-type (n=22)	Min / Max	Limite*/Référence** de qualité
Température eau °C	9,8 ± 1,2	7,6 / 13,2	< 25°C **
Température air °C	10,8 ± 7,6	-1,0 / 25,0	
Débit m ³ /h	-	-	
Oxygène dissous mg O ₂ /L	8,09 ± 0,79	6,67 / 9,60	
Taux de saturation %	77,6 ± 6,2	64,5 / 88,9	
Turbidité NFU	1,67 ± 1,26	0,64 / 13,43	1 *
pH	4,98 ± 0,18	4,50 / 5,23	6,5 ≤ pH ≤ 9,0 **
Conductivité à 25°C µS/cm	28,6 ± 3,8	18,0 / 35,9	200 ≤ Cond. ≤ 1 100 **
TAC ‰	0,22 ± 0,04	0,11 / 0,30	8 (valeur usuelle)
Calcium mg Ca/L	0,76 ± 0,14	0,57 / 1,01	
Magnésium mg Mg/L	0,37 ± 0,06	0,29 / 0,55	
Sodium mg Na/L	2,05 ± 0,28	1,73 / 2,69	200 **
Potassium mg K/L	0,19 ± 0,07	0,09 / 0,41	
Chlorures mg Cl/L	2,77 ± 0,26	2,29 / 3,37	250 **
Sulfates mg SO ₄ /L	1,12 ± 0,09	0,89 / 1,32	250 **
Fluorures µg F/L	62,5 ± 10,5	40,0 / 81,0	1 500 *
Phosphates mg PO ₄ /L	< 0,1	-	
Nitrates mg NO ₃ /L	5,00 ± 1,00	3,32 / 6,98	50 *
Aluminium (non filtré) µg Al/L	255,0 ± 53,0	186,4 / 914,7	
Aluminium (filtré) µg Al/L	168,0 ± 29,1	136,2 / 232,1	200 **
Fer µg Fe/L	< 15	max à 30,0	200 **
Manganèse µg Mn/L	15,4 ± 3,58	8,97 / 22,7	50 **
Baryum µg Ba/L	< 8	-	700 *
Strontium µg Sr/L	< 11	-	
Silice mg Si/L	2,34 ± 0,32	1,95 / 3,18	
Fer II µg Fe/L	16,3 ± 16,1	0 / 45,0	
Hauteur d'eau m	3,04 ± 0,08	2,90 / 3,20	

Plateau de Millevaches - GOUTTE-NEGRE 1



Commune : Tarnac (19 170)

Nom UDI : Orliac

Code Ouvrage : 019001659

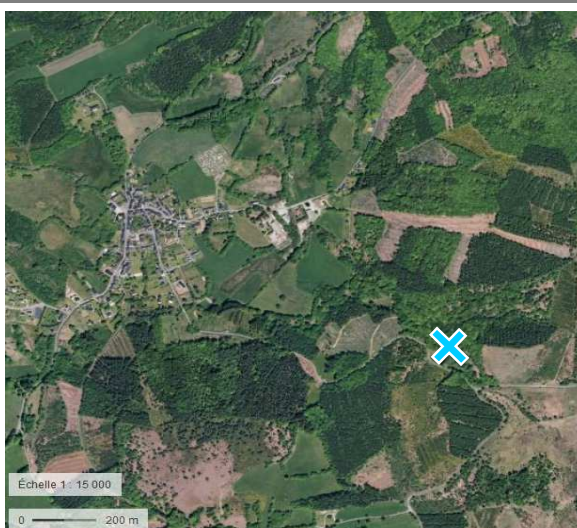
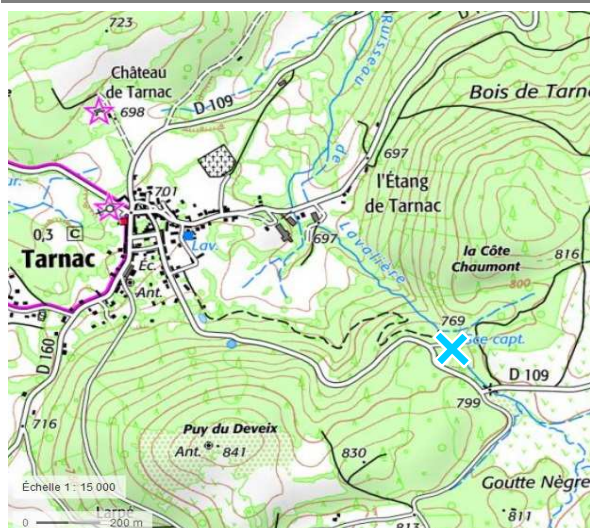
Captage : Goutte-Nègre 1

Environnement amont : Forêt de feuillus et Douglas adultes + Ancienne zone déboisée + Zone humide / Captages de part et d'autre d'un ruisseau (à 10-15m)

 Point de prélèvements

Paramètres Unité	Moyenne ± Ecart-type (n=20)	Min / Max	Limite*/Référence** de qualité
Température eau °C	9,4 ± 0,9	8,2 / 11,5	< 25°C **
Température air °C	10,0 ± 6,4	2,0 / 22,0	
Débit m ³ /h	1,21 ± 1,02	0,63 / 2,73	
Oxygène dissous mg O ₂ /L	9,45 ± 0,51	8,54 / 10,21	
Taux de saturation %	90,1 ± 3,9	82,7 / 96,5	
Turbidité NFU	0,56 ± 0,50	0,20 / 2,40	1 *
pH	4,89 ± 0,21	4,35 / 5,12	6,5 ≤ pH ≤ 9,0 **
Conductivité à 25°C µS/cm	29,0 ± 3,3	22,1 / 35,3	200 ≤ Cond. ≤ 1 100 **
TAC ‰	0,19 ± 0,05	0,12 / 0,31	8 (valeur usuelle)
Calcium mg Ca/L	0,74 ± 0,14	0,57 / 1,07	
Magnésium mg Mg/L	0,29 ± 0,07	0,26 / 0,41	
Sodium mg Na/L	1,93 ± 0,29	1,56 / 2,54	200 **
Potassium mg K/L	0,28 ± 0,07	0,18 / 0,49	
Chlorures mg Cl/L	3,33 ± 0,28	2,85 / 4,10	250 **
Sulfates mg SO ₄ /L	1,21 ± 0,10	1,09 / 1,44	250 **
Fluorures µg F/L	56,9 ± 10,6	40,0 / 76,0	1 500 *
Phosphates mg PO ₄ /L	< 0,1	max à 0,51	
Nitrates mg NO ₃ /L	4,37 ± 0,63	3,47 / 5,97	50 *
Aluminium (non filtré) µg Al/L	329,8 ± 89,9	181,9 / 540,2	
Aluminium (filtré) µg Al/L	271,8 ± 75,8	158,3 / 414,2	200 **
Fer µg Fe/L	< 15	max à 31,4	200 **
Manganèse µg Mn/L	30,1 ± 5,97	21,7 / 43,3	50 **
Baryum µg Ba/L	< 8	max à 8,32	700 *
Strontium µg Sr/L	< 11	-	
Silice mg Si/L	1,90 ± 0,29	1,56 / 2,71	

Plateau de Millevaches - GOUTTE-NEGRE 2



Commune : Tarnac (19 170)

Nom UDI : Orliac

Code Ouvrage : 019001660

Captage : Goutte-Nègre 2

Environnement amont : Forêt de feuillus et Douglas adultes + Ancienne zone déboisée + Zone humide / Captages de part et d'autre d'un ruisseau (à 10-15m)

 Point de prélèvements

Paramètres Unité	Moyenne ± Ecart-type (n=22)	Min / Max	Limite*/Référence** de qualité
Température eau °C	9,6 ± 1,0	8,7 / 11,8	< 25°C **
Température air °C	11,8 ± 9,0	2,0 / 38,5	
Débit m ³ /h	3,00 ± 1,75	0,74 / 5,81	
Oxygène dissous mg O ₂ /L	8,85 ± 0,65	7,89 / 10,10	
Taux de saturation %	84,7 ± 5,1	76,0 / 94,0	
Turbidité NFU	0,43 ± 0,28	0,16 / 1,16	1 *
pH	4,97 ± 0,16	4,57 / 5,15	6,5 ≤ pH ≤ 9,0 **
Conductivité à 25°C µS/cm	26,2 ± 2,3	20,8 / 29,5	200 ≤ Cond. ≤ 1 100 **
TAC ‰	0,24 ± 0,05	0,13 / 0,34	8 (valeur usuelle)
Calcium mg Ca/L	0,81 ± 0,17	0,63 / 1,24	
Magnésium mg Mg/L	0,28 ± 0,04	0,24 / 0,41	
Sodium mg Na/L	1,79 ± 0,23	1,38 / 2,33	200 **
Potassium mg K/L	0,19 ± 0,05	0,08 / 0,35	
Chlorures mg Cl/L	2,85 ± 0,16	2,55 / 3,25	250 **
Sulfates mg SO ₄ /L	1,16 ± 0,07	1,04 / 1,30	250 **
Fluorures µg F/L	62,1 ± 8,2	47,0 / 80,0	1 500 *
Phosphates mg PO ₄ /L	< 0,1	-	
Nitrates mg NO ₃ /L	3,63 ± 0,26	3,21 / 4,10	50 *
Aluminium (non filtré) µg Al/L	278,9 ± 63,8	153,2 / 417,7	
Aluminium (filtré) µg Al/L	226,0 ± 42,2	160,1 / 294,6	200 **
Fer µg Fe/L	< 15	max à 23,9	200 **
Manganèse µg Mn/L	14,2 ± 2,5	10,8 / 21,8	50 **
Baryum µg Ba/L	< 8	-	700 *
Strontium µg Sr/L	< 11	-	
Silice mg Si/L	2,16 ± 0,32	1,76 / 3,03	

ANNEXE 3

*Inventaire des valeurs « dérives » et/ou des
dépassements de référence ou limite de qualité
recensés au cours de l'étude*

Captages du Plateau de Millevaches

Classement par captages

Captage	Date	Paramètre	unité	Valeur	Commentaires
Geneyte	17/07/2018	Turbidité	NFU	1,58	
	24/04/2019	Turbidité	NFU	1,66	
	23/07/2019	Turbidité	NFU	1,10	
	08/06/2020	Turbidité	NFU	1,00	
Drouillat	12/11/2019	Aluminium	$\mu\text{g Al/L}$	2 023	Très forte pluviométrie après période sèche (plus de 300 mm en 4 semaines)
		Manganèse	$\mu\text{g Mn/L}$	143,7	
	10/12/2019	Aluminium	$\mu\text{g Al/L}$	1 171	
		Manganèse	$\mu\text{g Mn/L}$	93,7	
	17/02/2020	Turbidité	NFU	1,11	
13/10/2020	Turbidité	NFU	1,04		
Celle	10/12/2019	TAC	$^{\circ}\text{f}$	2,66 *	Probable chaulage de la parcelle de prairie en amont du captage : Augmentation significative des paramètres TAC, pH, conductivité et Ca^{2+} ; Diminution des concentrations en Al et Mn (précipitation)
		Calcium	mg Ca/L	7,57 *	
		pH		6,97 *	
		Conductivité	$\mu\text{S/cm}$	80,2 *	
		Aluminium	$\mu\text{g Al/L}$	35,5 *	
Bonnefond	17/07/2018	Turbidité	NFU	1,11	
	17/02/2020	Turbidité	NFU	1,15	
Lestards	17/07/2018	Turbidité	NFU	1,86	
	28/08/2018	Turbidité	NFU	1,27	
	21/11/2018	Turbidité	NFU	2,64	
	20/12/2018	Turbidité	NFU	2,44	
	24/04/2019	Turbidité	NFU	1,36	
	12/11/2019	Turbidité	NFU	1,47	
	17/02/2020	Turbidité	NFU	1,20	
	08/06/2020	Turbidité	NFU	1,38	
Orliac	11/06/2018	Turbidité	NFU	1,32	
	17/07/2018	Turbidité	NFU	1,09	
	28/08/2018	Turbidité	NFU	3,71	
	21/11/2018	Turbidité	NFU	1,66	
	14/02/2019	Turbidité	NFU	1,68	
	21/03/2019	Turbidité	NFU	1,13	
	24/04/2019	Turbidité	NFU	1,83	
	11/06/2019	Turbidité	NFU	12,6 *	
	23/07/2019	Turbidité	NFU	13,4 *	
	17/09/2019	Turbidité	NFU	1,70	
	10/12/2019	Turbidité	NFU	1,74	
	09/06/2020	Turbidité	NFU	2,71	
	13/10/2020	Turbidité	NFU	2,19	
Goutte-Nègre 1	13/11/2020	Turbidité	NFU	5,69	
	24/04/2019	Turbidité	NFU	2,40	
Goutte-Nègre 2	09/06/2020	Turbidité	NFU	1,05	
	24/04/2019	Turbidité	NFU	1,03	
	09/06/2020	Turbidité	NFU	1,16	

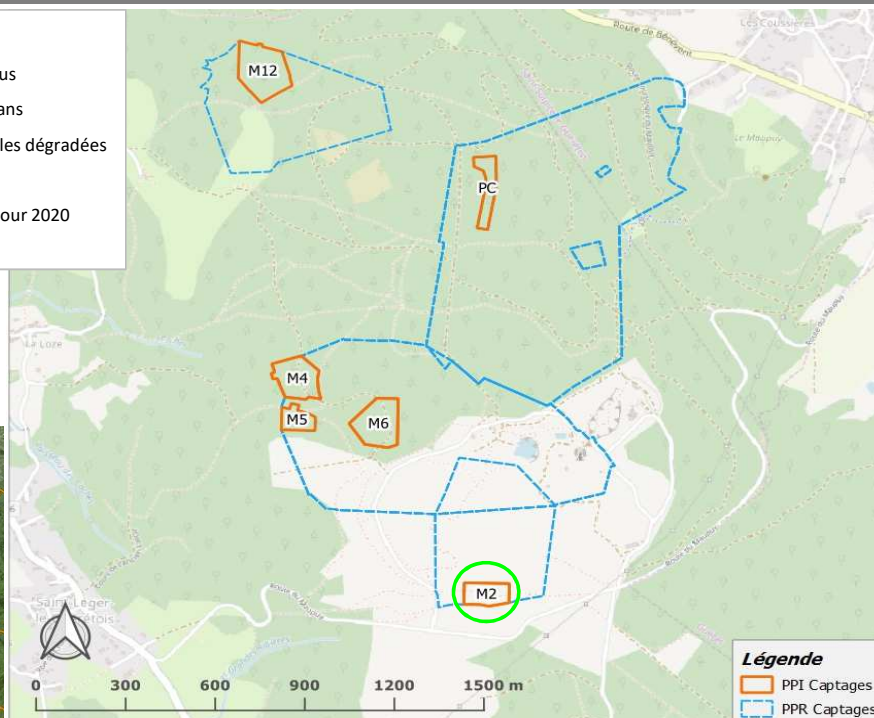
* Valeurs exclues du calcul de la moyenne et de l'écart-type des séries de données concernées

ANNEXE 4

*Fiches descriptives des captages suivis sur les
Monts de Guéret : Localisation, caractéristiques
et résultats d'analyses*

Massif du Maupuy - Captage n°2 - Drain 861a

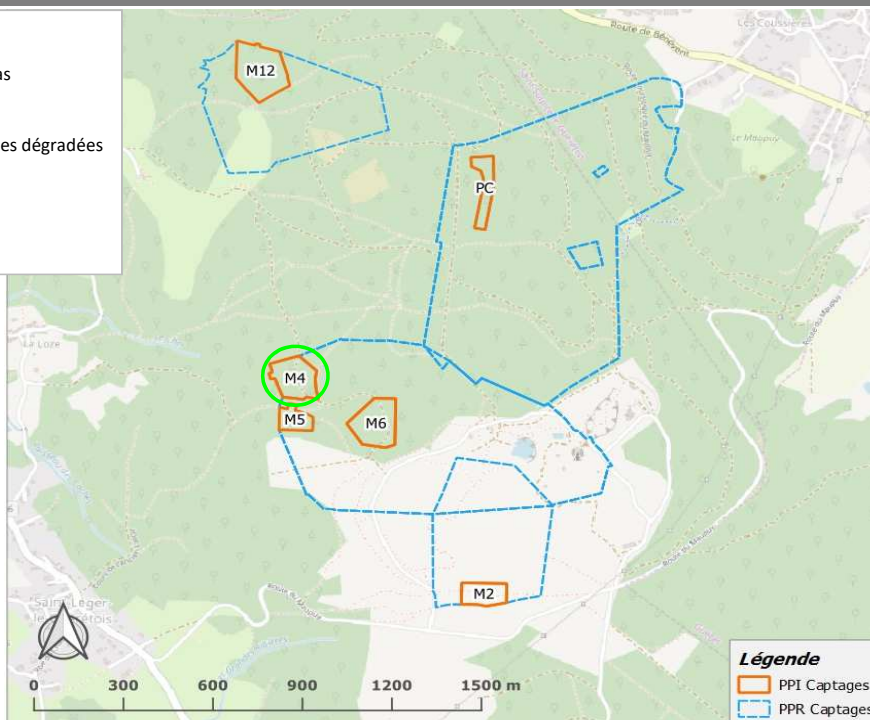
Surface PPI : 1,21Ha
Type d'essences : Douglas et Feuillus
Age essences : 10-20 ans et 60-70 ans
Type/épaisseur litière : 5 cm aiguilles dégradées
 + mousse
Coupe : RAS depuis 2000, prévue pour 2020



Paramètres Unité	Moyenne ± Ecart-type (n=17)	Min / Max	Limite*/Référence** de qualité
Température °C	10,1 ± 0,24	9,6 / 10,6	< 25°C **
Débit m ³ /h	8,97 ± 4,88	4,68 / 19,0	
Turbidité NFU	0,41 ± 0,25	0,12 / 1,17	1 *
COD mg C/L	0,89 ± 0,53	0,30 / 1,97	2 **
pH	5,75 ± 0,13	5,52 / 5,92	6,5 ≤ pH ≤ 9 **
Conductivité à 25°C µS/cm	65,9 ± 5,9	52,0 / 71,1	200 ≤ Cond. ≤ 1 100 **
TAC ‰	1,13 ± 0,10	0,96 / 1,33	8 (valeur usuelle)
Calcium mg Ca/L	3,03 ± 0,36	2,51 / 3,53	
Magnésium mg Mg/L	0,88 ± 0,16	0,64 / 1,14	
Sodium mg Na/L	5,87 ± 0,64	5,15 / 7,10	200 **
Potassium mg K/L	0,70 ± 0,10	0,53 / 0,91	
Chlorures mg Cl/L	5,68 ± 0,20	5,35 / 6 17	250 **
Sulfates mg SO ₄ /L	0,68 ± 0,17	0,48 / 1,19	250 **
Fluorures µg F/L	25,7 ± 8,6	12,0 / 49,0	1 500 *
Phosphates µg PO ₄ /L	120,6 ± 41,5	9,2 / 184,2	
Nitrates mg NO ₃ /L	11,5 ± 0,68	10,3 / 12,4	50 *
Nitrites µg NO ₂ /L	0	-	500 *
Ammoniums µg NH ₄ /L	1,91 ± 4,56	0 / 16,0	100 **
Aluminium µg Al/L	11,8 ± 4,12	8,0 / 16,2	200 **
Fer µg Fe/L	< 15	-	200 **
Manganèse µg Mn/L	< 6	-	50 **
Baryum µg Ba/L	8,66 ± 1,21	8,0 / 12,3	700 *
Cadmium µg Cd/L	20,3 ± 8,02	3,19 / 36,0	5 *
Cobalt µg Co/L	< 40	-	
Cuivre µg Cu/L	< 15	-	1 000 **
Chrome µg Cr/L	< 10	-	50 *
Nickel µg Ni/L	< 11	-	20 *
Strontium µg Sr/L	33,8 ± 5,96	24,7 / 46,0	
Zinc µg Zn/L	< 30	-	
Arsenic µg As/L	< 5	-	10 *
Plomb µg Pb/L	< 2	-	10 *

Massif du Maupuy - Captage n°4 - Drain 862a

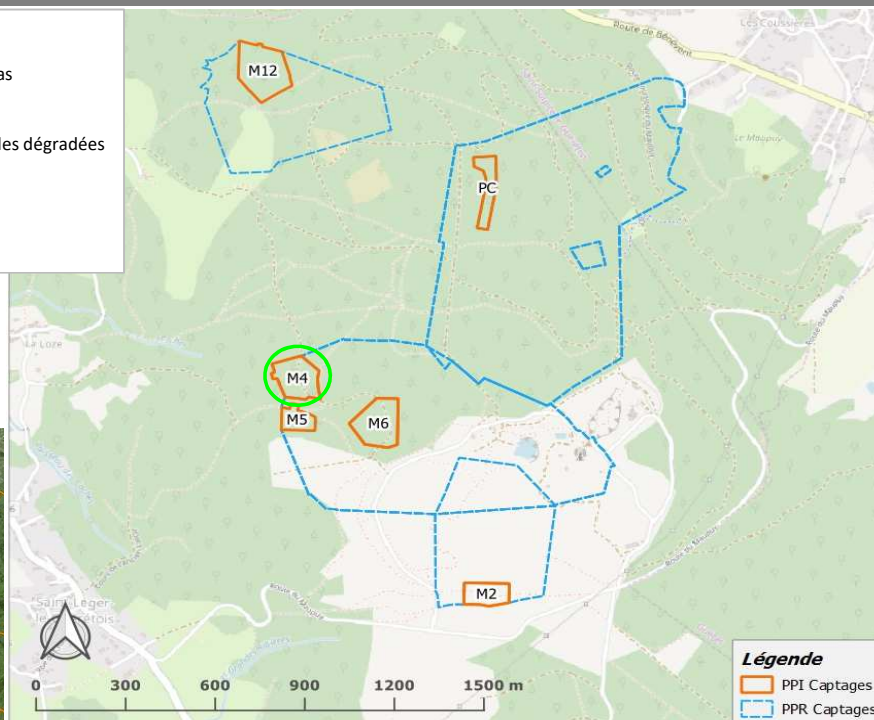
Surface PPI : 1,91Ha
Type d'essences : Epicéas et Douglas
Age essences : 60-70 ans
Type/épaisseur litière : 5 cm aiguilles dégradées
 + mousse
Coupe : Eclaircie en 2016
Profondeur drains : de 6,8 à 9,0 m



Paramètres Unité	Moyenne ± Ecart-type (n=20)	Min / Max	Limite*/Référence** de qualité
Température °C	10,4 ± 0,56	9,2 / 11,2	< 25°C **
Débit m ³ /h	1,30 ± 0,61	0,64 / 2,90	
Turbidité NFU	0,38 ± 0,24	0,12 / 1,05	1 *
COD mg C/L	0,99 ± 0,70	0,14 / 2,63	2 **
pH	5,87 ± 0,14	5,68 / 6,15	6,5 ≤ pH ≤ 9 **
Conductivité à 25°C µS/cm	107,3 ± 8,7	82,1 / 117,4	200 ≤ Cond. ≤ 1 100 **
TAC ‰	1,65 ± 0,14	1,37 / 1,90	8 (valeur usuelle)
Calcium mg Ca/L	5,99 ± 0,54	5,05 / 7,18	
Magnésium mg Mg/L	1,82 ± 0,22	1,48 / 2,22	
Sodium mg Na/L	8,05 ± 0,69	6,91 / 9,22	200 **
Potassium mg K/L	1,07 ± 0,15	0,84 / 1,43	
Chlorures mg Cl/L	8,51 ± 0,62	7,58 / 9,84	250 **
Sulfates mg SO ₄ /L	0,78 ± 0,13	0,59 / 1,06	250 **
Fluorures µg F/L	44,5 ± 13,4	19,0 / 75,0	1 500 *
Phosphates µg PO ₄ /L	162,6 ± 42,6	43,0 / 227,2	
Nitrates mg NO ₃ /L	23,5 ± 3,53	17,0 / 28,4	50 *
Nitrites µg NO ₂ /L	0	-	500 *
Ammoniums µg NH ₄ /L	1,10 ± 3,14	0 / 12,0	100 **
Aluminium µg Al/L	< 14	max à 261,5	200 **
Fer µg Fe/L	< 15	-	200 **
Manganèse µg Mn/L	< 6	-	50 **
Baryum µg Ba/L	< 8	max à 9,07	700 *
Cadmium µg Cd/L	< 20	max à 26,8	5 *
Cobalt µg Co/L	< 40	-	
Cuivre µg Cu/L	< 15	-	1 000 **
Chrome µg Cr/L	< 10	-	50 *
Nickel µg Ni/L	< 11	-	20 *
Strontium µg Sr/L	81,7 ± 13,6	58,3 / 107,0	
Zinc µg Zn/L	< 30	-	
Arsenic µg As/L	< 5	max à 5,88	10 *
Plomb µg Pb/L	< 2	-	10 *

Massif du Maupuy - Captage n°4 - Drain 862c

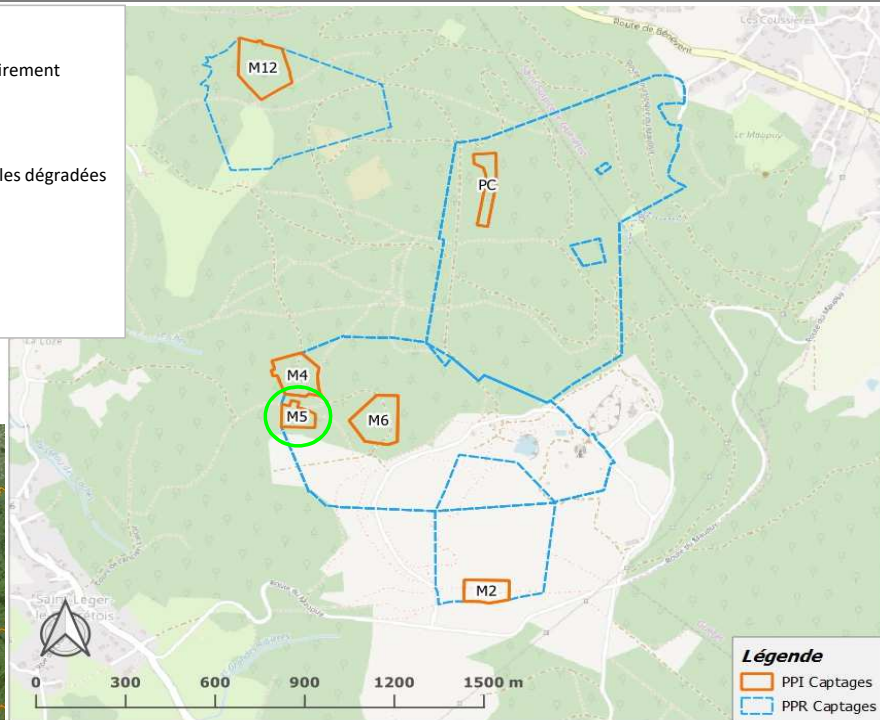
Surface PPI : 1,91Ha
Type d'essences : Epicéas et Douglas
Age essences : 60-70 ans
Type/épaisseur litière : 5 cm aiguilles dégradées
 + mousse
Coupe : Eclaircie en 2016
Profondeur drains : de 5,0 à 6,7 m



Paramètres Unité	Moyenne ± Ecart-type (n=20)	Min / Max	Limite*/Référence** de qualité
Température °C	10,3 ± 0,33	9,5 / 10,7	< 25°C **
Débit m ³ /h	2,42 ± 1,07	1,42 / 5,71	
Turbidité NFU	0,30 ± 0,13	0,13 / 0,70	1 *
COD mg C/L	0,92 ± 0,76	0,11 / 2,83	2 **
pH	6,00 ± 0,21	5,80 / 6,71	6,5 ≤ pH ≤ 9 **
Conductivité à 25°C µS/cm	93,1 ± 8,4	68,4 / 100,7	200 ≤ Cond. ≤ 1 100 **
TAC ‰	1,90 ± 0,09	1,81 / 2,11	8 (valeur usuelle)
Calcium mg Ca/L	5,08 ± 0,76	2,75 / 6,16	
Magnésium mg Mg/L	1,39 ± 0,20	1,06 / 1,75	
Sodium mg Na/L	7,41 ± 0,91	4,73 / 8,73	200 **
Potassium mg K/L	1,02 ± 0,19	0,54 / 1,46	
Chlorures mg Cl/L	6,97 ± 0,50	6,44 / 8,14	250 **
Sulfates mg SO ₄ /L	0,68 ± 0,17	0,50 / 1,23	250 **
Fluorures µg F/L	42,0 ± 14,5	16,0 / 75,0	1 500 *
Phosphates µg PO ₄ /L	182,7 ± 38,2	61,4 / 230,3	
Nitrates mg NO ₃ /L	16,1 ± 1,81	13,3 / 18,3	50 *
Nitrites µg NO ₂ /L	0	-	500 *
Ammoniums µg NH ₄ /L	0,40 ± 1,79	0 / 8,0	100 **
Aluminium µg Al/L	< 14	max à 32,9	200 **
Fer µg Fe/L	< 15	-	200 **
Manganèse µg Mn/L	< 6	max à 9,07	50 **
Baryum µg Ba/L	< 8	max à 8,99	700 *
Cadmium µg Cd/L	< 20	max à 26,6	5 *
Cobalt µg Co/L	< 40	-	
Cuivre µg Cu/L	< 15	-	1 000 **
Chrome µg Cr/L	< 10	-	50 *
Nickel µg Ni/L	< 11	-	20 *
Strontium µg Sr/L	70,9 ± 12,6	49,7 / 98,0	
Zinc µg Zn/L	< 30	-	
Arsenic µg As/L	< 5	-	10 *
Plomb µg Pb/L	< 2	-	10 *

Massif du Maupuy - Captage n°5 - Drain 864b

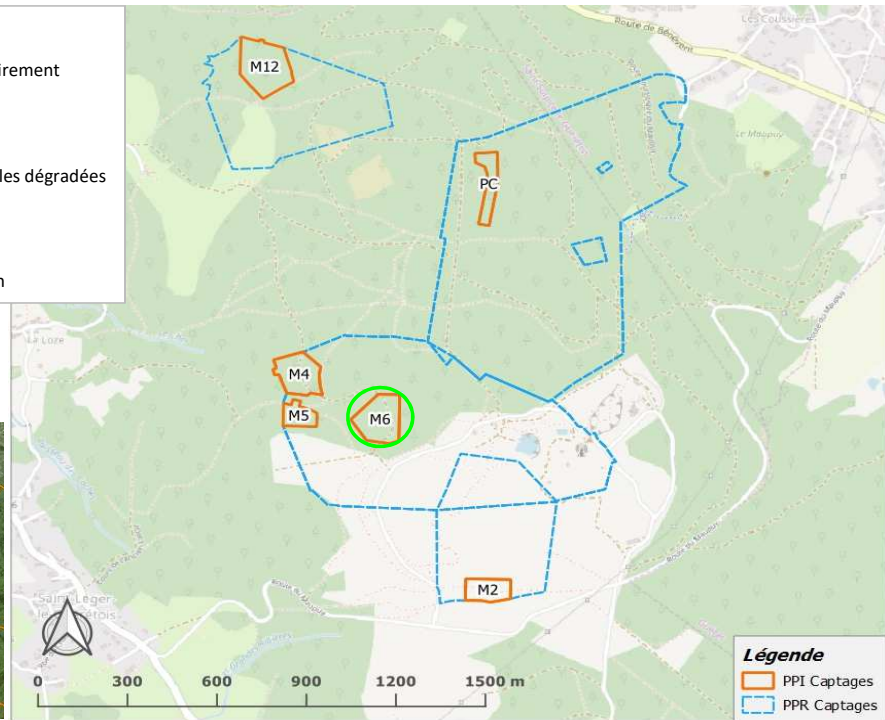
Surface PPI : 0,86 Ha
Type d'essences : Epicéas majoritairement et feuillus
Age essences : 60-70 ans
Type/épaisseur litière : 5 cm aiguilles dégradées + mousse
Coupe : Rase en 2016
Plantaion/replantaion en 2018
Profondeur drains : de 7,5 à 11 m



Paramètres Unité	Moyenne ± Ecart-type (n=20)	Min / Max	Limite*/Référence** de qualité
Température °C	9,92 ± 0,33	9,3 / 10,4	< 25°C **
Débit m ³ /h	3,61 ± 3,75	1,00 / 17,1	
Turbidité NFU	0,53 ± 0,85	0,16 / 4,08	1 *
COD mg C/L	0,95 ± 0,65	0,23 / 2,73	2 **
pH	5,95 ± 0,16	5,68 / 6,30	6,5 ≤ pH ≤ 9 **
Conductivité à 25°C µS/cm	71,2 ± 6,4	56,5 / 79,1	200 ≤ Cond. ≤ 1 100 **
TAC ‰	1,13 ± 0,12	0,87 / 1,28	8 (valeur usuelle)
Calcium mg Ca/L	3,61 ± 0,36	3,08 / 4,17	
Magnésium mg Mg/L	1,01 ± 0,15	0,77 / 1,32	
Sodium mg Na/L	5,86 ± 0,55	5,02 / 7,15	200 **
Potassium mg K/L	0,88 ± 0,16	0,66 / 1,40	
Chlorures mg Cl/L	6,69 ± 0,22	6,13 / 7,12	250 **
Sulfates mg SO ₄ /L	0,58 ± 0,06	0,46 / 0,67	250 **
Fluorures µg F/L	27,1 ± 10,7	12,0 / 50,0	1 500 *
Phosphates µg PO ₄ /L	113,3 ± 31,3	0 / 159,6	
Nitrates mg NO ₃ /L	12,7 ± 0,90	10,9 / 15,0	50 *
Nitrites µg NO ₂ /L	0	-	500 *
Ammoniums µg NH ₄ /L	8,23 ± 22,0	0 / 72,0	100 **
Aluminium µg Al/L	< 14	-	200 **
Fer µg Fe/L	15,9 ± 5,5	max à 38,3	200 **
Manganèse µg Mn/L	< 6	-	50 **
Baryum µg Ba/L	< 8	-	700 *
Cadmium µg Cd/L	< 20	max à 25,2	5 *
Cobalt µg Co/L	< 40	-	
Cuivre µg Cu/L	< 15	-	1 000 **
Chrome µg Cr/L	< 10	-	50 *
Nickel µg Ni/L	< 11	-	20 *
Strontium µg Sr/L	41,5 ± 7,28	30,3 / 58,0	
Zinc µg Zn/L	33,2 ± 12,1	max à 75,8	
Arsenic µg As/L	< 5	-	10 *
Plomb µg Pb/L	< 2	-	10 *

Massif du Maupuy - Captage n°6 - Drain 865a

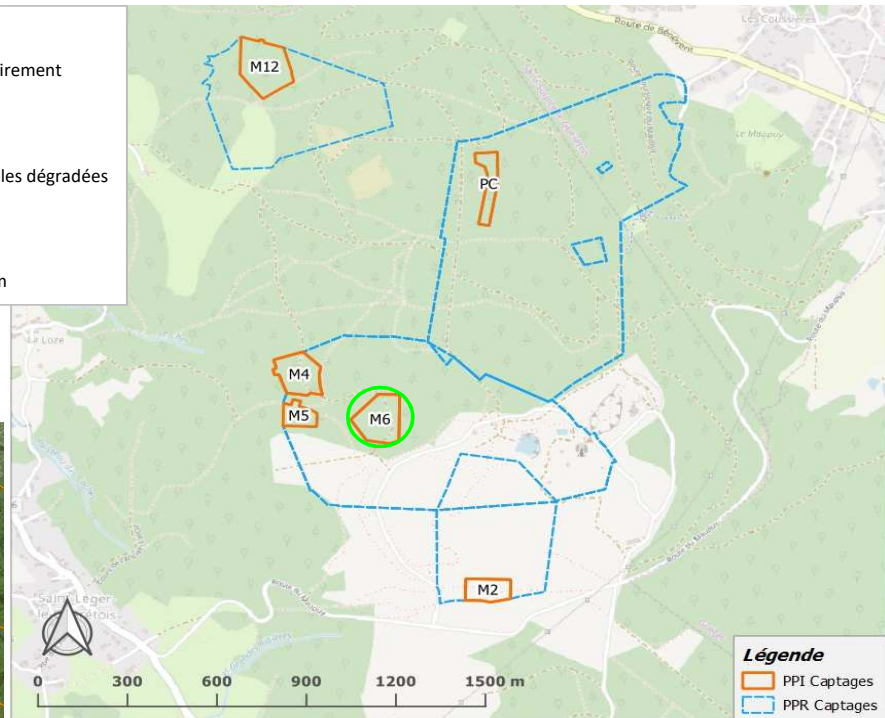
Surface PPI : 2,22 Ha
Type d'essences : Epicéas majoritairement et douglas
Age essences : 50 ans
Type/épaisseur litière : 5 cm aiguilles dégradées + mousse
Coupe : Eclaircie en 2008
Profondeur drains : de 6,7 à 10,8 m



Paramètres Unité	Moyenne ± Ecart-type (n=20)	Min / Max	Limite*/Référence** de qualité
Température °C	10,1 ± 0,27	9,4 / 10,4	< 25°C **
Débit m ³ /h	11,4 ± 9,56	2,75 / 36,0	
Turbidité NFU	0,31 ± 0,18	0,13 / 0,76	1 *
COD mg C/L	0,82 ± 0,44	0,21 / 1,87	2 **
pH	5,48 ± 0,11	5,32 / 5,70	6,5 ≤ pH ≤ 9 **
Conductivité à 25°C µS/cm	60,0 ± 5,4	49,1 / 67,3	200 ≤ Cond. ≤ 1 100 **
TAC ‰	0,73 ± 0,09	0,60 / 0,90	8 (valeur usuelle)
Calcium mg Ca/L	2,66 ± 0,68	1,89 / 5,25	
Magnésium mg Mg/L	1,05 ± 0,17	0,78 / 1,35	
Sodium mg Na/L	4,92 ± 0,70	4,10 / 6,95	200 **
Potassium mg K/L	0,67 ± 0,10	0,51 / 0,86	
Chlorures mg Cl/L	6,06 ± 0,19	5,75 / 6,38	250 **
Sulfates mg SO ₄ /L	1,01 ± 0,09	0,84 / 1,14	250 **
Fluorures µg F/L	24,7 ± 6,0	12,0 / 34,0	1 500 *
Phosphates µg PO ₄ /L	43,1 ± 19,4	0 / 82,9	
Nitrates mg NO ₃ /L	10,9 ± 0,74	9,33 / 12,3	50 *
Nitrites µg NO ₂ /L	0	-	500 *
Ammoniums µg NH ₄ /L	7,70 ± 22,1	0 / 72,0	100 **
Aluminium µg Al/L	27,6 ± 6,38	14,0 / 37,8	200 **
Fer µg Fe/L	< 15	-	200 **
Manganèse µg Mn/L	8,73 ± 1,81	6,12 / 12,67	50 **
Baryum µg Ba/L	11,6 ± 1,78	8,99 / 15,0	700 *
Cadmium µg Cd/L	< 20	max à 26,8	5 *
Cobalt µg Co/L	< 40	-	
Cuivre µg Cu/L	< 15	-	1 000 **
Chrome µg Cr/L	< 10	-	50 *
Nickel µg Ni/L	< 11	-	20 *
Strontium µg Sr/L	29,3 ± 5,29	21,8 / 42,0	
Zinc µg Zn/L	< 30	-	
Arsenic µg As/L	< 5	-	10 *
Plomb µg Pb/L	< 2	-	10 *

Massif du Maupuy - Captage n°6 - Drain 865b

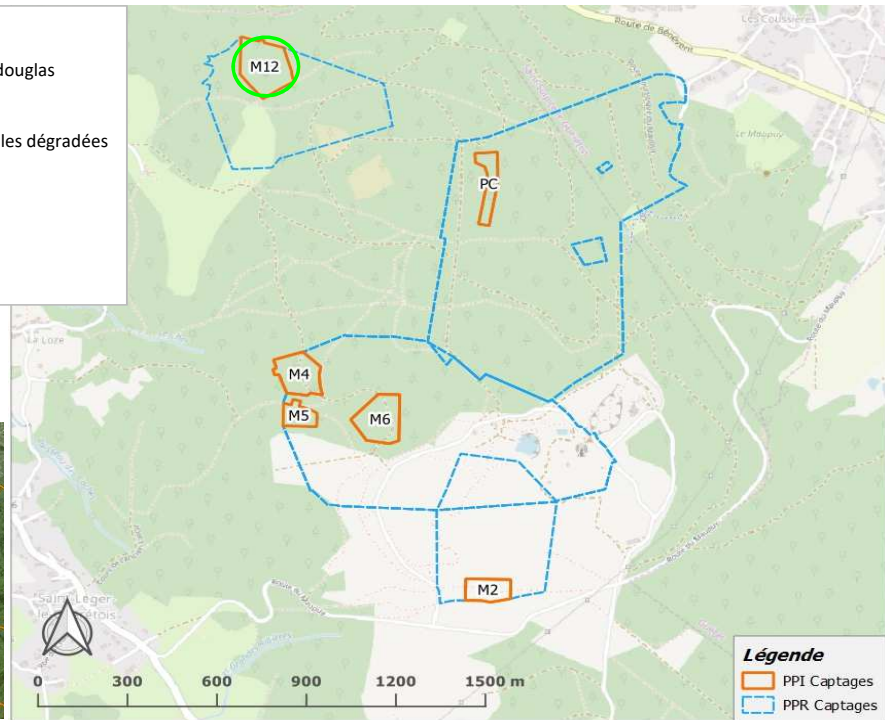
Surface PPI : 2,22 Ha
Type d'essences : Epicéas majoritairement et douglas
Age essences : 50 ans
Type/épaisseur litière : 5 cm aiguilles dégradées + mousse
Coupe : Eclaircie en 2008
Profondeur drains : de 8,6 à 12,2 m



Paramètres Unité	Moyenne ± Ecart-type (n=20)	Min / Max	Limite*/Référence** de qualité
Température °C	9,87 ± 0,23	9,3 / 10,2	< 25°C **
Débit m ³ /h	6,53 ± 5,62	1,03 / 19,15	
Turbidité NFU	0,29 ± 0,11	0,14 / 0,61	1 *
COD mg C/L	0,76 ± 0,45	0,15 / 1,82	2 **
pH	5,70 ± 0,22	5,45 / 6,34	6,5 ≤ pH ≤ 9 **
Conductivité à 25°C µS/cm	59,4 ± 4,4	47,7 / 65,7	200 ≤ Cond. ≤ 1 100 **
TAC ‰	0,79 ± 0,08	0,60 / 0,93	8 (valeur usuelle)
Calcium mg Ca/L	2,93 ± 0,32	2,10 / 3,61	
Magnésium mg Mg/L	0,98 ± 0,13	0,76 / 1,28	
Sodium mg Na/L	4,72 ± 0,46	3,95 / 5,80	200 **
Potassium mg K/L	0,66 ± 0,10	0,51 / 0,88	
Chlorures mg Cl/L	6,55 ± 0,48	5,97 / 7,89	250 **
Sulfates mg SO ₄ /L	0,88 ± 0,07	0,76 / 0,97	250 **
Fluorures µg F/L	25,0 ± 7,3	13,0 / 42,0	1 500 *
Phosphates µg PO ₄ /L	49,4 ± 23,4	0 / 101,3	
Nitrates mg NO ₃ /L	10,14 ± 0,78	8,92 / 11,6	50 *
Nitrites µg NO ₂ /L	0,85 ± 2,86	0 / 12,1	500 *
Ammoniums µg NH ₄ /L	0,55 ± 2,46	0 / 11,0	100 **
Aluminium µg Al/L	32,4 ± 62,9	14,0 / 299,4	200 **
Fer µg Fe/L	15,7 ± 4,8	max à 35,3	200 **
Manganèse µg Mn/L	7,94 ± 1,11	6,00 / 10,0	50 **
Baryum µg Ba/L	9,68 ± 1,53	8,00 / 13,0	700 *
Cadmium µg Cd/L	< 20	max à 26,0	5 *
Cobalt µg Co/L	< 40	-	
Cuivre µg Cu/L	< 15	-	1 000 **
Chrome µg Cr/L	< 10	-	50 *
Nickel µg Ni/L	< 11	-	20 *
Strontium µg Sr/L	37,5 ± 6,28	27,2 / 53,0	
Zinc µg Zn/L	31,4 ± 11,0	max à 65,3	
Arsenic µg As/L	< 5	-	10 *
Plomb µg Pb/L	< 2	-	10 *

Massif du Maupuy - Captage n°12 - Drain 868a

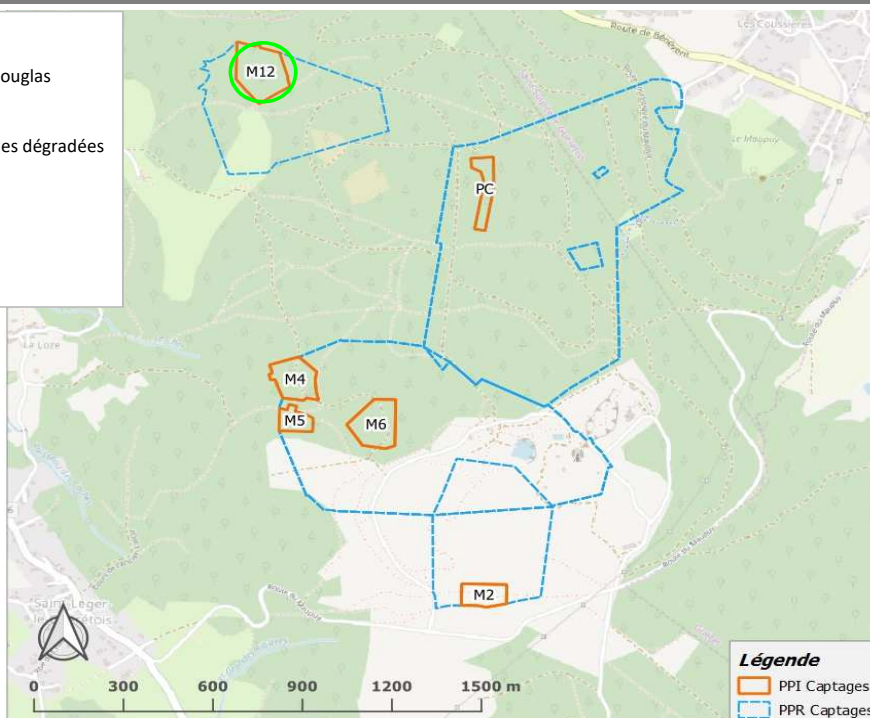
Surface PPI : 2,84 Ha
Type d'essences : Epicéas sitka et douglas
Age essences : 50 ans
Type/épaisseur litière : 5 cm aiguilles dégradées
 + mousse
Coupe : Rase en 2016
Plantation/replantation en 2018
Profondeur drains : 10,5 m



Paramètres Unité	Moyenne ± Ecart-type (n=18)	Min / Max	Limite*/Référence** de qualité
Température °C	10,0 ± 0,23	9,7 / 10,4	< 25°C **
Débit m ³ /h	3,15 ± 2,30	1,54 / 9,00	
Turbidité NFU	0,34 ± 0,18	0,14 / 0,77	1 *
COD mg C/L	0,71 ± 0,43	0,17 / 1,51	2 **
pH	5,97 ± 0,16	5,70 / 6,25	6,5 ≤ pH ≤ 9 **
Conductivité à 25°C µS/cm	72,9 ± 6,5	56,0 / 79,8	200 ≤ Cond. ≤ 1 100 **
TAC ‰	1,30 ± 0,09	1,18 / 1,46	8 (valeur usuelle)
Calcium mg Ca/L	3,26 ± 0,48	2,68 / 4,10	
Magnésium mg Mg/L	0,92 ± 0,16	0,67 / 1,16	
Sodium mg Na/L	7,28 ± 0,77	5,86 / 8,93	200 **
Potassium mg K/L	0,80 ± 0,14	0,59 / 1,06	
Chlorures mg Cl/L	6,66 ± 0,28	6,04 / 7,10	250 **
Sulfates mg SO ₄ /L	0,82 ± 0,07	0,70 / 0,98	250 **
Fluorures µg F/L	35,4 ± 12,2	15,0 / 64,0	1 500 *
Phosphates µg PO ₄ /L	214,6 ± 55,2	46,1 / 276,3	
Nitrates mg NO ₃ /L	12,7 ± 1,58	10,9 / 16,2	50 *
Nitrites µg NO ₂ /L	0	-	500 *
Ammoniums µg NH ₄ /L	0,61 ± 2,59	0 / 11,0	100 **
Aluminium µg Al/L	< 14	-	200 **
Fer µg Fe/L	< 15	-	200 **
Manganèse µg Mn/L	< 6	-	50 **
Baryum µg Ba/L	9,29 ± 1,57	8,00 / 12,67	700 *
Cadmium µg Cd/L	< 20	max à 26,7	5 *
Cobalt µg Co/L	< 40	-	
Cuivre µg Cu/L	< 15	-	1 000 **
Chrome µg Cr/L	< 10	-	50 *
Nickel µg Ni/L	< 11	-	20 *
Strontium µg Sr/L	39,8 ± 8,21	27,4 / 55,0	
Zinc µg Zn/L	< 30	-	
Arsenic µg As/L	< 5	-	10 *
Plomb µg Pb/L	< 2	-	10 *

Massif du Maupuy - Captage n°12 - Drain 868c

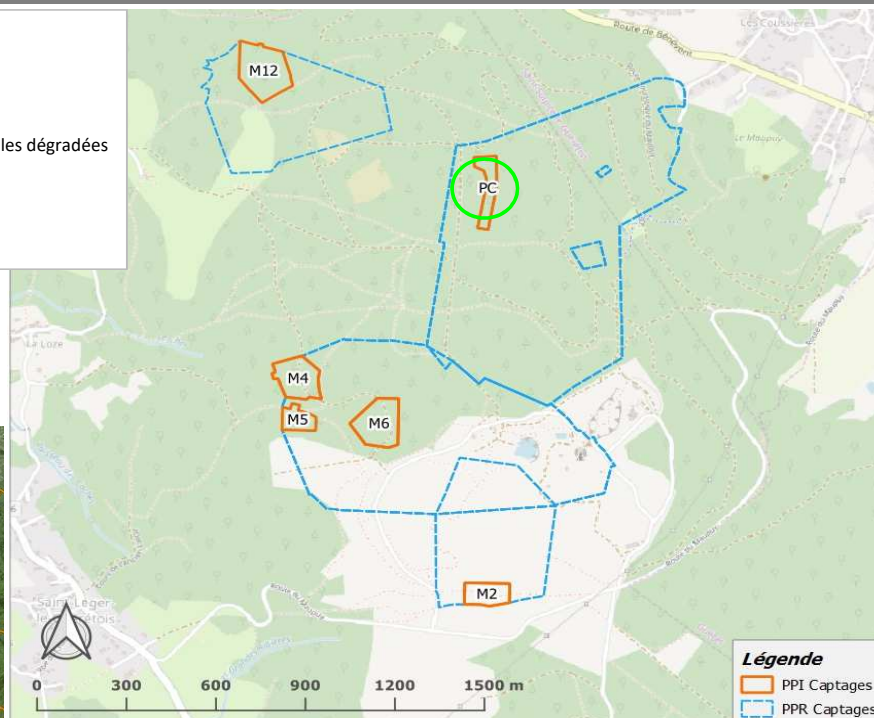
Surface PPI : 2,84 Ha
Type d'essences : Epicéas sitka et douglas
Age essences : 50 ans
Type/épaisseur litière : 5 cm aiguilles dégradées
 + mousse
Coupe : Rase en 2016
Plantation/replantation en 2018
Profondeur drains : 9,6 m



Paramètres Unité	Moyenne ± Ecart-type (n=18)	Min / Max	Limite*/Référence** de qualité
Température °C	9,76 ± 0,49	8,9 / 10,6	< 25°C **
Débit m ³ /h	1,67 ± 1,15	0,65 / 4,29	
Turbidité NFU	0,37 ± 0,25	0,15 / 1,04	1 *
COD mg C/L	0,78 ± 0,42	0,25 / 1,82	2 **
pH	6,03 ± 0,23	5,65 / 6,75	6,5 ≤ pH ≤ 9 **
Conductivité à 25°C µS/cm	75,2 ± 7,6	56,5 / 92,1	200 ≤ Cond. ≤ 1 100 **
TAC ‰	1,34 ± 0,13	1,10 / 1,57	8 (valeur usuelle)
Calcium mg Ca/L	4,42 ± 0,88	3,43 / 7,22	
Magnésium mg Mg/L	1,28 ± 0,15	1,01 / 1,50	
Sodium mg Na/L	6,34 ± 0,61	5,00 / 7,68	200 **
Potassium mg K/L	1,04 ± 0,17	0,76 / 1,40	
Chlorures mg Cl/L	5,19 ± 0,61	4,50 / 6,42	250 **
Sulfates mg SO ₄ /L	4,90 ± 0,17	4,54 / 5,14	250 **
Fluorures µg F/L	44,7 ± 14,3	20,0 / 79,0	1 500 *
Phosphates µg PO ₄ /L	232,3 ± 46,7	116,7 / 294,7	
Nitrates mg NO ₃ /L	9,83 ± 2,83	7,74 / 19,2	50 *
Nitrites µg NO ₂ /L	0	-	500 *
Ammoniums µg NH ₄ /L	0,29 ± 1,00	0 / 4,00	100 **
Aluminium µg Al/L	< 14	-	200 **
Fer µg Fe/L	< 15	-	200 **
Manganèse µg Mn/L	< 6	-	50 **
Baryum µg Ba/L	< 8	max à 9,09	700 *
Cadmium µg Cd/L	< 20	-	5 *
Cobalt µg Co/L	< 40	-	
Cuivre µg Cu/L	< 15	-	1 000 **
Chrome µg Cr/L	< 10	-	50 *
Nickel µg Ni/L	< 11	-	20 *
Strontium µg Sr/L	52,5 ± 10,0	33,2 / 71,4	
Zinc µg Zn/L	< 30	-	
Arsenic µg As/L	< 5	-	10 *
Plomb µg Pb/L	< 2	-	10 *

Massif du Maupuy - Captage Les Pierres Civières - Drain 399a

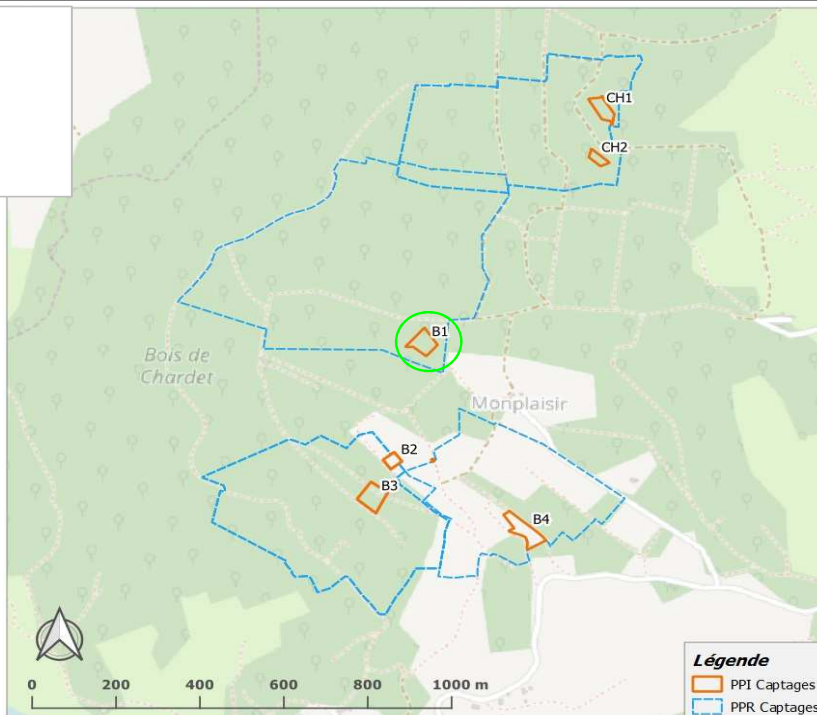
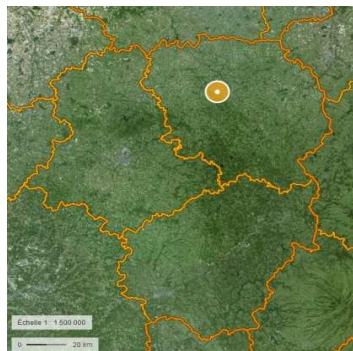
Surface PPI : 1,15 Ha
Type d'essences : Epicéas
Age essences : 50 ans
Type/épaisseur litière : 5 cm aiguilles dégradées
 + mousse
Coupe : Eclaircie en 2009



Paramètres Unité	Moyenne ± Ecart-type (n=17)	Min / Max	Limite*/Référence** de qualité
Température °C	9,89 ± 0,23	9,5 / 10,3	< 25°C **
Débit m ³ /h	19,2 ± 10,0	4,09 / 36,0	
Turbidité NFU	0,43 ± 0,34	0,14 / 1,48	1 *
COD mg C/L	0,98 ± 0,60	0,31 / 2,41	2 **
pH	5,51 ± 0,12	5,29 / 5,68	6,5 ≤ pH ≤ 9 **
Conductivité à 25°C µS/cm	61,8 ± 7,9	43,0 / 75,1	200 ≤ Cond. ≤ 1 100 **
TAC ‰	0,61 ± 0,07	0,43 / 0,74	8 (valeur usuelle)
Calcium mg Ca/L	2,21 ± 0,27	1,69 / 2,52	
Magnésium mg Mg/L	0,91 ± 0,13	0,66 / 1,14	
Sodium mg Na/L	4,87 ± 0,53	4,15 / 5,98	200 **
Potassium mg K/L	0,53 ± 0,08	0,42 / 0,68	
Chlorures mg Cl/L	5,62 ± 0,19	5,35 / 5,93	250 **
Sulfates mg SO ₄ /L	0,81 ± 0,09	0,68 / 0,95	250 **
Fluorures µg F/L	25,1 ± 7,2	14,0 / 46,0	1 500 *
Phosphates µg PO ₄ /L	74,0 ± 35,8	0 / 178,1	
Nitrates mg NO ₃ /L	11,4 ± 0,87	10,0 / 13,8	50 *
Nitrites µg NO ₂ /L	0	-	500 *
Ammoniums µg NH ₄ /L	5,94 ± 22,5	0 / 93,0	100 **
Aluminium µg Al/L	25,2 ± 7,53	14,0 / 37,6	200 **
Fer µg Fe/L	< 15	-	200 **
Manganèse µg Mn/L	7,78 ± 2,01	6,00 / 12,8	50 **
Baryum µg Ba/L	10,8 ± 1,78	8,00 / 13,3	700 *
Cadmium µg Cd/L	< 20	max à 27,6	5 *
Cobalt µg Co/L	< 40	-	
Cuivre µg Cu/L	< 15	-	1 000 **
Chrome µg Cr/L	< 10	-	50 *
Nickel µg Ni/L	< 11	-	20 *
Strontium µg Sr/L	27,1 ± 5,29	18,8 / 37,0	
Zinc µg Zn/L	< 30	-	
Arsenic µg As/L	< 5	-	10 *
Plomb µg Pb/L	< 2	-	10 *

Forêt de Chardet - Banassat Captage n°1 - Drain 395

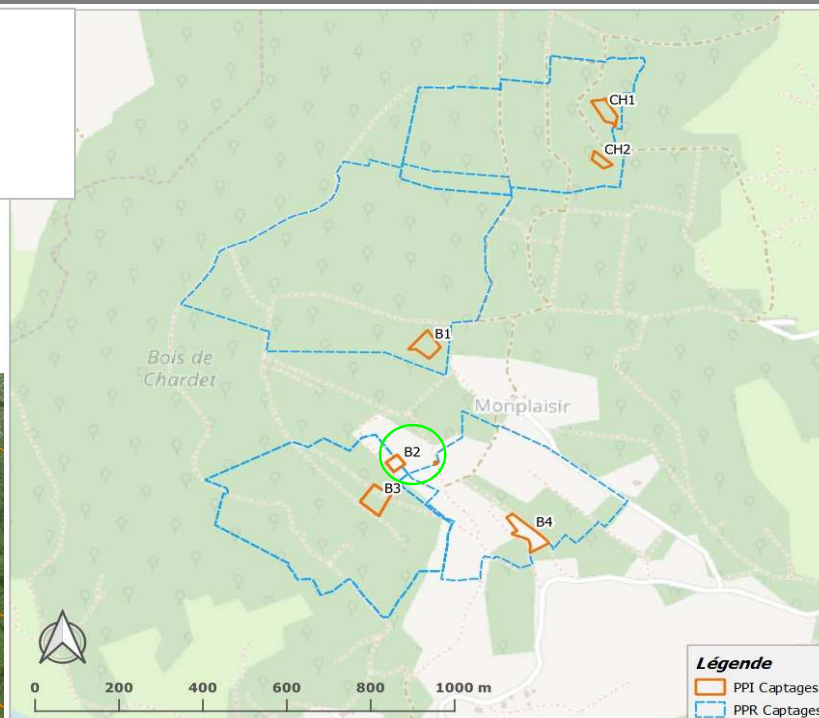
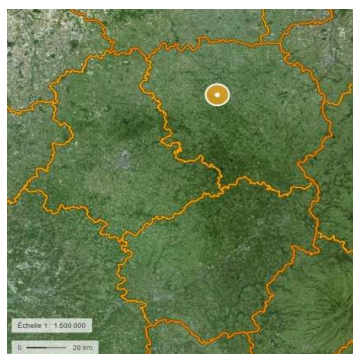
Surface PPI : 0,27 Ha
Type d'essences : Chataigniers et chênes
Age essences : 50 ans
Type/épaisseur litière : 10 cm d'humus
Coupe : Non



Paramètres Unité	Moyenne ± Ecart-type (n=7)	Min / Max	Limite*/Référence** de qualité
Température °C	10,8 ± 0,37	10,2 / 11,2	< 25°C **
Débit m ³ /h	2,36 ± 0,75	1,65 / 3,60	
Turbidité NFU	0,45 ± 0,42	0,23 / 1,40	1 *
COD mg C/L	1,15 ± 0,61	0,69 / 2,28	2 **
pH	5,70 ± 0,16	5,52 / 5,94	6,5 ≤ pH ≤ 9 **
Conductivité à 25°C μS/cm	62,6 ± 6,1	53,2 / 69,7	200 ≤ Cond. ≤ 1 100 **
TAC °f	1,18 ± 0,03	1,14 / 1,22	8 (valeur usuelle)
Calcium mg Ca/L	2,42 ± 0,26	2,18 / 2,78	
Magnésium mg Mg/L	0,70 ± 0,06	0,62 / 0,77	
Sodium mg Na/L	8,01 ± 0,93	6,83 / 9,24	200 **
Potassium mg K/L	0,73 ± 0,09	0,61 / 0,83	
Chlorures mg Cl/L	5,98 ± 0,24	5,50 / 6,19	250 **
Sulfates mg SO ₄ /L	2,55 ± 0,26	2,21 / 2,90	250 **
Fluorures μg F/L	59,1 ± 10,9	46,0 / 78,0	1 500 *
Phosphates μg PO ₄ /L	241,7 ± 75,5	104,4 / 313,1	
Nitrates mg NO ₃ /L	7,89 ± 0,39	7,44 / 8,59	50 *
Nitrites μg NO ₂ /L	0	-	500 *
Ammoniums μg NH ₄ /L	2,85 ± 5,00	0 / 12,0	100 **
Aluminium μg Al/L	< 14	max à 32,9	200 **
Fer μg Fe/L	< 15	-	200 **
Manganèse μg Mn/L	< 6	-	50 **
Baryum μg Ba/L	< 8	-	700 *
Cadmium μg Cd/L	< 19	-	5 *
Cobalt μg Co/L	< 40	-	
Cuivre μg Cu/L	< 15	-	1 000 **
Chrome μg Cr/L	< 10	-	50 *
Nickel μg Ni/L	< 11	-	20 *
Strontium μg Sr/L	25,1 ± 1,80	21,6 / 26,7	
Zinc μg Zn/L	< 30	-	
Arsenic μg As/L	< 5	max à 8,40	10 *
Plomb μg Pb/L	< 2	-	10 *

Forêt de Chardet - Banassat Captage n°2 - Drain 396

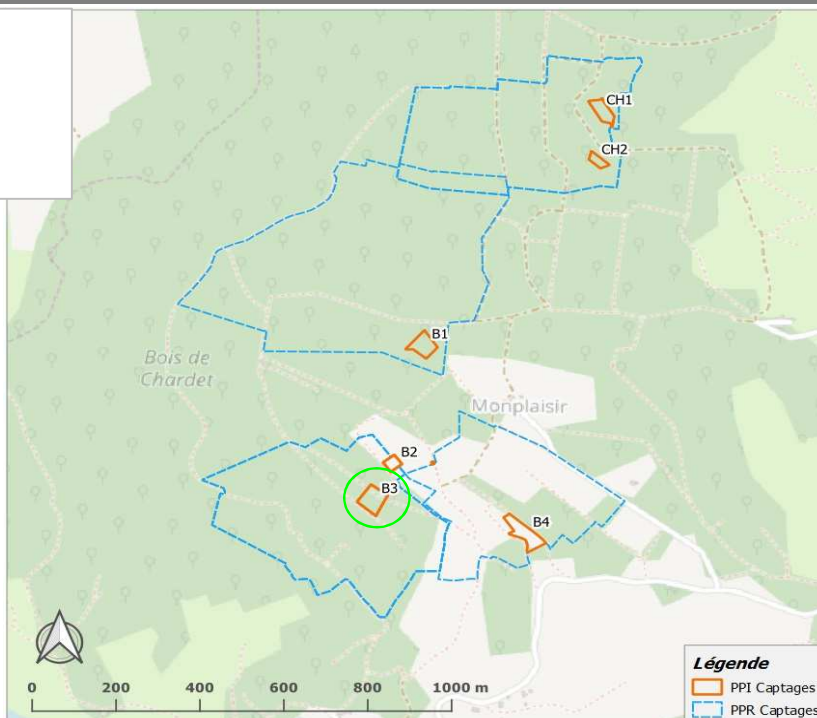
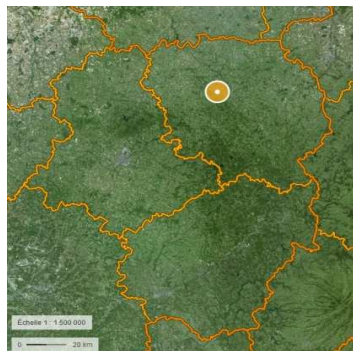
Surface PPI : 0,11 Ha
Type d'essences : Chataigniers et chênes
Age essences : 50 ans
Type/épaisseur litière : 10 cm d'humus
Coupe : Non



Paramètres Unité	Moyenne ± Ecart-type (n=7)	Min / Max	Limite*/Référence** de qualité
Température °C	10,4 ± 0,27	10,0 / 10,7	< 25°C **
Débit m ³ /h	2,08 ± 0,44	1,51 / 2,71	
Turbidité NFU	0,31 ± 0,11	0,20 / 0,52	1 *
COD mg C/L	1,12 ± 0,99	0,48 / 3,07	2 **
pH	5,85 ± 0,14	5,65 / 6,01	6,5 ≤ pH ≤ 9 **
Conductivité à 25°C μS/cm	54,9 ± 5,2	46,6 / 61,4	200 ≤ Cond. ≤ 1 100 **
TAC °f	1,25 ± 0,12	1,04 / 1,40	8 (valeur usuelle)
Calcium mg Ca/L	2,52 ± 0,22	2,25 / 2,85	
Magnésium mg Mg/L	0,73 ± 0,06	0,66 / 0,80	
Sodium mg Na/L	6,38 ± 0,57	5,56 / 7,08	200 **
Potassium mg K/L	0,49 ± 0,06	0,41 / 0,59	
Chlorures mg Cl/L	5,03 ± 0,19	4,62 / 5,17	250 **
Sulfates mg SO ₄ /L	1,85 ± 0,33	1,47 / 2,43	250 **
Fluorures μg F/L	83,9 ± 12,3	70,0 / 105,0	1 500 *
Phosphates μg PO ₄ /L	253,5 ± 91,3	79,8 / 343,8	
Nitrates mg NO ₃ /L	5,88 ± 0,64	4,56 / 6,34	50 *
Nitrites μg NO ₂ /L	0	-	500 *
Ammoniums μg NH ₄ /L	2,57 ± 4,72	0 / 12,0	100 **
Aluminium μg Al/L	< 14	-	200 **
Fer μg Fe/L	< 15	-	200 **
Manganèse μg Mn/L	< 6	-	50 **
Baryum μg Ba/L	< 8	-	700 *
Cadmium μg Cd/L	< 19	-	5 *
Cobalt μg Co/L	< 40	-	
Cuivre μg Cu/L	< 15	-	1 000 **
Chrome μg Cr/L	< 10	-	50 *
Nickel μg Ni/L	< 11	-	20 *
Strontium μg Sr/L	21,4 ± 1,74	18,2 / 23,5	
Zinc μg Zn/L	< 30	-	
Arsenic μg As/L	< 5	max à 5,23	10 *
Plomb μg Pb/L	< 2	-	10 *

Forêt de Chardet - Banassat Captage n°3 - Drain 397

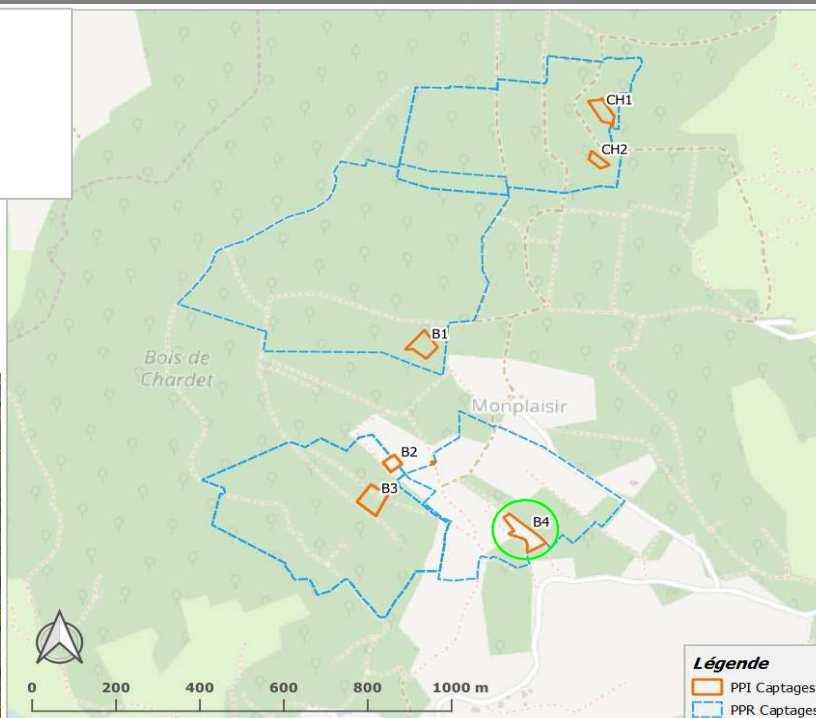
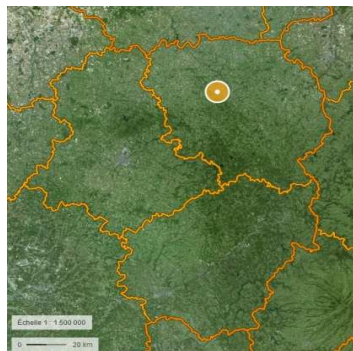
Surface PPI : 0,32 Ha
Type d'essences : Chataigniers et chênes
Age essences : 50 ans
Type/épaisseur litière : 10 cm d'humus
Coupe : Non



Paramètres Unité	Moyenne ± Ecart-type (n=7)	Min / Max	Limite*/Référence** de qualité
Température °C	10,57 ± 0,52	9,9 / 11,2	< 25°C **
Débit m³/h	1,65 ± 0,78	0,87 / 2,77	
Turbidité NFU	0,47 ± 0,22	0,26 / 0,78	1 *
COD mg C/L	1,20 ± 0,63	0,53 / 2,01	2 **
pH	5,94 ± 0,15	5,78 / 6,16	6,5 ≤ pH ≤ 9 **
Conductivité à 25°C μS/cm	61,5 ± 7,0	48,6 / 69,0	200 ≤ Cond. ≤ 1 100 **
TAC °f	1,38 ± 0,10	1,23 / 1,48	8 (valeur usuelle)
Calcium mg Ca/L	3,41 ± 0,40	3,03 / 4,12	
Magnésium mg Mg/L	0,80 ± 0,08	0,68 / 0,89	
Sodium mg Na/L	6,79 ± 0,66	6,11 / 7,66	200 **
Potassium mg K/L	0,69 ± 0,11	0,55 / 0,87	
Chlorures mg Cl/L	4,17 ± 0,20	3,94 / 4,41	250 **
Sulfates mg SO₄/L	3,70 ± 0,41	3,09 / 4,24	250 **
Fluorures μg F/L	70,7 ± 10,0	57,0 / 85,0	1 500 *
Phosphates μg PO₄/L	278,5 ± 88,7	125,9 / 365,3	
Nitrates mg NO₃/L	8,05 ± 0,60	6,96 / 8,76	50 *
Nitrites μg NO₂/L	0	-	500 *
Ammoniums μg NH₄/L	2,57 ± 4,96	0 / 13,0	100 **
Aluminium μg Al/L	< 14	-	200 **
Fer μg Fe/L	< 15	-	200 **
Manganèse μg Mn/L	< 6	-	50 **
Baryum μg Ba/L	< 8	-	700 *
Cadmium μg Cd/L	< 19	-	5 *
Cobalt μg Co/L	< 40	-	
Cuivre μg Cu/L	< 15	-	1 000 **
Chrome μg Cr/L	< 10	-	50 *
Nickel μg Ni/L	< 11	-	20 *
Strontium μg Sr/L	28,1 ± 2,6	23,0 / 31,2	
Zinc μg Zn/L	< 30	-	
Arsenic μg As/L	< 5	-	10 *
Plomb μg Pb/L	< 2	-	10 *

Forêt de Chardet - Banassat Captage n°4 - Drain 398

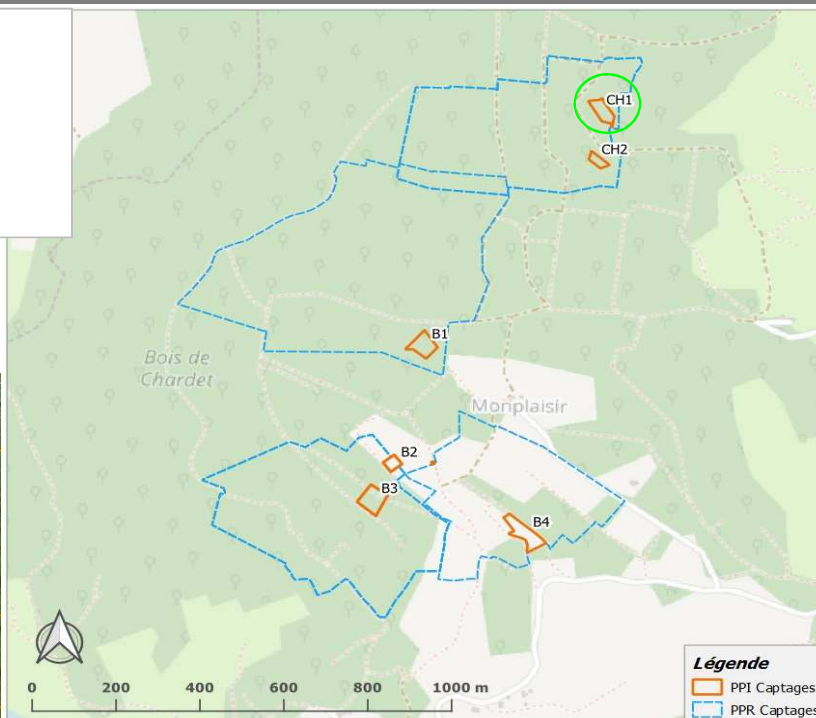
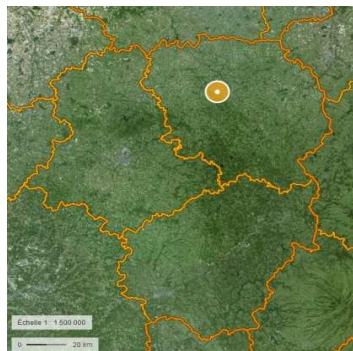
Surface PPI : 0,36 Ha
Type d'essences : Epicéas
Age essences : 60 ans
Type/épaisseur litière : 5 cm de mousse
Coupe : Non



Paramètres Unité	Moyenne ± Ecart-type (n=6)	Min / Max	Limite*/Référence** de qualité
Température °C	10,4 ± 0,50	10,7 / 12,0	< 25°C **
Débit m ³ /h	3,13 ± 0,39	2,77 / 3,62	
Turbidité NFU	0,39 ± 0,27	0,22 / 0,92	1 *
COD mg C/L	1,09 ± 0,95	0,36 / 2,63	2 **
pH	5,85 ± 0,14	5,70 / 6,03	6,5 ≤ pH ≤ 9 **
Conductivité à 25°C μS/cm	58,3 ± 5,2	48,9 / 63,7	200 ≤ Cond. ≤ 1 100 **
TAC °f	1,73 ± 0,27	1,21 / 1,93	8 (valeur usuelle)
Calcium mg Ca/L	3,16 ± 0,30	2,74 / 3,49	
Magnésium mg Mg/L	0,84 ± 0,07	0,72 / 0,91	
Sodium mg Na/L	7,49 ± 0,51	6,57 / 8,11	200 **
Potassium mg K/L	1,03 ± 0,20	0,76 / 1,21	
Chlorures mg Cl/L	4,49 ± 0,20	4,30 / 4,84	250 **
Sulfates mg SO ₄ /L	1,39 ± 0,71	0,99 / 2,83	250 **
Fluorures μg F/L	69,3 ± 11,4	57,0 / 89,0	1 500 *
Phosphates μg PO ₄ /L	233,3 ± 83,5	101,3 / 325,4	
Nitrates mg NO ₃ /L	4,51 ± 1,08	3,96 / 6,70	50 *
Nitrites μg NO ₂ /L	0	-	500 *
Ammoniums μg NH ₄ /L	3,50 ± 5,65	0 / 13,0	100 **
Aluminium μg Al/L	< 14	max à 20,3	200 **
Fer μg Fe/L	< 15	-	200 **
Manganèse μg Mn/L	< 6	-	50 **
Baryum μg Ba/L	11,4 ± 2,29	8,00 / 13,6	700 *
Cadmium μg Cd/L	< 19	-	5 *
Cobalt μg Co/L	< 40	-	
Cuivre μg Cu/L	< 15	-	1 000 **
Chrome μg Cr/L	< 10	-	50 *
Nickel μg Ni/L	< 11	-	20 *
Strontium μg Sr/L	27,5 ± 3,43	23,0 / 31,9	
Zinc μg Zn/L	< 30	-	
Arsenic μg As/L	< 5	-	10 *
Plomb μg Pb/L	< 2	-	10 *

Forêt de Chardet - Cherpelat Captage n°1 - Drain 400

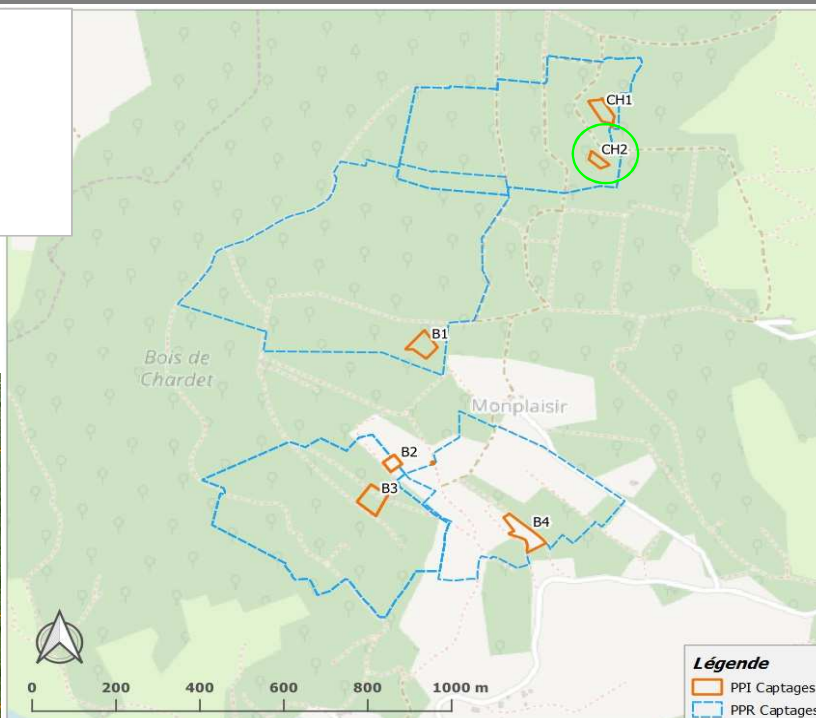
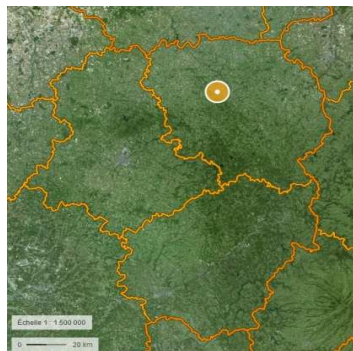
Surface PPI : 0,21 Ha
Type d'essences : Chataigniers et chênes
Age essences : Jeune (taillis)
Type/épaisseur litière : 10 cm d'humus
Coupe : Oui
Profondeur drains : 9 m



Paramètres Unité	Moyenne ± Ecart-type (n=7)	Min / Max	Limite*/Référence** de qualité
Température °C	11,1 ± 0,48	10,5 / 11,7	< 25°C **
Débit m ³ /h	2,19 ± 1,12	1,20 / 4,39	
Turbidité NFU	0,75 ± 0,51	0,30 / 1,55	1 *
COD mg C/L	1,47 ± 0,68	0,85 / 2,55	2 **
pH	5,87 ± 0,14	5,71 / 6,05	6,5 ≤ pH ≤ 9 **
Conductivité à 25°C μS/cm	61,8 ± 5,62	54,1 / 68,8	200 ≤ Cond. ≤ 1 100 **
TAC °f	1,57 ± 0,12	1,38 / 1,73	8 (valeur usuelle)
Calcium mg Ca/L	3,05 ± 0,19	2,81 / 3,36	
Magnésium mg Mg/L	0,88 ± 0,07	0,79 / 1,00	
Sodium mg Na/L	8,40 ± 0,81	7,52 / 9,66	200 **
Potassium mg K/L	0,61 ± 0,08	0,51 / 0,74	
Chlorures mg Cl/L	4,60 ± 0,20	4,31 / 4,91	250 **
Sulfates mg SO ₄ /L	2,65 ± 0,13	2,54 / 2,90	250 **
Fluorures μg F/L	109,3 ± 11,4	98,0 / 131,0	1 500 *
Phosphates μg PO ₄ /L	300,0 ± 110,1	119,7 / 451,3	
Nitrates mg NO ₃ /L	6,58 ± 0,84	5,00 / 7,31	50 *
Nitrites μg NO ₂ /L	0		500 *
Ammoniums μg NH ₄ /L	3,57 ± 5,06	0 / 13,0	100 **
Aluminium μg Al/L	27,6 ± 21,8	max à 133,9	200 **
Fer μg Fe/L	21,3 ± 12,1	max à 47,9	200 **
Manganèse μg Mn/L	< 6	-	50 **
Baryum μg Ba/L	< 8	-	700 *
Cadmium μg Cd/L	< 19	-	5 *
Cobalt μg Co/L	< 40	-	
Cuivre μg Cu/L	< 15	-	1 000 **
Chrome μg Cr/L	< 10	-	50 *
Nickel μg Ni/L	< 11	-	20 *
Strontium μg Sr/L	26,4 ± 3,19	23,0 / 32,3	
Zinc μg Zn/L	< 30	-	
Arsenic μg As/L	6,61 ± 2,11	max à 9,44	10 *
Plomb μg Pb/L	< 2	-	10 *

Forêt de Chardet - Cherpelat Captage n°2 - Drain 401

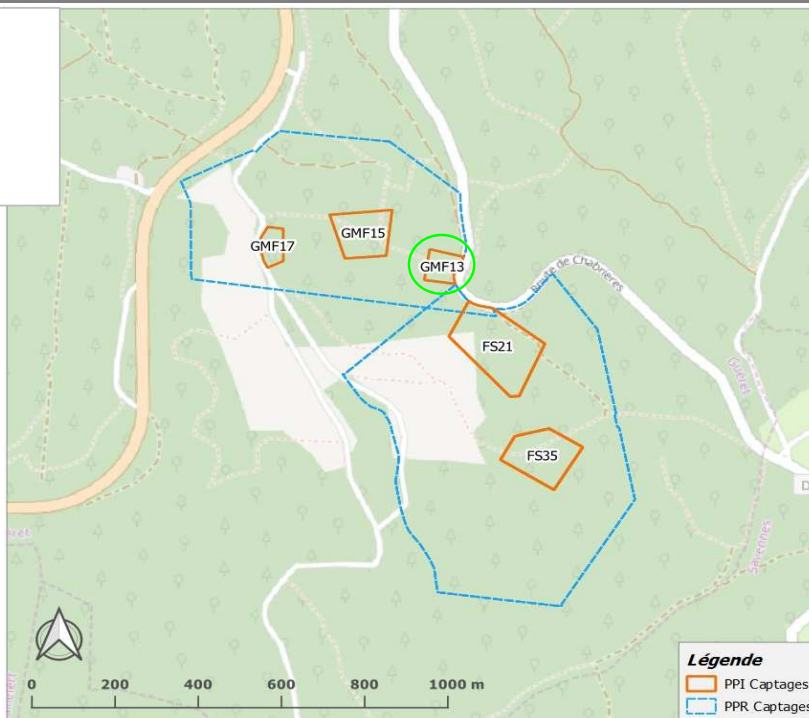
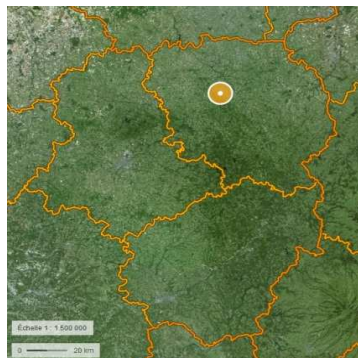
Surface PPI : 0,10 Ha
Type d'essences : Chataigniers et chênes
Age essences : Jeune (taillis)
Type/épaisseur litière : 10 cm d'humus
Coupe : Oui
Profondeur drains : 6 m



Paramètres Unité	Moyenne ± Ecart-type (n=6)	Min / Max	Limite*/Référence** de qualité
Température °C	11,0 ± 0,82	9,8 / 11,8	< 25°C **
Débit m³/h	1,21 ± 0,46	0,55 / 1,90	
Turbidité NFU	0,35 ± 0,13	0,22 / 0,58	1 *
COD mg C/L	1,40 ± 0,83	0,64 / 2,50	2 **
pH	5,90 ± 0,16	5,70 / 6,14	6,5 ≤ pH ≤ 9 **
Conductivité à 25°C μS/cm	68,8 ± 5,5	59,1 / 75,3	200 ≤ Cond. ≤ 1 100 **
TAC °f	1,47 ± 0,12	1,23 / 1,63	8 (valeur usuelle)
Calcium mg Ca/L	3,39 ± 0,25	3,02 / 3,70	
Magnésium mg Mg/L	0,80 ± 0,08	0,67 / 0,86	
Sodium mg Na/L	9,43 ± 0,99	8,34 / 10,78	200 **
Potassium mg K/L	0,84 ± 0,13	0,65 / 1,00	
Chlorures mg Cl/L	5,73 ± 0,23	5,46 / 6,10	250 **
Sulfates mg SO₄/L	3,71 ± 0,20	3,45 / 4,10	250 **
Fluorures μg F/L	86,7 ± 12,2	69,0 / 102,0	1 500 *
Phosphates μg PO₄/L	391,2 ± 173,1	218,0 / 675,4	
Nitrates mg NO₃/L	7,82 ± 0,27	7,44 / 8,13	50 *
Nitrites μg NO₂/L	0	-	500 *
Ammoniums μg NH₄/L	1,86 ± 4,91	0 / 13,0	100 **
Aluminium μg Al/L	< 14	-	200 **
Fer μg Fe/L	< 15	-	200 **
Manganèse μg Mn/L	< 6	-	50 **
Baryum μg Ba/L	9,99 ± 1,13	8,32 / 11,7	700 *
Cadmium μg Cd/L	< 19	-	5 *
Cobalt μg Co/L	< 40	-	
Cuivre μg Cu/L	< 15	-	1 000 **
Chrome μg Cr/L	< 10	-	50 *
Nickel μg Ni/L	< 11	-	20 *
Strontium μg Sr/L	34,3 ± 3,82	28,0 / 39,5	
Zinc μg Zn/L	< 30	-	
Arsenic μg As/L	< 5	max à 6,95	10 *
Plomb μg Pb/L	< 2	-	10 *

Forêt de Chabrières - Le Grand Mas Foreau Captage n°13 - Drain 694b

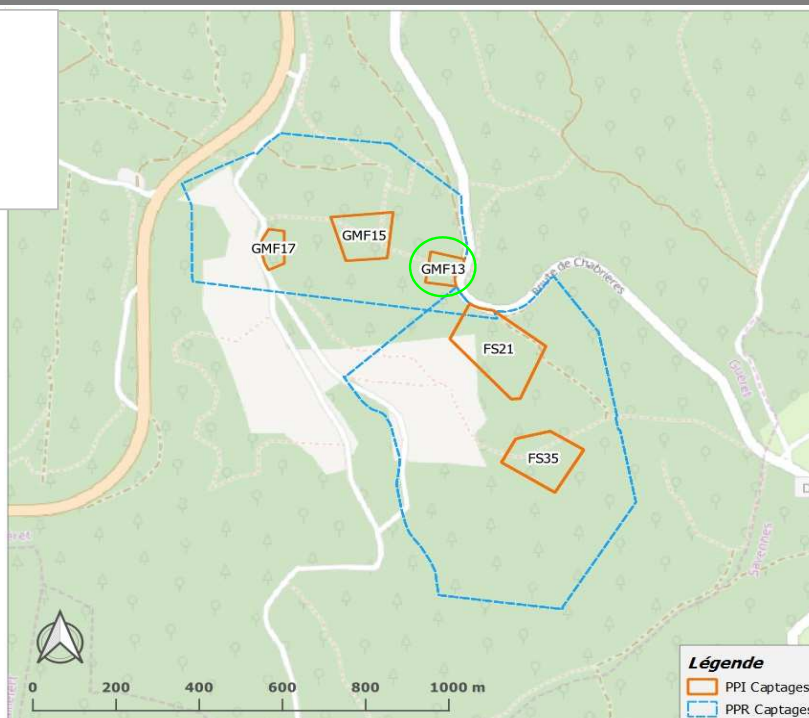
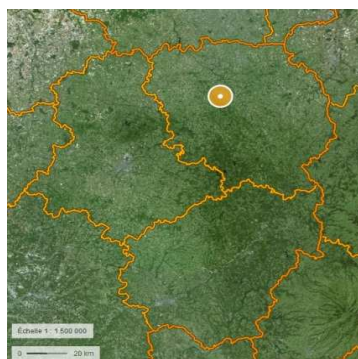
Surface PPI : 0,60 Ha
 Type d'essences : Hêtres et sapins
 Age essences : 10 ans
 Epaisseur litière : faible
Profondeur des drains : Superficiels



Paramètres Unité	Moyenne ± Ecart-type (n=9)	Min / Max	Limite*/Référence** de qualité
Température °C	9,96 ± 0,68	9,1 / 11,0	< 25°C **
Débit m ³ /h	5,13 ± 1,97	2,81 / 9,45	
Turbidité NFU	1,59 ± 1,27	0,57 / 4,55	1 *
COD mg C/L	2,91 ± 1,70	0,88 / 5,75	2 **
pH	5,65 ± 0,13	5,51 / 5,87	6,5 ≤ pH ≤ 9 **
Conductivité à 25°C µS/cm	53,4 ± 7,21	39,3 / 63,4	200 ≤ Cond. ≤ 1 100 **
TAC ‰	1,11 ± 0,18	0,81 / 1,30	8 (valeur usuelle)
Calcium mg Ca/L	2,67 ± 0,34	2,23 / 3,20	
Magnésium mg Mg/L	0,71 ± 0,09	0,57 / 0,90	
Sodium mg Na/L	6,25 ± 0,80	4,71 / 7,58	200 **
Potassium mg K/L	0,73 ± 0,10	0,52 / 0,85	
Chlorures mg Cl/L	5,55 ± 0,24	5,10 / 5,89	250 **
Sulfates mg SO ₄ /L	3,35 ± 0,24	3,11 / 3,80	250 **
Fluorures µg F/L	47,0 ± 8,8	39,0 / 68,0	1 500 *
Phosphates µg PO ₄ /L	230,3 ± 63,0	165,8 / 350,0	
Nitrates mg NO ₃ /L	2,62 ± 1,13	1,78 / 5,30	50 *
Nitrites µg NO ₂ /L	1,54 ± 1,81	0 / 5,60	500 *
Ammoniums µg NH ₄ /L	1,21 ± 1,78	0 / 5,00	100 **
Aluminium µg Al/L	79,6 ± 41,1	21,6 / 509,5	200 **
Fer µg Fe/L	30,6 ± 21,9	15,0 / 124,5	200 **
Manganèse µg Mn/L	< 6	-	50 **
Baryum µg Ba/L	8,56 ± 0,80	8,00 / 10,1	700 *
Cadmium µg Cd/L	< 19	-	5 *
Cobalt µg Co/L	< 40	-	
Cuivre µg Cu/L	< 15	-	1 000 **
Chrome µg Cr/L	< 10	-	50 *
Nickel µg Ni/L	< 11	-	20 *
Strontium µg Sr/L	29,2 ± 4,14	25,1 / 36,3	
Zinc µg Zn/L	< 30	-	
Arsenic µg As/L	< 5	max à 5,3	10 *
Plomb µg Pb/L	< 2	-	10 *

Forêt de Chabrières - Le Grand Mas Foreau Captage n°13 - Drain 694c

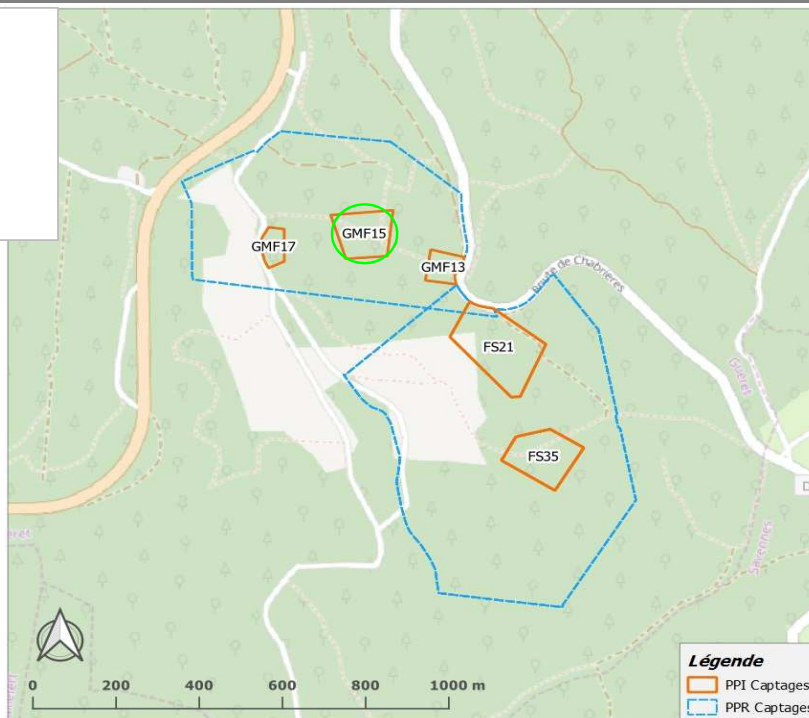
Surface PPI : 0,60 Ha
Type d'essences : Hêtres et sapins
Age essences : 10 ans
Epaisseur litière : faible
Profondeur des drains : Superficiels



Paramètres Unité	Moyenne ± Ecart-type (n=9)	Min / Max	Limite*/Référence** de qualité
Température °C	10,4 ± 0,87	9,3 / 12,1	< 25°C **
Débit m ³ /h	0,27 ± 0,09	0,19 / 0,47	
Turbidité NFU	0,36 ± 0,08	0,27 / 0,53	1 *
COD mg C/L	1,28 ± 0,93	0,64 / 3,47	2 **
pH	5,78 ± 0,12	5,60 / 5,92	6,5 ≤ pH ≤ 9 **
Conductivité à 25°C μS/cm	46,1 ± 5,11	37,2 / 54,3	200 ≤ Cond. ≤ 1 100 **
TAC ‰	1,19 ± 0,17	0,84 / 1,35	8 (valeur usuelle)
Calcium mg Ca/L	2,46 ± 0,41	1,86 / 3,01	
Magnésium mg Mg/L	0,72 ± 0,14	0,54 / 1,00	
Sodium mg Na/L	5,71 ± 0,82	4,25 / 6,97	200 **
Potassium mg K/L	0,40 ± 0,14	0,19 / 0,67	
Chlorures mg Cl/L	3,79 ± 0,24	3,48 / 4,11	250 **
Sulfates mg SO ₄ /L	4,38 ± 0,09	4,28 / 4,52	250 **
Fluorures μg F/L	52,2 ± 11,4	30,0 / 66,0	1 500 *
Phosphates μg PO ₄ /L	161,0 ± 26,6	125,9 / 208,8	
Nitrates mg NO ₃ /L	0,49 ± 0,47	0,04 / 1,59	50 *
Nitrites μg NO ₂ /L	0,33 ± 0,49	0 / 0,98	500 *
Ammoniums μg NH ₄ /L	0,89 ± 1,45	0 / 4,00	100 **
Aluminium μg Al/L	< 14	-	200 **
Fer μg Fe/L	< 15	-	200 **
Manganèse μg Mn/L	< 6	-	50 **
Baryum μg Ba/L	< 8	-	700 *
Cadmium μg Cd/L	< 19	-	5 *
Cobalt μg Co/L	< 40	-	
Cuivre μg Cu/L	< 15	-	1 000 **
Chrome μg Cr/L	< 10	-	50 *
Nickel μg Ni/L	< 11	-	20 *
Strontium μg Sr/L	25,0 ± 3,94	18,2 / 31,9	
Zinc μg Zn/L	< 30	-	
Arsenic μg As/L	< 5	-	10 *
Plomb μg Pb/L	< 2	-	10 *

Forêt de Chabrières - Le Grand Mas Foreau Captage n°15 - Drain a

Surface PPI : 1,51 Ha
Type d'essences : Hêtres et chênes
Age essences : plus de 100 ans
Type/épaisseur litière : 10 cm de matière dégradée
Profondeur des drains : Superficiels



Paramètres Unité	Moyenne ± Ecart-type (n=3)	Min / Max	Limite*/Référence** de qualité
Température °C	10,5 ± 0,21	10,3 / 10,7	< 25°C **
Débit m ³ /h	4,90 ± 2,34	3,05 / 7,66	
Turbidité NFU	0,49 ± 0,12	0,35 / 0,58	1 *
COD mg C/L	2,45 ± 1,68	0,88 / 4,23	2 **
pH	5,58 ± 0,07	5,54 / 5,66	6,5 ≤ pH ≤ 9 **
Conductivité à 25°C µS/cm	51,0 ± 5,38	44,9 / 55,1	200 ≤ Cond. ≤ 1 100 **
TAC ‰	1,23 ± 0,11	1,11 / 1,30	8 (valeur usuelle)
Calcium mg Ca/L	2,93 ± 0,12	2,82 / 3,06	
Magnésium mg Mg/L	0,79 ± 0,04	0,75 / 0,82	
Sodium mg Na/L	7,64 ± 1,29	6,70 / 9,11	200 **
Potassium mg K/L	0,79 ± 0,04	0,75 / 0,82	
Chlorures mg Cl/L	5,67 ± 0,06	5,61 / 5,72	250 **
Sulfates mg SO ₄ /L	3,10 ± 0,03	3,06 / 3,12	250 **
Fluorures µg F/L	43,7 ± 4,0	39,0 / 46,0	1 500 *
Phosphates µg PO ₄ /L	256,9 ± 38,9	214,9 / 291,7	
Nitrates mg NO ₃ /L	2,16 ± 0,12	2,04 / 2,29	50 *
Nitrites µg NO ₂ /L	0	-	500 *
Ammoniums µg NH ₄ /L	0	-	100 **
Aluminium µg Al/L	30,6 ± 25,3	14,0 / 59,7	200 **
Fer µg Fe/L	< 15	max à 21,9	200 **
Manganèse µg Mn/L	< 6	-	50 **
Baryum µg Ba/L	< 8	max à 8,12	700 *
Cadmium µg Cd/L	< 19	-	5 *
Cobalt µg Co/L	< 40	-	
Cuivre µg Cu/L	< 15	-	1 000 **
Chrome µg Cr/L	< 10	-	50 *
Nickel µg Ni/L	< 11	-	20 *
Strontium µg Sr/L	33,4 ± 1,67	31,6 / 34,9	
Zinc µg Zn/L	< 30	-	
Arsenic µg As/L	< 5	-	10 *
Plomb µg Pb/L	< 2	-	10 *

Forêt de Chabrières - Le Grand Mas Foreau Captage n°15 - Drain b

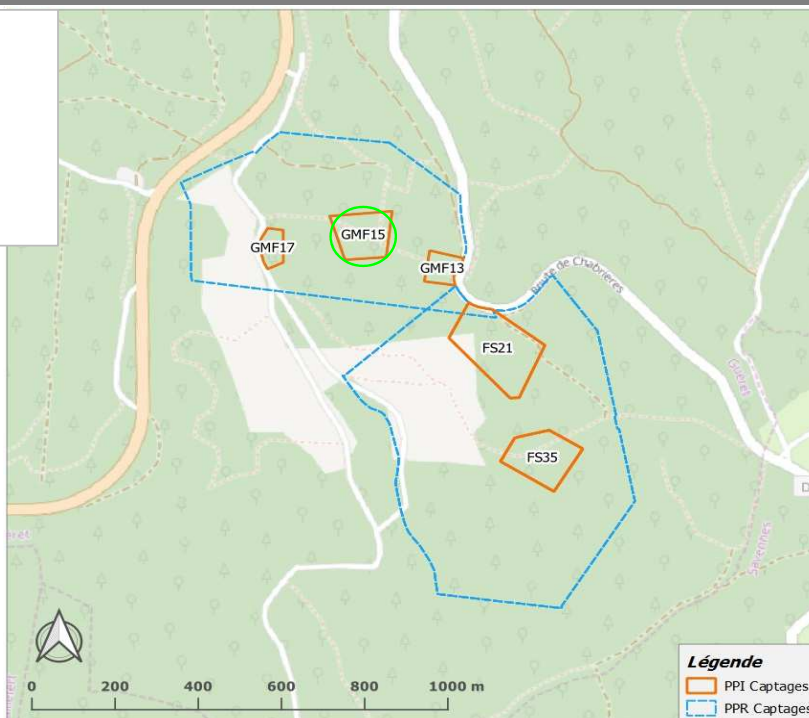
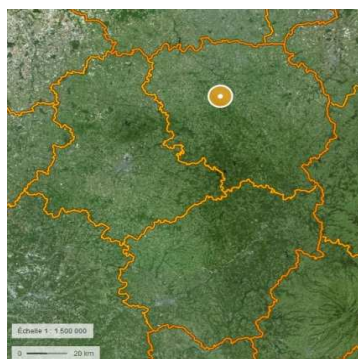
Surface PPI : 1,51 Ha

Type d'essences : Hêtres et chênes

Age essences : plus de 100 ans

Type/épaisseur litière : 10 cm de matière dégradée

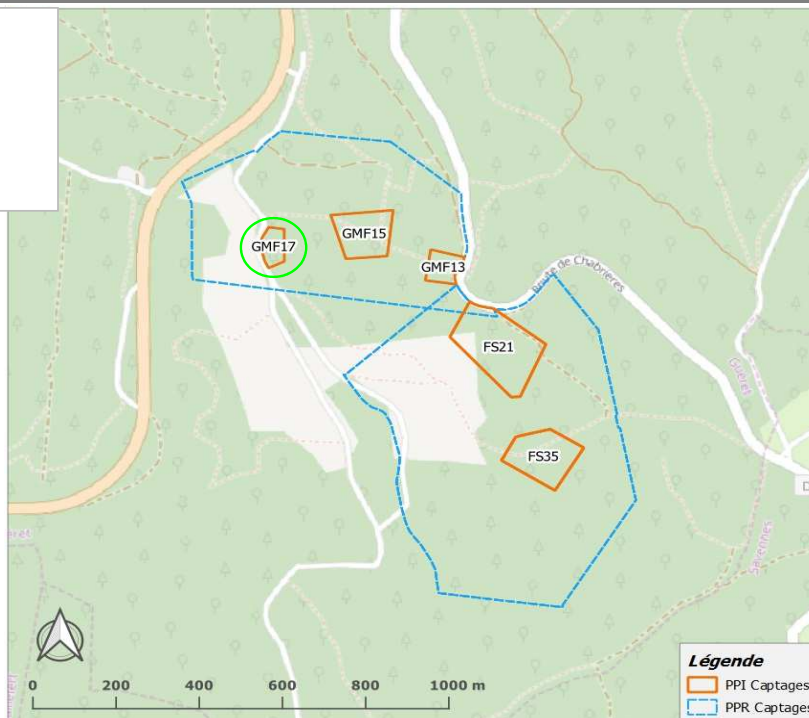
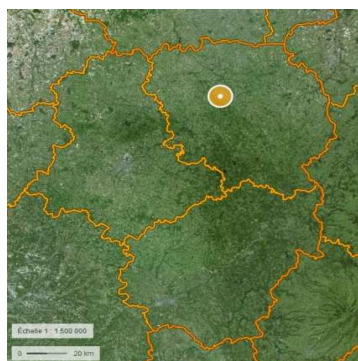
Profondeur des drains : Superficiels



Paramètres Unité	Moyenne ± Ecart-type (n=3)	Min / Max	Limite*/Référence** de qualité
Température °C	10,7 ± 0,06	10,7 / 10,8	< 25°C **
Débit m ³ /h	1,42 ± 0,88	0,71 / 2,40	
Turbidité NFU	3,45 ± 2,63	1,42 / 6,42	1 *
COD mg C/L	3,24 ± 2,35	0,83 / 5,51	2 **
pH	5,65 ± 0,05	5,61 / 5,71	6,5 ≤ pH ≤ 9 **
Conductivité à 25°C µS/cm	46,6 ± 4,3	41,6 / 49,3	200 ≤ Cond. ≤ 1 100 **
TAC ‰	1,20 ± 0,10	1,10 / 1,30	8 (valeur usuelle)
Calcium mg Ca/L	2,75 ± 0,07	2,69 / 2,83	
Magnésium mg Mg/L	0,61 ± 0,02	0,60 / 0,63	
Sodium mg Na/L	7,09 ± 1,03	6,32 / 8,24	200 **
Potassium mg K/L	0,74 ± 0,06	0,69 / 0,81	
Chlorures mg Cl/L	4,94 ± 0,06	4,88 / 4,98	250 **
Sulfates mg SO ₄ /L	3,34 ± 0,07	3,25 / 3,38	250 **
Fluorures µg F/L	44,0 ± 3,5	42,0 / 48,0	1 500 *
Phosphates µg PO ₄ /L	243,6 ± 49,2	193,4 / 291,7	
Nitrates mg NO ₃ /L	0,79 ± 0,11	0,72 / 0,91	50 *
Nitrites µg NO ₂ /L	3,53 ± 6,12	0 / 3,24	500 *
Ammoniums µg NH ₄ /L	1,67 ± 2,89	0 / 10,6	100 **
Aluminium µg Al/L	221,9 ± 135,8	78,1 / 347,8	200 **
Fer µg Fe/L	43,6 ± 28,5	15,6 / 72,5	200 **
Manganèse µg Mn/L	< 6	-	50 **
Baryum µg Ba/L	< 8	max à 8,47	700 *
Cadmium µg Cd/L	< 19	-	5 *
Cobalt µg Co/L	< 40	-	
Cuivre µg Cu/L	< 15	-	1 000 **
Chrome µg Cr/L	< 10	-	50 *
Nickel µg Ni/L	< 11	-	20 *
Strontium µg Sr/L	30,1 ± 1,66	29,1 / 32,0	
Zinc µg Zn/L	< 30	-	
Arsenic µg As/L	< 5	-	10 *
Plomb µg Pb/L	< 2	-	10 *

Forêt de Chabrières - Le Grand Mas Foreau Captage n°17 - Drain a

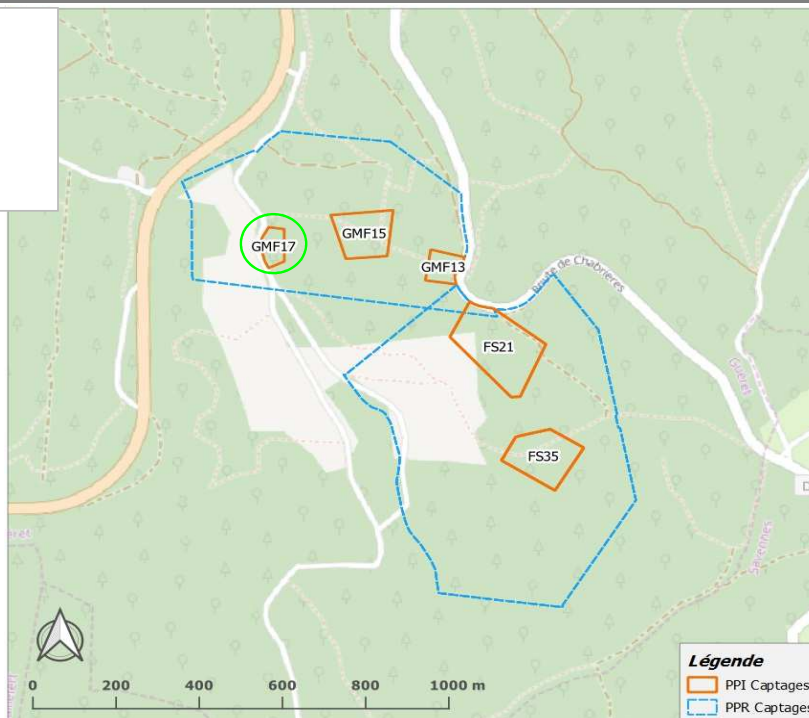
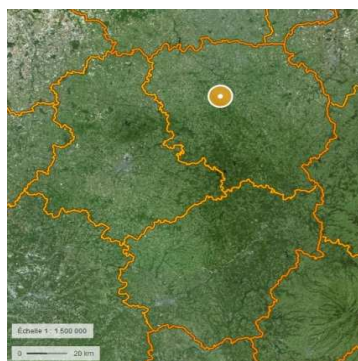
Surface PPI : 0,50 Ha
 Type d'essences : Hêtres
 Age essences : 10-20 ans
 Epaisseur litière : faible
Profondeur des drains : Superficiels



Paramètres Unité	Moyenne (n=2)	Min / Max	Limite*/Référence** de qualité
Température °C	10	10,0 / 10,1	< 25°C **
Débit m ³ /h	1,55	1,34 / 1,97	
Turbidité NFU	0,67	0,59 / 0,74	1 *
COD mg C/L	3,07	2,58 / 3,55	2 **
pH	5,55	5,52 / 5,58	6,5 ≤ pH ≤ 9 **
Conductivité à 25°C µS/cm	51,1	50,1 / 52,2	200 ≤ Cond. ≤ 1 100 **
TAC ‰	1,17	1,17 / 1,18	8 (valeur usuelle)
Calcium mg Ca/L	2,79	2,71 / 2,86	
Magnésium mg Mg/L	0,71	0,70 / 0,71	
Sodium mg Na/L	6,50	6,31 / 6,69	200 **
Potassium mg K/L	1,10	0,86 / 1,35	
Chlorures mg Cl/L	5,37	5,07 / 5,66	250 **
Sulfates mg SO ₄ /L	3,09	3,06 / 3,13	250 **
Fluorures µg F/L	43,5	32,0 / 55,0	1 500 *
Phosphates µg PO ₄ /L	271,7	248,7 / 294,7	
Nitrates mg NO ₃ /L	1,79	1,70 / 1,88	50 *
Nitrites µg NO ₂ /L	0	-	500 *
Ammoniums µg NH ₄ /L	0	-	100 **
Aluminium µg Al/L	< 14	-	200 **
Fer µg Fe/L	< 15	-	200 **
Manganèse µg Mn/L	< 6	-	50 **
Baryum µg Ba/L	9,01	8,72 / 9,30	700 *
Cadmium µg Cd/L	< 19	-	5 *
Cobalt µg Co/L	< 40	-	
Cuivre µg Cu/L	< 15	-	1 000 **
Chrome µg Cr/L	< 10	-	50 *
Nickel µg Ni/L	< 11	-	20 *
Strontium µg Sr/L	34,6	34,3 / 34,9	
Zinc µg Zn/L	< 30	-	
Arsenic µg As/L	< 5	-	10 *
Plomb µg Pb/L	< 2	-	10 *

Forêt de Chabrières - Le Grand Mas Foreau Captage n°17 - Drain b

Surface PPI : 0,50 Ha
 Type d'essences : Hêtres
 Age essences : 10-20 ans
 Epaisseur litière : faible
Profondeur des drains : Superficiels



Paramètres Unité	Moyenne (n=2)	Min / Max	Limite*/Référence** de qualité
Température °C	9,85	9,8 / 9,9	< 25°C **
Débit m ³ /h	0,40	0,34 / 0,46	
Turbidité NFU	0,45	0,39 / 0,50	1 *
COD mg C/L	2,92	1,60 / 4,23	2 **
pH	5,57	5,56 / 5,57	6,5 ≤ pH ≤ 9 **
Conductivité à 25°C µS/cm	51,4	51,0 / 51,8	200 ≤ Cond. ≤ 1 100 **
TAC ‰	1,61	1,28 / 1,95	8 (valeur usuelle)
Calcium mg Ca/L	2,76	2,64 / 2,88	
Magnésium mg Mg/L	0,68	0,67 / 0,68	
Sodium mg Na/L	6,75	6,48 / 7,01	200 **
Potassium mg K/L	0,82	0,81 / 0,82	
Chlorures mg Cl/L	5,53	5,38 / 5,68	250 **
Sulfates mg SO ₄ /L	2,74	2,64 / 2,84	250 **
Fluorures µg F/L	37,0	31,0 / 43,0	1 500 *
Phosphates µg PO ₄ /L	280,9	273,2 / 288,6	
Nitrates mg NO ₃ /L	1,48	1,37 / 1,60	50 *
Nitrites µg NO ₂ /L	0	-	500 *
Ammoniums µg NH ₄ /L	0	-	100 **
Aluminium µg Al/L	< 14	-	200 **
Fer µg Fe/L	< 15	-	200 **
Manganèse µg Mn/L	< 6	-	50 **
Baryum µg Ba/L	10,8	10,8 / 10,9	700 *
Cadmium µg Cd/L	< 19	-	5 *
Cobalt µg Co/L	< 40	-	
Cuivre µg Cu/L	< 15	-	1 000 **
Chrome µg Cr/L	< 10	-	50 *
Nickel µg Ni/L	< 11	-	20 *
Strontium µg Sr/L	34,2	33,8 / 34,5	
Zinc µg Zn/L	< 30	-	
Arsenic µg As/L	< 5	-	10 *
Plomb µg Pb/L	< 2	-	10 *

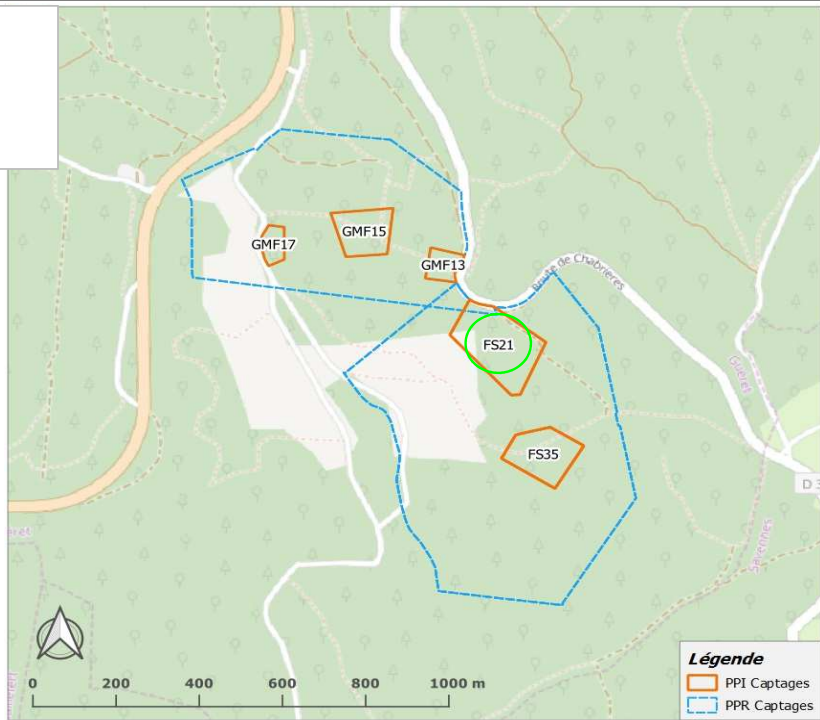
Forêt de Chabrières - La Fontaine aux Sangliers Captage n°21 - R19 / Drain 698a

Surface PPI : 3,14 Ha

Type d'essences : Sapins, hêtres et douglas

Age essences : 10 ans

Epaisseur litière : faible



Paramètres Unité	Moyenne ± Ecart-type (n=9)	Min / Max	Limite*/Référence** de qualité
Température °C	9,71 ± 0,66	8,7 / 10,7	< 25°C **
Débit m ³ /h	9,47 ± 6,03	3,67 / 22,50	
Turbidité NFU	0,70 ± 0,36	0,32 / 1,23	1 *
COD mg C/L	2,07 ± 0,63	1,00 / 6,91	2 **
pH	6,05 ± 0,18	5,86 / 6,37	6,5 ≤ pH ≤ 9 **
Conductivité à 25°C µS/cm	40,6 ± 3,4	35,2 / 46,1	200 ≤ Cond. ≤ 1 100 **
TAC ‰	0,90 ± 0,16	0,61 / 1,10	8 (valeur usuelle)
Calcium mg Ca/L	1,96 ± 0,23	1,54 / 2,30	
Magnésium mg Mg/L	0,62 ± 0,10	0,52 / 0,84	
Sodium mg Na/L	5,15 ± 0,91	3,77 / 6,88	200 **
Potassium mg K/L	0,49 ± 0,08	0,34 / 0,59	
Chlorures mg Cl/L	4,68 ± 0,21	4,29 / 5,00	250 **
Sulfates mg SO ₄ /L	2,34 ± 0,30	1,81 / 2,67	250 **
Fluorures µg F/L	45,7 ± 8,7	34,0 / 62,0	1 500 *
Phosphates µg PO ₄ /L	117,3 ± 33,8	61,4 / 171,9	
Nitrates mg NO ₃ /L	1,80 ± 0,12	1,62 / 2,05	50 *
Nitrites µg NO ₂ /L	1,05 ± 1,70	0 / 3,92	500 *
Ammoniums µg NH ₄ /L	7,81 ± 22,6	0 / 68,0	100 **
Aluminium µg Al/L	42,8 ± 30,3	14,0 / 250,3	200 **
Fer µg Fe/L	22,4 ± 17,2	max à 67,8	200 **
Manganèse µg Mn/L	< 6	-	50 **
Baryum µg Ba/L	< 8	max à 9,14	700 *
Cadmium µg Cd/L	< 19	-	5 *
Cobalt µg Co/L	< 40	-	
Cuivre µg Cu/L	< 15	-	1 000 **
Chrome µg Cr/L	< 10	-	50 *
Nickel µg Ni/L	< 11	-	20 *
Strontium µg Sr/L	20,8 ± 3,03	17,1 / 25,6	
Zinc µg Zn/L	< 30	-	
Arsenic µg As/L	< 5	max à 7,08	10 *
Plomb µg Pb/L	< 2	-	10 *

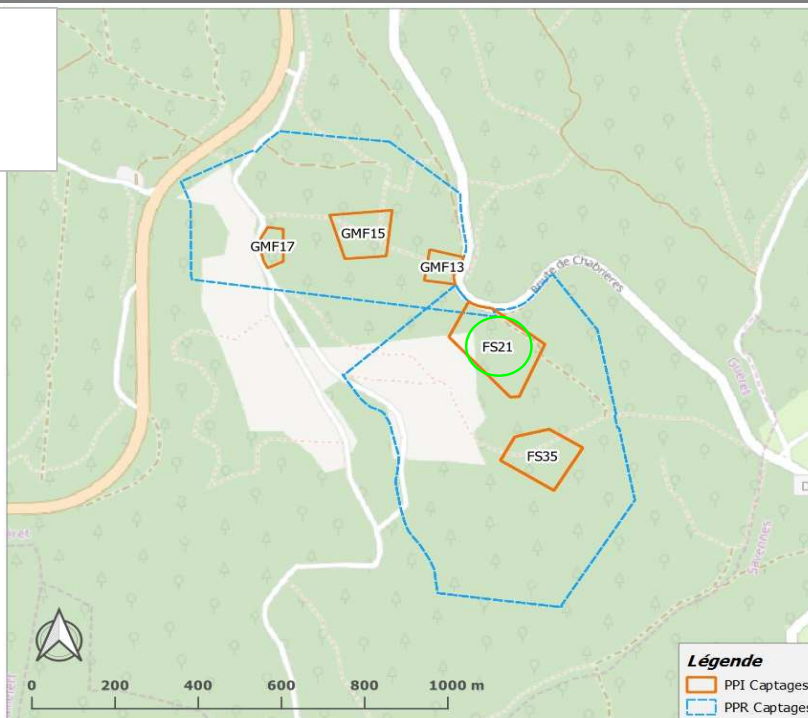
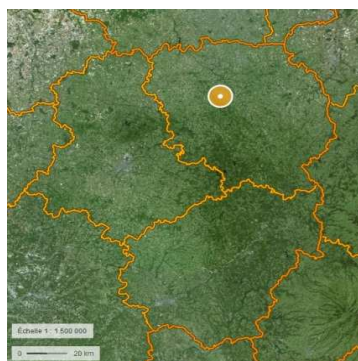
Forêt de Chabrières - La Fontaine aux Sangliers Captage n°21 - R19 / Drain 698b

Surface PPI : 3,14 Ha

Type d'essences : Sapins, hêtres et douglas

Age essences : 10 ans

Epaisseur litière : faible



Paramètres Unité	Moyenne ± Ecart-type (n=9)	Min / Max	Limite*/Référence** de qualité
Température °C	9,84 ± 0,60	9,3 / 11,1	< 25°C **
Débit m ³ /h	1,50 ± 1,09	0,07 / 3,08	
Turbidité NFU	0,52 ± 0,32	0,25 / 1,13	1 *
COD mg C/L	1,78 ± 0,87	0,90 / 3,57	2 **
pH	5,67 ± 0,19	5,45 / 6,01	6,5 ≤ pH ≤ 9 **
Conductivité à 25°C µS/cm	50,5 ± 3,55	43,9 / 56,3	200 ≤ Cond. ≤ 1 100 **
TAC ‰	0,67 ± 0,09	0,52 / 0,78	8 (valeur usuelle)
Calcium mg Ca/L	2,72 ± 0,34	2,11 / 3,21	
Magnésium mg Mg/L	1,06 ± 0,18	0,82 / 1,35	
Sodium mg Na/L	5,39 ± 1,03	3,78 / 7,35	200 **
Potassium mg K/L	0,40 ± 0,08	0,31 / 0,52	
Chlorures mg Cl/L	4,02 ± 0,27	3,64 / 4,54	250 **
Sulfates mg SO ₄ /L	5,06 ± 0,54	4,57 / 6,39	250 **
Fluorures µg F/L	38,1 ± 7,5	28,0 / 53,0	1 500 *
Phosphates µg PO ₄ /L	165,3 ± 265,5	7,7 / 859,6	
Nitrates mg NO ₃ /L	7,27 ± 0,82	5,86 / 8,19	50 *
Nitrites µg NO ₂ /L	0,89 ± 1,46	0 / 3,92	500 *
Ammoniums µg NH ₄ /L	4,75 ± 11,02	0 / 33,8	100 **
Aluminium µg Al/L	28,8 ± 27,0	14,0 / 222,5	200 **
Fer µg Fe/L	20,5 ± 14,1	max à 57,9	200 **
Manganèse µg Mn/L	< 6	-	50 **
Baryum µg Ba/L	< 8	-	700 *
Cadmium µg Cd/L	< 19	-	5 *
Cobalt µg Co/L	< 40	-	
Cuivre µg Cu/L	< 15	-	1 000 **
Chrome µg Cr/L	< 10	-	50 *
Nickel µg Ni/L	< 11	-	20 *
Strontium µg Sr/L	30,7 ± 5,10	23,4 / 38,7	
Zinc µg Zn/L	< 30	-	
Arsenic µg As/L	< 5	-	10 *
Plomb µg Pb/L	< 2	-	10 *

ANNEXE 5

*Inventaire des valeurs « dérives » et/ou des
dépassements de référence ou limite de qualité
recensés au cours de l'étude*

Captages des Monts de Guéret

Classement par captages

MAUPUY

Captage	Drain	Date	Paramètre unité	Valeur
Pierres Civières	399a	08/01/2018	COD mg C/L	2,41
		10/04/2018	Turbidité NFU	1,48
Maupuy 2	861a	16/05/2018	Turbidité NFU	1,17
		30/08/2017	Aluminium µg Al/L	261,5 *
Maupuy 4	862a	10/04/2018	Turbidité NFU	1,05
		11/07/2018	COD mg C/L	2,30
		06/09/2018	COD mg C/L	2,63
Maupuy 4	862c	05/02/2018	COD mg C/L	2,83
		11/07/2018	COD mg C/L	2,47
Maupuy 5	864b	08/01/2018	Turbidité NFU	4,08
		11/07/2018	COD mg C/L	2,31
		06/09/2018	COD mg C/L	2,73
Maupuy 6	865b	16/06/2017	Aluminium µg Al/L	299,4 *
Maupuy 12	868c	08/01/2018	Turbidité NFU	1,04

CHARDET

Captage	Drain	Date	Paramètre unité	Valeur
Banassat 1	395	17/05/2018	Turbidité NFU	1,40
		06/09/2018	COD mg C/L	2,28
Banassat 2	396	06/09/2018	COD mg C/L	3,07
Banassat 3	397	10/07/2018	COD mg C/L	2,01
Banassat 4	398	06/09/2018	COD mg C/L	2,63
Cherpelat 1	400	17/05/2018	Turbidité NFU	1,55
			Aluminium µg Al/L	133,9 *
Cherpelat 2	401	06/09/2018	COD mg C/L	2,55
		10/07/2018	COD mg C/L	2,50
		06/09/2018	COD mg C/L	2,35

* Valeurs exclues du calcul de la moyenne et de l'écart-type des séries de données concernées

CHABRIERES

Captage	Drain	Date	Paramètre unité	Valeur		
Fontaine aux Sangliers 21	698a	17/05/2018	COD mg C/L	2,07		
			Turbidité NFU	1,08		
		11/07/2018	COD mg C/L	2,81		
		06/09/2018	COD mg C/L	2,53		
		14/03/2019	COD mg C/L	2,21		
		10/05/2019	COD mg C/L	2,41		
			Turbidité NFU	1,15		
			Turbidité NFU	1,23		
		29/11/2019	Aluminium µg Al/L	250,3 *		
			COD mg C/L	6,91		
Fontaine aux Sangliers 21	698b	17/05/2018	COD mg C/L	3,57		
			Turbidité NFU	1,13		
		06/09/2018	COD mg C/L	2,02		
		10/05/2019	COD mg C/L	2,27		
		29/11/2019	Aluminium µg Al/L	222,5 *		
			Aluminium µg Al/L	509,5 *		
		17/05/2018	COD mg C/L	4,95		
			Fer µg Fe/L	124,5 *		
			Turbidité NFU	4,55		
			COD mg C/L	3,64		
Grand Mas Foreau 13	694b	11/07/2018	Turbidité NFU	2,07		
		06/09/2018	COD mg C/L	2,20		
		14/03/2019	Turbidité NFU	1,24		
			COD mg C/L	2,06		
		10/05/2019	Turbidité NFU	1,17		
			Aluminium µg Al/L	277,4 *		
		29/11/2019	Turbidité NFU	2,38		
			COD mg C/L	5,75		
		Grand Mas Foreau 13	694c	11/07/2018	COD mg C/L	3,47
		Grand Mas Foreau 15	a	11/07/2018	COD mg C/L	4,23
06/09/2018	COD mg C/L			2,24		
Grand Mas Foreau 15	b		Aluminium µg Al/L	347,8		
		11/07/2018	COD mg C/L	5,51		
			Turbidité NFU	6,42		
			Aluminium µg Al/L	239,7		
		06/09/2018	COD mg C/L	3,38		
			Turbidité NFU	2,49		
Grand Mas Foreau 17	a	28/11/2018	Turbidité NFU	1,42		
		11/07/2018	COD mg C/L	3,55		
		06/09/2018	COD mg C/L	2,58		
Grand Mas Foreau 17	b	11/07/2018	COD mg C/L	4,23		

ANNEXE 6

*Inventaire des valeurs « dérives » et/ou des
dépassements de référence ou limite de qualité
recensés au cours de l'étude*

Captages des Monts de Guéret

Classement par date

MAUPUY

Date	Captage	Drain	Paramètre	Unité	Valeur	Explication
16/06/2017	Maupuy 6	865b	Aluminium	µg Al/L	299,4 *	Mai 2017 : Exploitation des chablis après tempête hiver 2016/17
30/08/2017	Maupuy 4	862a	Aluminium	µg Al/L	261,5 *	
08/01/2018	Pierres Civières	399a	COD	mg C/L	2,41	Plus de 90 mm sur les 10 jours précédents
	Maupuy 5	864b	Turbidité	NFU	4,08	
	Maupuy 12	868c	Turbidité	NFU	1,04	
05/02/2018	Maupuy 4	862c	COD	mg C/L	2,83	?
10/04/2018	Pierres Civières	399a	Turbidité	NFU	1,48	pluvio de 27 mm les 03 et 04/04
	Maupuy 4	862a	Turbidité	NFU	1,05	
16/05/2018	Maupuy 2	861a	Turbidité	NFU	1,17	38mm sur les 5 jours précédents
11/07/2018	Maupuy 4	862a	COD	mg C/L	2,30	pluvio de 30 mm le 04/07
		862c	COD	mg C/L	2,47	
	Maupuy 5	864b	COD	mg C/L	2,31	
06/09/2018	Maupuy 4	862a	COD	mg C/L	2,63	?
	Maupuy 5	864b	COD	mg C/L	2,73	

CHARDET

Date	Captage	Drain	Paramètre	Unité	Valeur	Explication
17/05/2018	Banassat 1	395	Turbidité	NFU	1,40	38 mm sur les 5 jours précédents
	Cherpelat 1	400	Turbidité	NFU	1,55	
			400	Aluminium	µg Al/L	133,9 *
10/07/2018	Banassat 3	397	COD	mg C/L	2,01	pluvio de 30 mm le 04/07
	Cherpelat 2	401	COD	mg C/L	2,50	
06/09/2018	Banassat 1	395	COD	mg C/L	2,28	?
	Banassat 2	396	COD	mg C/L	3,07	
	Banassat 4	398	COD	mg C/L	2,63	
	Cherpelat 1	400	COD	mg C/L	2,55	
	Cherpelat 2	401	COD	mg C/L	2,35	

* Valeurs exclues du calcul de la moyenne et de l'écart-type des séries de données concernées

CHABRIERES

Date	Captage	Drain	Paramètre	Unité	Valeur	Explication
17/05/2018	Fontaine aux Sangliers 21	698a	COD	mg C/L	2,07	38 mm sur les 5 jours précédents
			Turbidité	NFU	1,08	
		698b	COD	mg C/L	3,57	
		Turbidité	NFU	1,13		
	Grand Mas Foreau 13	694b	Aluminium	µg Al/L	509,5 *	
			COD	mg C/L	4,95	
		Fer	µg Fe/L	124,5 *		
			Turbidité	NFU	4,55	
11/07/2018	Fontaine aux Sangliers 21	698a	COD	mg C/L	2,81	pluvio de 30 mm le 04/07
	Grand Mas Foreau 13	694b	COD	mg C/L	3,64	
			Turbidité	NFU	2,07	
		694c	COD	mg C/L	3,47	
	Grand Mas Foreau 15	a	COD	mg C/L	4,23	
			Aluminium	µg Al/L	347,8	
		b	COD	mg C/L	5,51	
			Turbidité	NFU	6,42	
	Grand Mas Foreau 17	a	COD	mg C/L	3,55	
		b	COD	mg C/L	4,23	
06/09/2018	Fontaine aux Sangliers 21	698a	COD	mg C/L	2,53	?
		698b	COD	mg C/L	2,02	
	Grand Mas Foreau 13	694b	COD	mg C/L	2,20	
		a	COD	mg C/L	2,24	
	Grand Mas Foreau 15	b	Aluminium	µg Al/L	239,7	
			COD	mg C/L	3,38	
			Turbidité	NFU	2,49	
28/11/2018	Grand Mas Foreau 17	a	COD	mg C/L	2,58	
14/03/2019	Grand Mas Foreau 15	b	Turbidité	NFU	1,42	?
14/03/2019	Fontaine aux Sangliers 21	698a	COD	mg C/L	2,21	40 mm depuis le 04/03
	Grand Mas Foreau 13	694b	Turbidité	NFU	1,24	
10/05/2019	Fontaine aux Sangliers 21	698a	COD	mg C/L	2,41	pluvio de 25 mm les 08 et 09/05
			Turbidité	NFU	1,15	
		698b	COD	mg C/L	2,27	
	Grand Mas Foreau 13	694b	COD	mg C/L	2,06	
			Turbidité	NFU	1,17	
			Turbidité	NFU	1,23	
29/11/2019	Fontaine aux Sangliers 21	698a	Aluminium	µg Al/L	250,3 *	32 mm depuis le 26/11/2019
			COD	mg C/L	6,91	
	698b	Aluminium	µg Al/L	222,5 *		
		Aluminium	µg Al/L	277,4 *		
	Grand Mas Foreau 13	694b	Turbidité	NFU	2,38	
			COD	mg C/L	5,75	

ANNEXE 7

*Article dans la revue T.S.M. (n°7/8 2020 –
page(s) 45-52) : Reminéralisation des petits
captages d'eau potable : contribution à
l'élimination de l'aluminium d'origine naturelle*

1 **REMINÉRALISATION DES PETITS CAPTAGES D'EAU POTABLE : CONTRIBUTION À**
2 **L'ÉLIMINATION DE L'ALUMINIUM D'ORIGINE NATURELLE**
3 **REMINERALIZATION OF SMALL WATER INTAKES: CONTRIBUTION TO THE ELIMINATION OF**
4 **NATURAL ALUMINUM**

5 **ROUGERIE Juliette¹, BORDAS François^{1*}, BUZIER Rémy¹, ROBIN Valentin¹, FONDANÈCHE**
6 **Patrice¹, RATEAU Marc², BOULP Laurianne³, GUIBAUD Gilles¹**

7 ¹Université de Limoges, PEIRENE, 123 avenue Albert Thomas, Limoges, France

8 ²Délégation Atlantique-Dordogne, Agence de l'eau Adour-Garonne, 94 rue du Grand Prat, 19600
9 Saint-Pantaleon-de-Larche, France

10 ³Département des services publics de l'eau et des entreprises, Agence de l'eau Adour-Garonne, 90
11 rue du Férétra, 31078 Toulouse, France

12 *francois.bordas@unilim.fr ; 0555457485

13

14

15 **CATEGORIE DE L'ARTICLE : *Recherche appliquée***

16 **FORMAT DE L'ARTICLE : *Article scientifique/technique***

17 **Résumé**

18 L'étude porte sur des petits captages de subsurface utilisés pour l'alimentation en eau potable
19 (production < 10 m³.j⁻¹) situés en moyenne montagne, sur l'ouest du Massif central français. Les eaux
20 sont captées entre 1 et 3 mètres de profondeur dans les altérites. En raison du contexte géologique de
21 socle, ces eaux sont très agressives (pH ≤ 5,5, conductivité électrique ≤ 62 μS.cm⁻¹ à 25 °C) et peuvent
22 contenir naturellement des teneurs en aluminium dépassant la référence de qualité du code de la santé
23 publique français fixée à 200 μg.L⁻¹ (valeurs ponctuellement supérieures à 2000 μg.L⁻¹). Dans ce
24 contexte, des traitements simples à mettre en œuvre et à exploiter tels que la neutralisation ou la
25 reminéralisation par filtration sur calcaire terrestre ou maërl sont étudiés. Ces traitements sont adaptés
26 à la correction de l'agressivité des eaux et compte tenu de la faible solubilité de l'aluminium pour des
27 pH proches de la neutralité, ils peuvent également contribuer à son élimination par précipitation et
28 piégeage dans le massif filtrant. Cette étude montre que les pH atteints par l'eau traitée après
29 neutralisation sur calcaire terrestre ou sur maërl sont trop élevés (pH ≥ 8) pour assurer une élimination
30 suffisante de l'aluminium. La reminéralisation permet quant à elle d'éliminer la quasi-totalité de
31 l'aluminium (84 à > 98 %) pour des pH de l'eau traitée compris entre 7,0 et 7,3, quel que soit le matériau
32 filtrant utilisé. Le suivi du lavage d'un filtre montre qu'il se révèle efficace vis-à-vis de l'élimination de
33 l'aluminium retenu dans le filtre car il est faiblement lié au matériau filtrant, du fait de son piégeage
34 majoritaire par précipitation. Une fréquence de lavage et/ou de regarnissage des filtres adaptée sera
35 alors nécessaire pour limiter le risque de relargage d'aluminium dans les réseaux de distribution.

36 **Mots-clés** : Aluminium, petits captages, eau potable, neutralisation, reminéralisation

37 **Abstract**

38 For this study, small subsurface intakes (production < 10 m³.d⁻¹) for the supply of drinking water located
39 in the low mountains in the west of the French Massif central are considered. The waters are collected
40 between 1 and 3 meters deep in the alterite layers. Due to the geological context of crystalline bedrock,
41 they are naturally very aggressive (pH ≤ 5.5, conductivity ≤ 62 μS.cm⁻¹ at 25 °C) and their concentrations
42 of dissolved aluminum regularly exceed the French quality of 200 μg.L⁻¹ (sometimes higher than 2000
43 μg.L⁻¹). In this context, simple treatments should be implemented. The neutralization or remineralization
44 treatments by filtration on terrestrial limestone or maerl are studied. These treatments are suitable to
45 correct the aggressiveness of water and they can also contribute to aluminum removal by precipitation
46 due to its low solubility for pH close to neutrality. This study shows that the pH reached by treated water
47 after neutralization on both terrestrial limestone and maerl are too high (pH ≥ 8) to ensure suitable
48 removal of aluminum. Remineralization can remove between 84 and > 98 % of the aluminum when pH
49 of the treated water is set in the range from 7.0 to 7.3, regardless of the filter material used. The
50 monitoring of the filters washing shows that the removal of precipitated aluminum is effective, but it also
51 shows that aluminum is weakly bound to the filtering material, due to a main removal by precipitation. A
52 frequency of washing and/or relining of the filters should be adapted to limit the risk of the aluminum
53 release in the distribution networks.

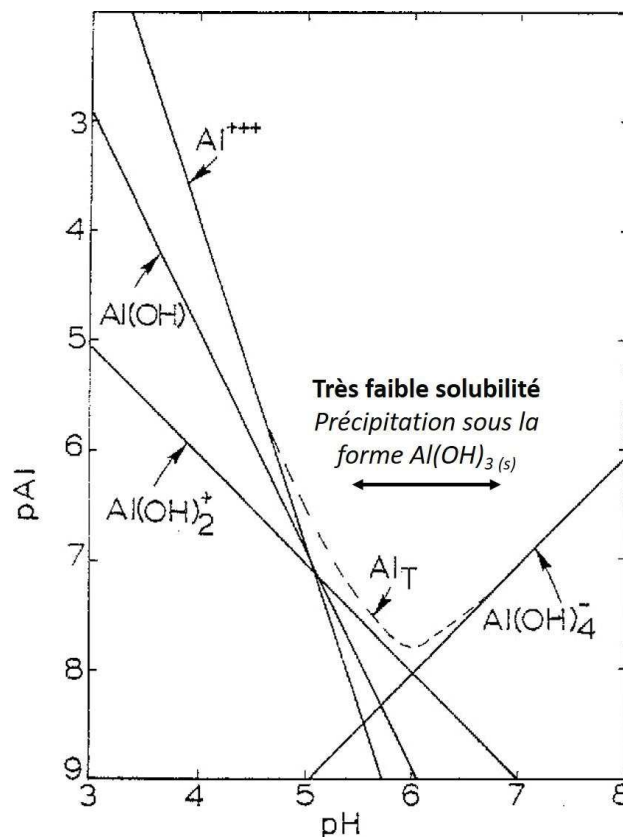
54 **Keywords**: Aluminum, small water intakes, drinking water, neutralization, remineralization

55

56

57 **Introduction**

58 Sur la frange ouest du Massif central français, en moyenne montagne, les eaux de subsurface sont
59 captées dans les premiers mètres d'altérites formées à partir du socle cristallin pour l'alimentation en
60 eau potable. Ces eaux sont très acides ($\text{pH} \leq 5,5$) et faiblement minéralisées (conductivité
61 électrique $\leq 62 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ à 25°C). Elles sont donc naturellement très agressives et peuvent entraîner des
62 problèmes de corrosion des installations et des réseaux de distribution. De plus, des contraintes
63 naturelles (e.g. processus redox dans les zones humides) ou anthropiques (e.g. rotation trop rapide des
64 plantations forestières) peuvent fortement modifier les propriétés des sols bruns acides développés sur
65 le socle cristallin. Leur dénaturation peut augmenter la mobilité de l'aluminium naturellement présent et
66 entraîner sa libération [GUIBAUD et AYELE, 1997], ce qui peut contaminer les ressources en eau de
67 façon régulière ou ponctuelle [GUIBAUD et GAUTHIER, 2003]. Dans les eaux naturelles, l'aluminium
68 peut exister sous de nombreuses espèces chimiques et sa solubilité dépend principalement du pH et
69 de la concentration en ligands du milieu [SPOSITO, 1995]. L'aluminium est très peu soluble entre pH
70 5,5 et 7,0 où il précipite sous la forme $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s})$ [DRISCOLL et SCHECHER, 1990] (figure 1) bien que,
71 dans les eaux naturelles, des ligands tels que la matière organique [DRISCOLL, 1985] ou les ions
72 fluorures [HEM, 1968] peuvent contribuer à son maintien en solution sous forme de complexes. Les
73 concentrations en aluminium dissous enregistrées au niveau des captages ciblés varient entre 150 et
74 $600 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ [BUZIER et al. 2016] et cette étude montre qu'elles peuvent ponctuellement dépasser 2000
75 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.



76 $\text{pAl} = -\log [\text{Al}]$

77 Figure 1 : Solubilité de l'aluminium en équilibre avec $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s})$ (d'après DRISCOLL et SCHECHER
78 [1990]).

79 L'exposition à l'aluminium peut augmenter le facteur de risque pour certaines maladies comme celle
80 d'Alzheimer [EXLEY, 2013]. L'eau de consommation est en temps normal une source d'exposition
81 mineure à cet élément pour l'homme. En effet, en respectant la référence de qualité fixée en France à
82 200 $\mu\text{g.L}^{-1}$ [Arrêté du 11/01/07, Code de la santé publique], la part d'aluminium apportée par la
83 boisson, par rapport à l'apport général, représente 3 % de la dose hebdomadaire tolérable (DHT) fixée
84 à 1 mg.kg^{-1} de corps humain par l'Autorité Européenne de Sécurité des Aliments [EFSA, 2008].
85 Cependant, au niveau des captages les plus contaminés, l'apport en aluminium peut atteindre
86 ponctuellement près de 30 % de la DHT. Cette surexposition à l'aluminium, même ponctuelle, va à
87 l'encontre des préconisations des autorités sanitaires françaises qui recommandent de « poursuivre les
88 efforts afin de réduire les contaminations et les expositions » [ANSES, 2011].

89 Ces dérives de qualité de la ressource en eau dans la zone étudiée posent un problème de gestion et
90 de remédiation car l'habitat est dispersé et chaque hameau possède souvent son propre captage d'eau
91 potable distribuée sans traitement, à l'exception parfois d'une désinfection au chlore. Dans ce contexte
92 de petits captages, alimentant 10 à 120 habitants permanents et représentant une production journalière
93 inférieure à 10 m^3 , seuls des traitements simples à exploiter et peu onéreux peuvent être envisagés
94 pour corriger les dérives de qualité constatées. Ainsi, des traitements tels que la neutralisation ou la
95 reminéralisation par filtration sur matériau alcalino-terreux (e.g. calcaire terrestre ou maërl) semblent
96 pertinents à étudier. En effet, ils permettent la mise à l'équilibre calco-carbonique de l'eau en rehaussant
97 son pH, sa dureté, son alcalinité et corrigent ainsi son agressivité. De plus, compte tenu de la faible
98 solubilité de l'aluminium pour des pH proches de la neutralité (*figure 1*), ils pourraient contribuer à son
99 élimination par précipitation.

100 Cette étude a pour objectif d'étudier, dans un premier temps, le devenir de l'aluminium lors d'une simple
101 neutralisation car il s'agit du traitement le plus simple à mettre en œuvre et à exploiter au niveau des
102 petits captages ciblés. Un traitement plus poussé de reminéralisation, avec injection préalable de CO_2 ,
103 est ensuite appliqué compte tenu de la teneur initiale relativement faible des eaux étudiées en CO_2 libre
104 (généralement inférieure à 100 mg.L^{-1}). Parmi les matériaux alcalino-terreux disponibles, le maërl reste
105 localement utilisé mais le calcaire terrestre se révèle comme un matériau plus durable en raison de
106 l'interdiction d'exploitation du maërl en grande quantité (Loi n° 2009-967 du 03/08/09 de programmation
107 relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement). L'efficacité de ces deux matériaux vis-à-
108 vis de l'élimination de l'aluminium est donc comparée. Afin d'apporter des informations quant à
109 l'exploitation d'une potentielle unité de traitement, le devenir de l'aluminium retenu par le matériau filtrant
110 est étudié lors d'un lavage à l'échelle pilote en laboratoire ainsi que sur une unité de traitement existante.

111 **1. Matériels et méthodes**

112 **1.1. Procédures analytiques**

113 L'ensemble des procédures analytiques suit les recommandations de RODIER et coll. [2016]. Pour
114 chaque expérience réalisée en laboratoire, les paramètres suivants sont mesurés sur l'eau brute et l'eau
115 traitée : pH (WTW pH-mètre pH 197-S), conductivité électrique à 25°C (WTW conductimètre LF 197),
116 TAC, TH, [Al] total et [Al] dissous (obtenu après filtration sur filtre en polycarbonate 0,2 μm). Dans le
117 cadre des lavages, la turbidité (turbidimètre Hach 2100 Q), [Al] total et [Al] dissous sont mesurés dans
118 les eaux de lavage. Pour ces échantillons, la concentration en aluminium total est obtenue après

119 minéralisation assistée par micro-ondes (Anton Paar Multiwave GO). Un volume d'échantillon de 10 mL
120 est mélangé à 6 mL d'HNO₃ (65 %, Prolabo) et 3 mL d'HCl (37 %, Prolabo) avant d'être chauffé à
121 175 ± 10 °C, sous pression contrôlée, pendant 40 min. L'ensemble des échantillons est acidifié à 2 %
122 (V/V) en HNO₃ (69 %, AR grade Fisher Chemical) avant l'analyse des éléments aluminium, magnésium
123 et calcium en spectrométrie d'émission atomique à plasma micro-ondes (MP-AES 4100, Agilent). Pour
124 les expériences réalisées en duplicat, les résultats sont exprimés sous la forme moyenne ± écart-type.
125 Une incertitude analytique standard de 10 %, basée sur des tests de reproductibilité conduits au
126 laboratoire, est appliquée pour les autres expériences.

127 **1.2. Présentation du pilote de laboratoire et des eaux étudiées**

128 Le devenir de l'aluminium lors d'une neutralisation et d'une reminéralisation est étudié en laboratoire
129 par filtration sur calcaire terrestre ou maërl à 18 ± 2 °C. Le calcaire terrestre et le maërl présentent
130 respectivement une granulométrie de 1,8 à 2,5 mm et de 2 à 4 mm ainsi qu'un pourcentage massique
131 en magnésium de 1 et 10 %. Le pilote utilisé est constitué de deux colonnes en verre possédant une
132 hauteur effective de 38,1 ± 0,5 cm, un diamètre intérieur de 3,82 ± 0,02 cm et remplies avec 436 ± 3 cm³
133 de matériau filtrant (volume apparent). La macroporosité mesurée est respectivement de 40 et 44 %
134 pour le calcaire terrestre et le maërl. Chacune des colonnes est alimentée en mode ascendant, afin de
135 limiter les chemins préférentiels, par une pompe péristaltique (Ismatec) permettant de contrôler le débit
136 et donc le temps de contact avec le matériau filtrant.

137 Les eaux utilisées en laboratoire sont prélevées au niveau de quatre captages de la zone considérée
138 sur la frange ouest du Massif central référencés A, B, C et D. Un test *in situ* est réalisé au niveau d'un
139 cinquième captage (référéncé X). Leurs caractéristiques physico-chimiques sont indiquées dans le
140 *tableau 1*. Les eaux de ces différents captages présentent des paramètres de minéralisation du même
141 ordre de grandeur ; elles sont acides (pH compris entre 4,5 et 5,5), très douces (Titre Hydrométrique
142 (TH) et Titre Alcalimétrique Complet (TAC) inférieurs à 0,7 °f) et très agressives (Indice de saturation
143 au CaCO₃ (I_s) compris entre -5,9 et -6,7 ; avec I_s = pH_{mesuré} - pH_{saturation}, sachant que si I_s < 0, l'eau est
144 agressive ; si I_s > 0, l'eau est entartrante et si I_s = 0, l'eau est à l'équilibre calco-carbonique). Ces eaux
145 diffèrent par leur teneur moyenne en aluminium variant d'une centaine de µg.L⁻¹ à près de 2 mg.L⁻¹.
146 Leur concentration en aluminium dissous est généralement peu ou non significativement différente de
147 leur teneur totale pourtant parfois très élevée. Ce phénomène peut s'expliquer par le pH faible des eaux
148 qui limite la précipitation de l'aluminium et par la présence de complexes (e.g. avec la matière organique
149 présente entre 0,5 et 2 mgC.L⁻¹ suivant les captages) qui peuvent contribuer à son maintien en solution.
150 Il n'est également pas à exclure qu'une partie de l'aluminium appelé « dissous » soit sous une forme
151 colloïdale fine (< 0,2 µm). Les eaux prélevées sont stockées à 4 ± 2 °C dans l'obscurité dans des bidons
152 en polyéthylène haute densité maintenus fermés jusqu'à leur utilisation en laboratoire.

153 **1.3. Etude du devenir de l'aluminium lors d'une neutralisation et d'une reminéralisation**

154 **1.3.1. Filtration sur calcaire terrestre**

155 L'influence du temps de contact sur l'abatement de l'aluminium lors d'une neutralisation par filtration
156 sur calcaire terrestre est tout d'abord étudiée en duplicat à partir de l'eau du captage A. Pour cela, des
157 temps de contact de 10, 20, 30, 40 et 50 min sont appliqués. Par la suite, un temps de contact de 30 min
158 est utilisé. Il s'agit de celui classiquement mis en place au niveau des unités de traitement pour ce type

159 d'eau tout en offrant un abattement de l'aluminium similaire aux autres temps de contact. L'influence de
160 la qualité de l'eau brute sur l'abattement de l'aluminium est ensuite étudiée (en duplicat) en considérant
161 successivement l'eau des quatre captages A, B, C et D. Enfin, un traitement par reminéralisation est
162 réalisé en dopant l'eau brute du captage A en CO₂ par bullage avant sa neutralisation. Ce traitement
163 plus poussé permet d'imposer différentes valeurs de pH à l'eau traitée en faisant varier la quantité de
164 CO₂ injectée (de l'ordre de 10 à 130 mg.L⁻¹). Les pH de l'eau reminéralisée ciblés sont compris entre
165 6,8 et 7,9.

166 **1.3.2. Filtration sur maërl**

167 Des tests sont également réalisés avec le maërl. Le même temps de contact de 30 min utilisé pour le
168 calcaire terrestre est conservé pour faciliter la comparaison de l'efficacité des deux matériaux vis-à-vis
169 de l'élimination de l'aluminium. L'influence de la qualité de l'eau brute (étudiée en duplicat à partir de
170 l'eau des quatre captages A, B, C et D) et de plusieurs conditions de reminéralisation sur l'abattement
171 de l'aluminium sont étudiées en laboratoire. La reminéralisation est réalisée sur l'eau du captage A en
172 appliquant différents taux d'injection en CO₂ (de l'ordre de 30 à 400 mg.L⁻¹). Les pH de l'eau
173 reminéralisée ciblés sont compris entre 7,0 et 8,0.

174 **1.4. Etude du devenir de l'aluminium retenu dans les filtres**

175 **1.4.1 Etude d'un lavage sur pilote en laboratoire**

176 Afin d'étudier le devenir de l'aluminium piégé dans les filtres, un test de longue durée est réalisé. Une
177 neutralisation par filtration sur maërl est effectuée pendant 15 jours *in situ* au niveau du captage X afin
178 que les deux colonnes utilisées accumulent de l'aluminium. Une partie du maërl de l'une d'entre elle est
179 ensuite récupéré en « entrée », dans la partie « intermédiaire » et en « sortie » de la colonne pour être
180 analysé par spectrométrie de fluorescence des rayons X (SFX) à dispersion d'énergie (ED-XRF
181 Spectro-XEPOS, Xep05). Le maërl de l'autre colonne subit un retro-lavage simultané à l'air et à l'eau
182 du robinet en laboratoire. Pour cela, le maërl est transféré dans une colonne plus haute pour permettre
183 l'expansion du lit filtrant lors du lavage. Les débits d'air et d'eau sont fixés (mais non mesurés) pour
184 assurer un brassage maximal du matériau, tout en empêchant son départ du pilote. Les eaux de lavage
185 sont entièrement récupérées par aliquote d'1 L afin de réaliser un bilan matière de l'aluminium éliminé
186 en fonction du nombre de volumes de pore passés.

187 **1.4.2. Suivi d'un lavage et d'un redémarrage *in situ***

188 Le lavage et le redémarrage d'un filtre sont suivis sur une unité de neutralisation par filtration sur maërl
189 en fonctionnement (capacité nominale de 70 m³.h⁻¹). Aucune unité n'existant sur la zone concernée, le
190 suivi a été réalisé sur un autre site dont la ressource possède des paramètres de minéralisation
191 similaires aux autres captages étudiés (pH et conductivité électrique respectivement proches de 5,4 et
192 110 µS.cm⁻¹) mais qui ne présente pas de problématique spécifique vis-à-vis de l'aluminium (*Tableau I*).
193 Elle présente néanmoins une teneur en aluminium de l'ordre de 70 µg.L⁻¹. Le filtre possède une surface
194 de 12 m² et une épaisseur de lit filtrant de l'ordre de 50 cm. Un temps de contact proche de 10 min est
195 appliqué et un piégeage de l'aluminium compris entre 42 et 66 % de la quantité initiale est observé. Le
196 lavage du filtre se compose d'une étape de détassage à l'air (60 s), suivi d'un mélange air/eau filtrée
197 (120 s) et d'une dernière étape de lavage à l'eau filtrée (340 m³.h⁻¹ pendant 800 s). Des prélèvements
198 d'eau de lavage sont réalisés lors des deux dernières étapes à des pas de temps réguliers pour évaluer

199 l'efficacité du lavage sur l'élimination de l'aluminium retenu par le filtre. Lors du redémarrage, des
200 prélèvements d'eau filtrée sont réalisés régulièrement pendant 80 min.

201 **2. Résultats et discussion**

202 **2.1. Devenir de l'aluminium lors d'une neutralisation par filtration sur calcaire terrestre**

203 **2.1.1. Influence du temps de contact**

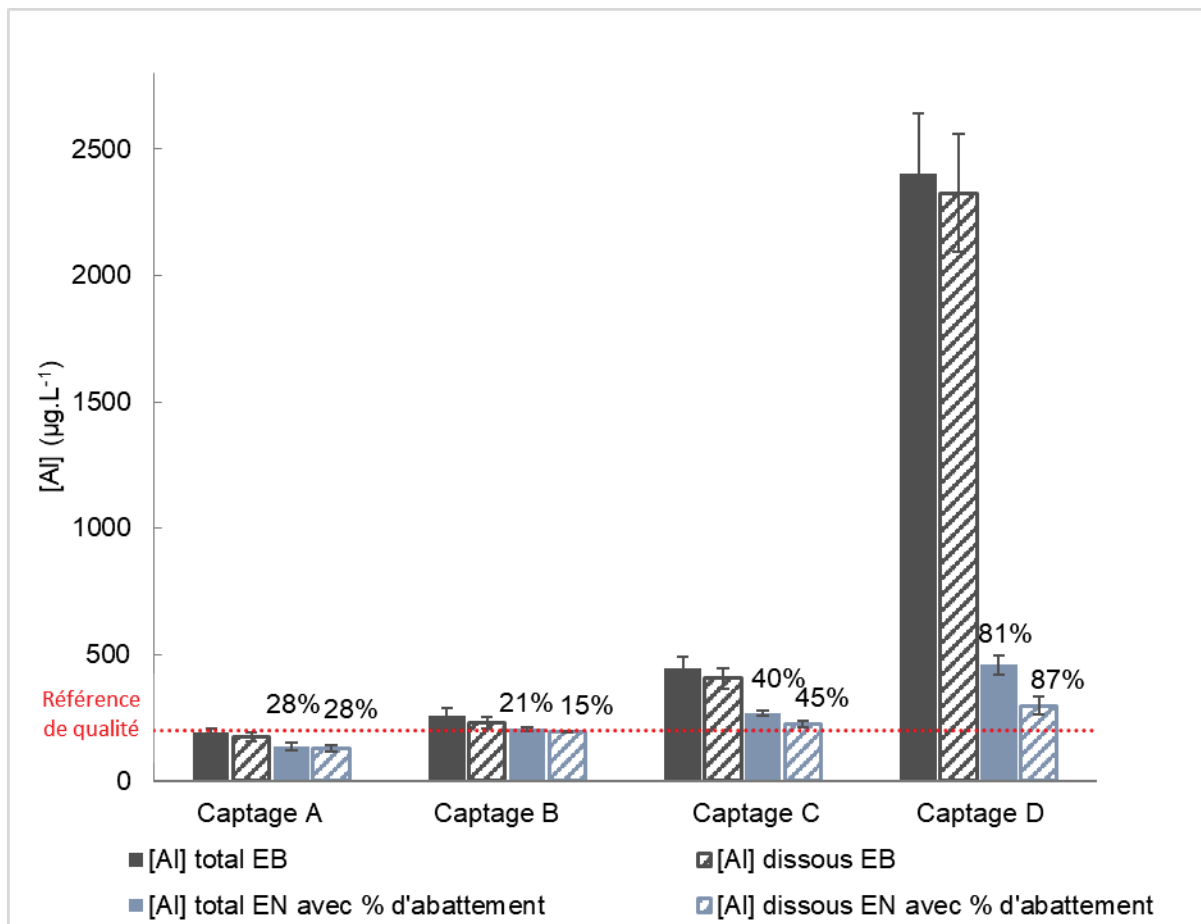
204 Lors de la neutralisation de l'eau du captage A par filtration sur calcaire terrestre, l'eau traitée n'atteint
205 pas l'équilibre calco-carbonique et reste légèrement agressive (I_s de l'ordre de -0,5) avec un pH de 8,
206 un TAC de 5,8 à 6,0° f et un TH de 3,8 à 4,3 °f, quel que soit le temps de contact appliqué, En effet, une
207 importante augmentation de ces paramètres est obtenue dès 10 min de temps de contact et les temps
208 de contact plus élevés (20, 30, 40 et 50 min) ne permettent au mieux qu'une très légère augmentation
209 (< 15 %).

210 Le temps de contact semble également avoir peu d'influence sur les concentrations en aluminium dans
211 l'eau neutralisée au-delà de 10 min. En effet, quel que soit le temps de contact appliqué, un abattement
212 oscillant entre 15 et 40 % est obtenu aussi bien pour l'aluminium dissous que particulaire. L'élimination
213 de l'aluminium est limitée par le pH de l'eau neutralisée qui reste constant et proche de 8 quel que soit
214 le temps de contact.

215 Pour la suite des manipulations, un temps de contact de 30 min est sélectionné. Il s'agit de celui
216 classiquement mis en place au niveau des unités de traitement pour ce type d'eau tout en offrant un
217 abattement de l'aluminium similaire aux autres temps de contact.

218 **2.1.2. Influence de la qualité de l'eau brute**

219 Pour l'ensemble des quatre eaux filtrées sur calcaire terrestre, l'équilibre calco-carbonique n'est
220 pas totalement atteint. Les eaux traitées restent légèrement agressives avec un I_s compris entre -0,1 et
221 -0,5 et présentent un pH compris entre 7,95 et 8,02. La *figure 2* montre que l'abattement de l'aluminium
222 diminue avec la teneur initiale en aluminium, conformément au piégeage par précipitation suspecté. Les
223 abattements de l'aluminium total et dissous sont du même ordre de grandeur, ce qui montre que la
224 colonne permet également la rétention de l'aluminium particulaire. Des abattements de l'ordre de 80 %
225 sont observés sur l'eau du captage D qui présentait initialement la plus forte teneur en aluminium
226 (2 à 2,5 mg.L⁻¹). Néanmoins, la filtration sur calcaire terrestre ne mène pas à une élimination suffisante
227 de l'aluminium permettant de respecter systématiquement la référence de qualité de 200 µg.L⁻¹.



228 EB : Eau Brute ; EN : Eau Neutralisée

229 Figure 2 : Influence de l'eau brute sur l'abattement de l'aluminium lors d'une neutralisation par filtration
 230 sur calcaire terrestre.

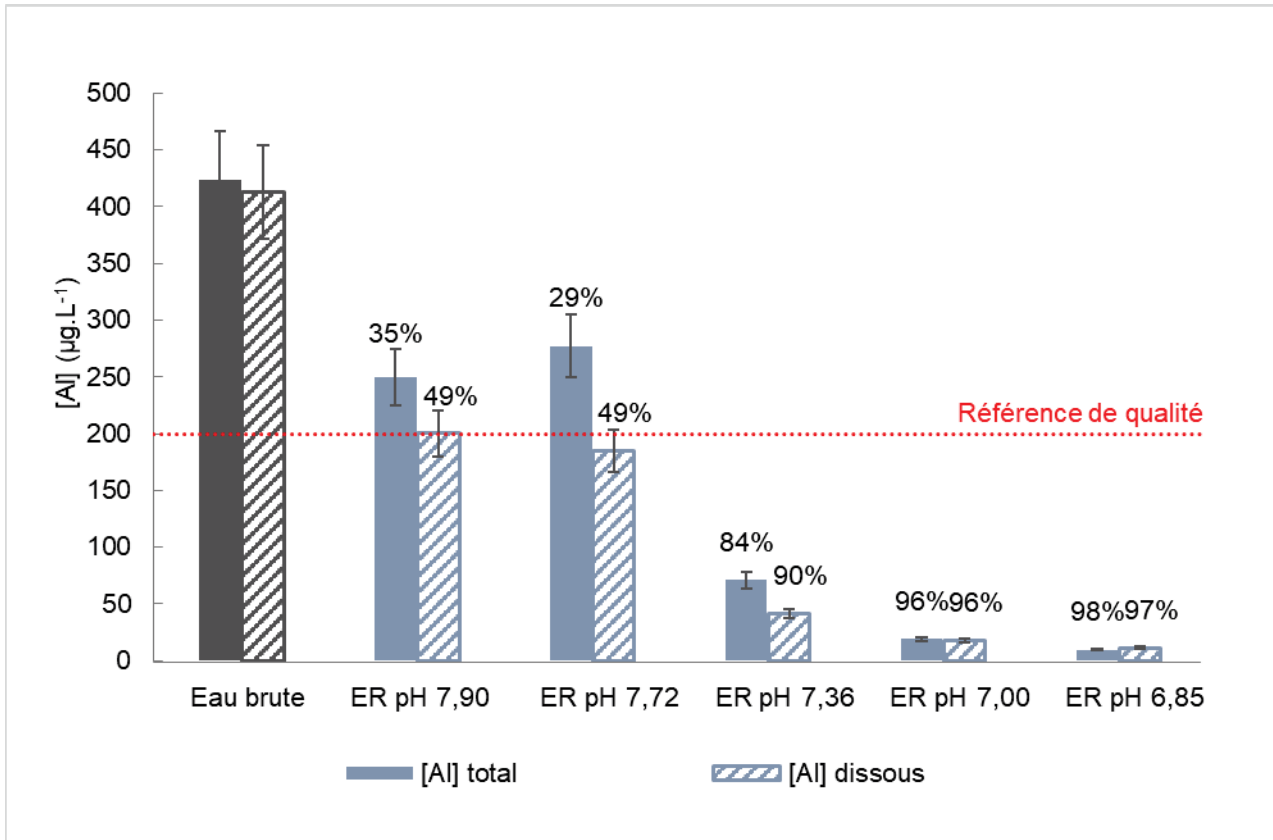
231 Dans les conditions testées (temps de contact de 30 min), la neutralisation par filtration sur calcaire
 232 terrestre ne permet donc pas d'atteindre l'équilibre calco-carbonique des eaux. De plus, les pH obtenus
 233 après neutralisation sont trop élevés pour un abattement optimum de l'aluminium. En effet, des pH
 234 supérieurs à 7,5 limitent sa précipitation en favorisant sa présence sous sa forme anionique soluble
 235 $Al(OH)_4^-$ (figure 1). Pour améliorer l'élimination de l'aluminium, les effets d'une reminéralisation par
 236 dopage en CO_2 sont étudiés afin d'obtenir des valeurs de pH de l'eau traitée plus faibles et donc plus
 237 favorables à une précipitation de l'aluminium.

238 2.2. Devenir de l'aluminium lors d'une reminéralisation par filtration sur calcaire terrestre

239 Le couplage dopage en CO_2 /filtration sur calcaire terrestre permet d'augmenter le TAC et le TH de l'eau
 240 traitée et de contrôler son pH. Les tests de reminéralisation réalisés sur l'eau du captage A (figure 3)
 241 montrent que la baisse du pH en sortie favorise bien la rétention de l'aluminium dans la colonne. La
 242 référence de qualité de l'aluminium est largement respectée pour des pH inférieurs ou égaux à 7,36
 243 (entre 6,85 et 7,36). Cette gamme de pH permet d'éliminer 84 à 98 % de l'aluminium dissous et
 244 particulaire. La similitude entre la gamme de pH optimale d'élimination et celle de précipitation (figure
 245 1) laisse donc supposer un piégeage de l'aluminium majoritairement par précipitation. Cependant, la
 246 présence d'un autre mécanisme d'élimination de l'aluminium pouvant se produire de manière
 247 concomitante à la précipitation comme un piégeage par adsorption (e.g. sur le biofilm développé ou sur
 248 de la matière organique de la ressource fixée à la surface du matériau filtrant) ne peut pas être exclue.

249 Après reminéralisation, l'équilibre calco-carbonique n'est pas parfaitement atteint, l'eau reste
 250 légèrement agressive (I_s compris entre -0,1 et -0,3). Un pH minimum de 7,2 étant généralement
 251 appliqué au niveau des unités de traitement afin de limiter les risques de corrosion des ouvrages et des
 252 réseaux de distribution, un compromis entre l'abattement de l'aluminium et la remise à l'équilibre calco-
 253 carbonique serait alors à trouver au niveau d'une potentielle unité de traitement.

254 *EB : Eau Brute ; ER : Eau Reminéralisée*



255 Figure 3 : Rendements d'élimination de l'aluminium en fonction du pH de l'eau traitée après
 256 reminéralisation sur calcaire terrestre de l'eau du captage A.

257 2.3. Devenir de l'aluminium lors d'une neutralisation et d'une reminéralisation par filtration sur 258 maërl

259 Le devenir de l'aluminium lors d'une neutralisation et d'une reminéralisation est ensuite étudié avec la
 260 filtration sur maërl pour comparer son efficacité à celle du calcaire terrestre. Lors de la neutralisation
 261 des eaux des captages A, B, C et D, les pH atteints en sortie (compris entre 8,4 et 9,0) sont supérieurs
 262 à ceux obtenus avec le calcaire terrestre et les eaux sont légèrement entartrantes (I_s de l'ordre de 0,1).
 263 Ce matériau présente donc une meilleure réactivité pour la remise à l'équilibre calco-carbonique mais
 264 les pH atteints en sortie sont trop élevés pour un abattement optimum de l'aluminium. La référence de
 265 qualité n'est alors pas systématiquement respectée. Par rapport à ceux obtenus avec le calcaire
 266 terrestre (*figure 2*), les abattements de l'aluminium dissous et particulaire sont similaires pour le captage
 267 C (abattement de l'ordre 45 %), plus élevés pour le captage A (de l'ordre de 60 %) et plus faibles pour
 268 les captages B et D (respectivement de l'ordre de 10 et 60 %). Ces différences sont dues aux variations
 269 plus ou moins importantes des concentrations initiales en aluminium dans les eaux brutes en fonction
 270 de la date de prélèvement. Plus la concentration initiale est élevée, plus les abattements sont
 271 importants.

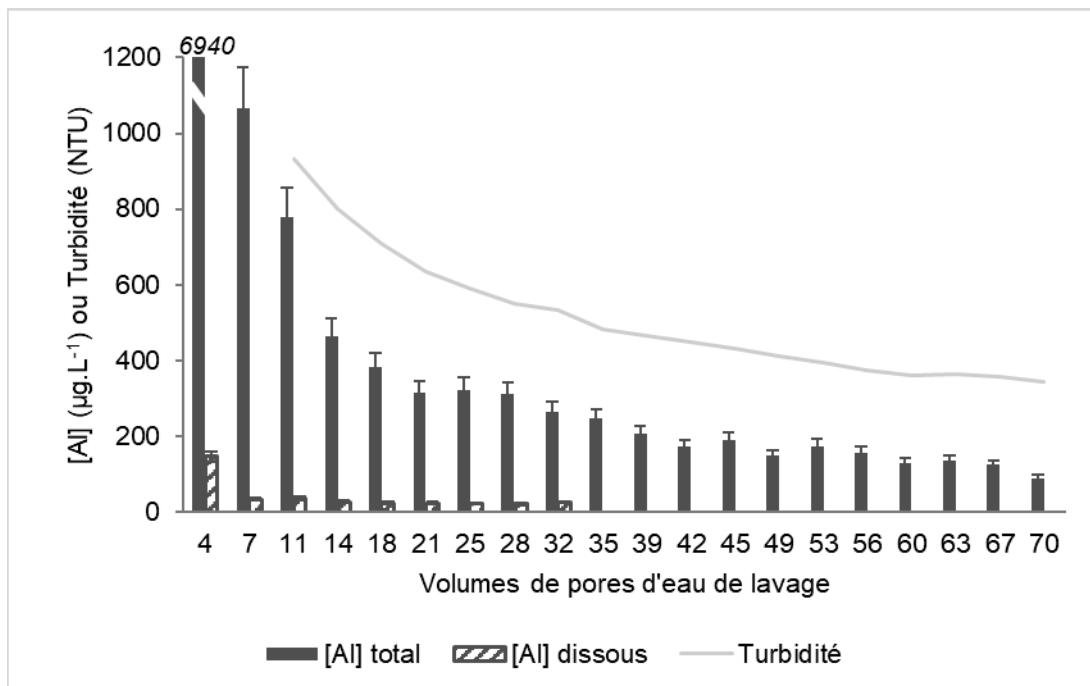
272 Une reminéralisation est à nouveau nécessaire pour assurer un meilleur abattement de l'aluminium.
273 Comme avec le calcaire terrestre (*figure 3*), des rendements d'élimination supérieurs à 98 % de
274 l'aluminium total sont obtenus pour des pH inférieurs ou égaux à 7,25 (entre 7,01 et 7,25). Cette gamme
275 de pH pourrait à nouveau engendrer des risques de corrosion des réseaux. Ainsi, un compromis entre
276 les objectifs du traitement pourrait également apparaître vis-à-vis de ce matériau au niveau d'une
277 potentielle unité de traitement.

278 **2.4. Devenir de l'aluminium dans les filtres**

279 **2.4.1. Etude d'un lavage sur pilote en laboratoire**

280 Durant les 15 jours de neutralisation *in situ* de l'eau du captage X ([Al] initiale de l'eau brute de l'ordre
281 de 250 µg.L⁻¹), un abattement moyen de 50 % de l'aluminium est observé. Ainsi, une accumulation de
282 près de 18 mg d'aluminium dans chacune des deux colonnes peut être estimée. Le pH de l'eau après
283 neutralisation est quant à lui de l'ordre de 8,2. Ces résultats sont cohérents avec ceux obtenus lors de
284 la neutralisation sur maërl en laboratoire (cf partie 2.3.) et montrent que le procédé maintient son
285 efficacité pendant au minimum 15 jours dans ces conditions. A l'issue de la période de neutralisation,
286 l'analyse de l'une des colonnes en SFX confirme l'accumulation d'aluminium au sein de la colonne. La
287 variation relative des teneurs en aluminium mesurées dans les différents échantillons prélevés le long
288 de la colonne indique qu'environ 50 % de l'aluminium accumulé est retenu en « entrée » de colonne,
289 30 % par la partie « intermédiaire » et 20 % en « sortie ». Si ces pourcentages ne sont qu'une indication
290 car le découpage de la colonne est arbitraire, ils permettent cependant de mettre en évidence une
291 accumulation graduelle cohérente avec l'alimentation ascendante de la colonne.

292 Le lavage de la deuxième colonne avec un mélange air/eau montre que l'aluminium retenu est
293 principalement sous forme particulaire (> 90 %) (*figure 4*). Il confirme donc le piégeage majoritairement
294 par précipitation et rend le mécanisme d'élimination de l'aluminium par sorption sur les matières
295 organiques de diverses origines présentes à la surface du matériau mineur. Le lavage se révèle efficace.
296 En effet, après le passage d'une soixantaine de volumes de pores d'eau de lavage, celle-ci présente
297 déjà une teneur en aluminium en dessous de la référence de qualité (teneur en début de lavage proche
298 de 7000 µg.L⁻¹). Par ailleurs, la quantité cumulée d'aluminium (12 mg) récupérée dans les eaux de
299 lavage après passage de 70 volumes de pores laisse supposer que près de 70 % de la quantité
300 d'aluminium retenu par le filtre est éliminé. Cependant, la turbidité résiduelle élevée d'environ 350 NTU
301 montre que le lavage du filtre n'est pas abouti. Ce test montre donc que l'aluminium retenu dans la
302 colonne pendant son fonctionnement est principalement sous forme particulaire et que, n'étant pas
303 fortement lié au matériau filtrant, celui-ci peut être facilement éliminé lors du lavage. Un risque de
304 relargage avec l'eau traitée n'est alors pas à exclure en cas de mauvaise gestion des filtres. Les
305 procédures d'exploitation des filtres devront certainement être adaptées en conséquence (e.g. lors du
306 renouvellement du matériau et/ou fréquence de lavage du filtre).

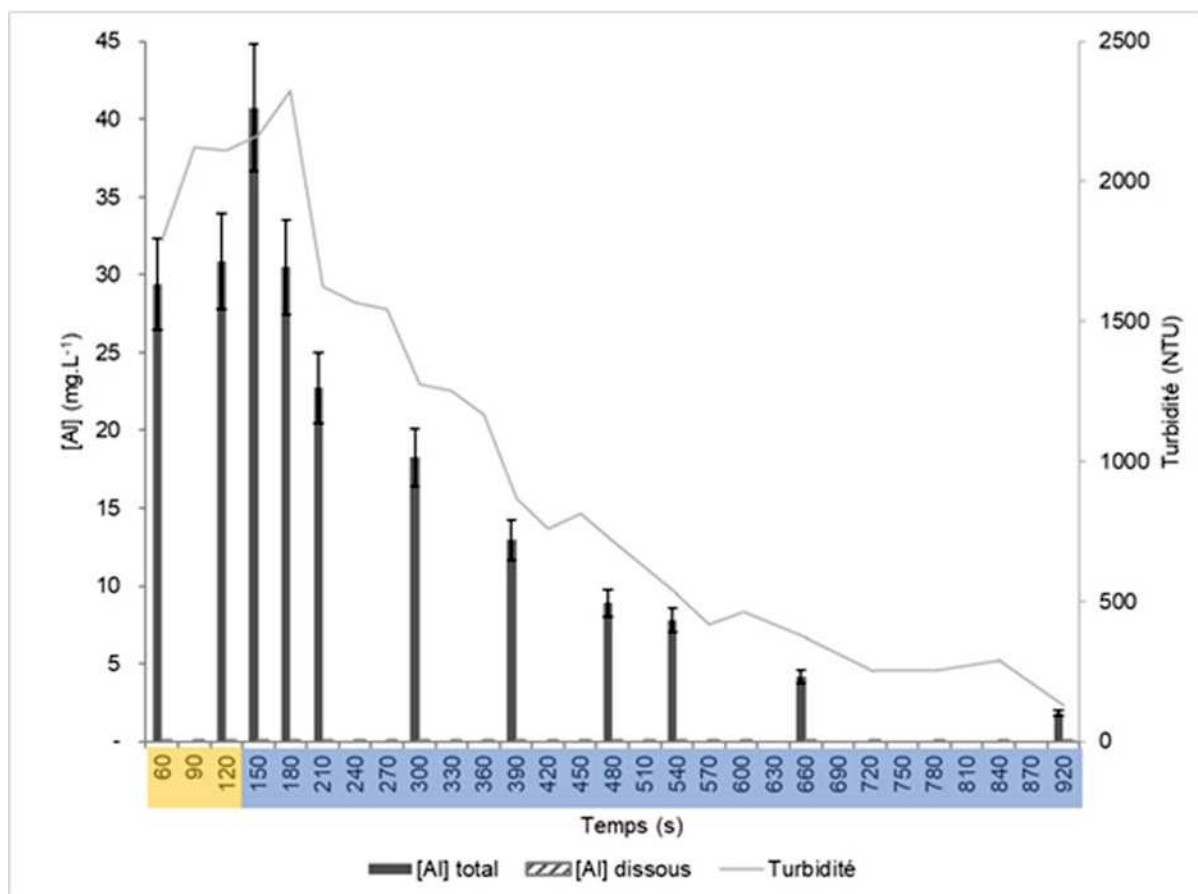


307 *Le nombre de volumes de pores représente le nombre de fois où la solution est renouvelée à l'intérieur*
 308 *de la porosité totale du matériau contenu dans la colonne.*

309 Figure 4 : Suivi des concentrations en aluminium et de la turbidité dans l'eau de lavage d'une colonne
 310 après 15 jours de neutralisation par filtration sur maërl de l'eau du captage X.

311 2.4.2. Suivi d'un lavage d'une unité de neutralisation

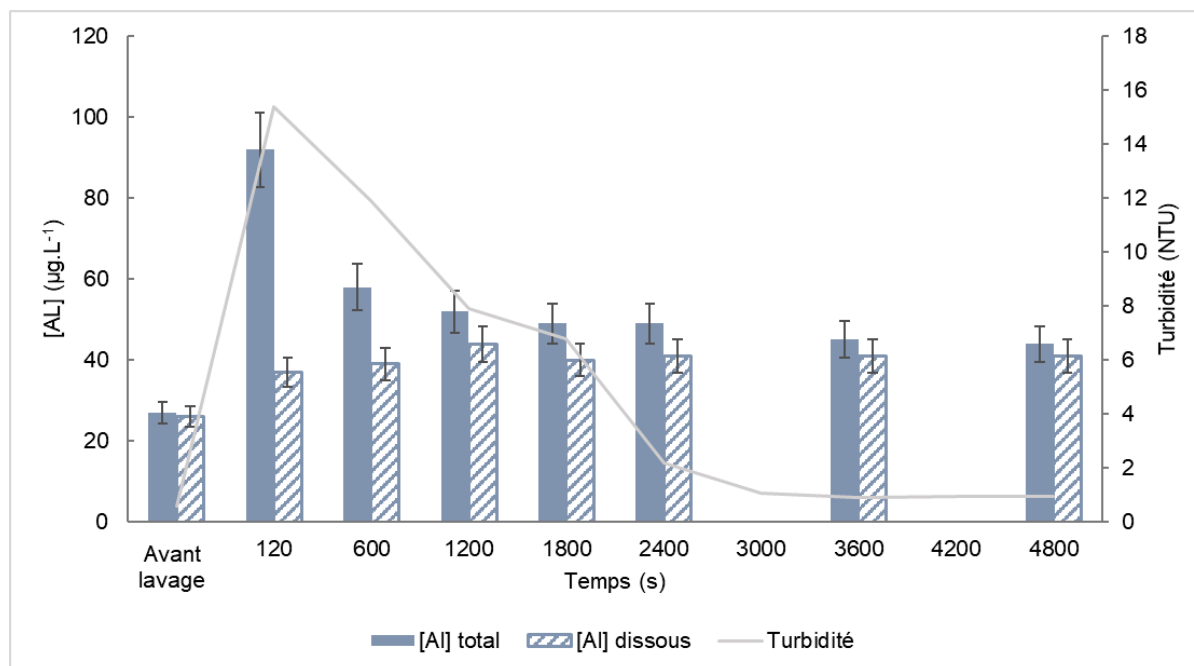
312 La filtration sur maërl de l'unité de traitement étudiée permet un abattement de l'aluminium compris
 313 entre 42 et 66 %, avec un pH de l'eau traitée de l'ordre de 7,5. Cet abattement est du même ordre de
 314 grandeur que celui obtenu sur le pilote de laboratoire pour un pH de l'eau traitée similaire. La *figure 5*
 315 montre que la concentration en aluminium dissous reste constante et faible (de l'ordre de 50 µg.L⁻¹)
 316 pendant toute la durée du lavage du filtre de l'unité de neutralisation étudiée, correspondant à l'ordre
 317 de grandeur présent dans la ressource. La concentration en aluminium dissous est négligeable devant
 318 la quantité d'aluminium particulaire (< 5 %). Celui-ci est facilement remobilisé lors du lavage, sa
 319 concentration diminue de 40 à 1,5 mg.L⁻¹. En fin de lavage, l'aluminium présent dans les eaux de lavage
 320 est principalement sous forme particulaire (96 %) et sa teneur de 1,5 mg.L⁻¹ est en relation avec la
 321 turbidité qui reste de l'ordre de 115 NTU. En effet, la concentration en aluminium total dans les eaux de
 322 lavage est parfaitement corrélée à la turbidité ($r^2 > 0,99$) qui augmente jusqu'à près de 2200 NTU en
 323 début de lavage puis diminue progressivement jusqu'à 115 NTU. Comme montré sur le pilote de
 324 laboratoire, le lavage d'un filtre exploité permet une élimination efficace de l'aluminium qu'il contient et
 325 cette élimination se fait majoritairement sous forme particulaire.



326 En jaune : air/eau filtrée ; en bleu : eau filtrée

327 Figure 5 : Evolution des concentrations en aluminium et de la turbidité lors du lavage d'un filtre d'une
 328 station de neutralisation par filtration sur maërl.

329 Lors du redémarrage du filtre, aucun à-coup de la conductivité ou du pH n'est observé bien que ce
 330 dernier semble légèrement plus élevé qu'avant le lavage (pH = 7,7 – 7,8). La turbidité diminue quant à
 331 elle progressivement durant les 50 premières minutes après le redémarrage en passant de 15 NTU à
 332 moins de 1 NTU (figure 6). Un pic de concentration en aluminium total ($\approx 90 \mu\text{g.L}^{-1}$ soit 3 fois la teneur
 333 de l'eau neutralisée avant lavage) est observé durant les 2 premières minutes après le redémarrage.
 334 Cette fuite d'aluminium peut être attribuée à une fraction particulière décrochée lors du lavage mais non
 335 éliminée du filtre avant redémarrage et donc encore présente en sortie de filtre. La concentration en
 336 aluminium total atteint progressivement des valeurs correspondant à une élimination proche de 42 %
 337 qui reste légèrement inférieure à celle mesurée avant lavage. Ce phénomène peut s'expliquer par le pH
 338 de l'eau traitée légèrement supérieur dû à une meilleure efficacité du filtre après lavage. En effet, une
 339 élévation du pH au-delà de 7,5 favorise la dissolution de l'aluminium sous forme $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ (figure 1).



340

341 Figure 6 : Evolution des concentrations en aluminium et de la turbidité dans l'eau neutralisée lors du
 342 redémarrage d'un filtre d'une station de neutralisation par filtration sur maërl.

343

344 Conclusion

345 Les petits captages étudiés présentent naturellement des eaux agressives et riches en aluminium. Pour
 346 corriger ces dérives de qualité, un traitement simple tel que la neutralisation-reminéralisation par
 347 filtration sur calcaire terrestre ou maërl semble pertinent d'un point de vue technique et soutenable
 348 économiquement. Ces traitements permettent de corriger l'agressivité des eaux et peuvent
 349 simultanément favoriser la précipitation et donc l'élimination de l'aluminium.

350 Les essais pilotes réalisés montrent que les pH atteints (de l'ordre de 8) après une simple neutralisation
 351 par filtration sur calcaire terrestre ou sur maërl permettent d'abattre une partie de l'aluminium mais sont
 352 trop élevés pour respecter systématiquement la référence de qualité de 200 µg.L⁻¹ dû à la solubilisation
 353 de l'aluminium sous forme $Al(OH)_4^-$. Ces résultats ont été confirmés au niveau d'une unité de
 354 neutralisation en fonctionnement. Une reminéralisation par couplage CO_2 /filtration sur matériau alcalino-
 355 terreux se révèle quant à elle efficace vis-à-vis de l'élimination de l'aluminium en fonction des réglages
 356 choisis. En effet, ce traitement permet de contrôler le pH de l'eau traitée et, en limitant sa solubilité,
 357 d'obtenir un fort abattement de l'aluminium (de 84 à plus de 98 %) pour des pH compris entre 7,0 et 7,3
 358 quel que soit le matériau filtrant. Cependant, des valeurs de pH de l'eau traitée proches de 7 peuvent
 359 potentiellement entraîner des problèmes de corrosivité. Pour mettre en œuvre ce type de traitement, il
 360 conviendra donc de définir quelle agressivité et/ou corrosivité des eaux traitées est acceptable.
 361 L'aluminium étant piégé majoritairement par précipitation au sein du massif filtrant, la question de son
 362 devenir est alors primordiale pour éviter des fuites vers le réseau de distribution. Le suivi du lavage d'un
 363 filtre avec un mélange air/eau en laboratoire ainsi que sur une unité de traitement existante a montré
 364 qu'il permet d'éliminer la majorité de l'aluminium particulaire piégé dans le lit filtrant. Ainsi, des lavages

365 fréquents et réguliers pourraient limiter l'accumulation d'aluminium dans l'ouvrage et ainsi limiter le
366 risque de fuite vers le réseau.

367 Remerciements

368 Les auteurs remercient l'Agence de l'Eau Adour-Garonne et la région Nouvelle-Aquitaine pour leurs
369 financements. Ils remercient également les collectivités et la SAUR qui ont permis l'accès à leurs
370 installations, ainsi que les différents acteurs du territoire impliqués dans l'étude générale.

371 Bibliographie

372 ANSES (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail)
373 (2011) : *Étude de l'alimentation totale française 2*. Tome 1 : Contaminants inorganiques, minéraux,
374 polluants organiques persistants, mycotoxines, phyto-estrogènes, 346 p.

375 Arrêté du 11/01/07 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à
376 la consommation humaine mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du
377 code de la santé publique. JO n° 31 du 6 février 2007.

378 BUZIER R., DEVILLERS D., BORDAS F., GUIBAUD G. (2016) : *Rapport final : La problématique de*
379 *l'aluminium dans la ressource en eau potable du plateau de Millevaches*, 63 p. (consultation le 6 avril
380 2020). Disponible en ligne : http://oai.eau-adour-garonne.fr/oai-documents/61086/GED_00000000.pdf.

381 DRISCOLL C.T. (1985): « Aluminum in acidic surface waters: Chemistry, transport, and effects ». *Environmental Health Perspectives*; 63: 93-104.

383 DRISCOLL C.T., SCHECHER W.D. (1990) : « The chemistry of aluminum in the environment ». *Environmental Geochemistry and Health*; 12 (1-2): 28-49. <https://doi.org/10.1007/BF01734046>.

385 EFSA (European Food Safety Authority) (2008) : *L'EFSA émet un Avis sur la Sécurité de l'Aluminium*
386 *dans l'Alimentation*. (consultation le 20 mars 2020). Disponible en ligne :
387 <https://www.efsa.europa.eu/fr/press/news/080715>.

388 EXLEY C. (2013) : « Human Exposure to Aluminium ». *Environ. Sci.: Processes Impacts*; 15 (10): 1807
389 -16. <https://doi.org/10.1039/C3EM00374D>.

390 GUIBAUD G., AYELE J. (1997) : « Libération d'ions aluminium par des sols limousins - Influence de la
391 nature, de l'âge de la plantation et de quelques facteurs physico-chimiques, conséquences sur la
392 pollution des eaux naturelles ». *Journal Européen d'Hydrologie* ; 28, 235-258.

393 GUIBAUD G., GAUTHIER C. (2003) : « Study of aluminium concentration and speciation of surface
394 water in four catchments in the Limousin region (France) ». *Journal of Inorganic Biochemistry*; 97, 16-
395 25.

396 HEM J.D. (1968) : « Graphical methods for studies of aqueous aluminum hydroxide, fluoride, and sulfate
397 complexes ». *USGS Numbered Series 1827-B. Water Supply Paper. U.S. GPO.*
398 <http://pubs.er.usgs.gov/publication/wsp1827B>.

399 LOI n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de
400 l'environnement. 2009. 2009-967. (consultation le 26 mars 2020). Disponible en ligne :
401 <https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000020949548>.

- 402 RODIER J., LEGUBE B., MERLET N. (2016) : *L'analyse de l'eau*. Ed. 10. Dunod, 1760 p.
- 403 SPOSITO G. (1995) : *The Environmental Chemistry of Aluminum*, Second Edition. CRC Press, 486 p.
- 404

	Captage A	Captage B	Captage C	Captage D	Captage X	Unité de traitement
pH	5,1 ± 0,1	4,8 ± 0,2	5,0 ± 0,2	4,6 ± 0,1	5,5 ± 0,2	5,4 ± 0,1
CE à 25°C ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	28 ± 2	24 ± 2	27 ± 2	62 ± 2	40 ± 5	107 ± 2
TAC (°f)	0,4 ± 0,2	0,3 ± 0,2	0,2 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,5 ± 0,1	NM
TH (°f)	0,30 ± 0,06	0,24 ± 0,02	0,36 ± 0,06	0,6 ± 0,1	0,7 ± 0,1	NM
[Al] total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	280 ± 130	430 ± 20	220 ± 50	1900 ± 600	260 ± 60	77 ± 2
[Al] dissous ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	260 ± 120	380 ± 30	190 ± 60	1900 ± 600	250 ± 50	50 ± 5
COD (mg.L^{-1})	1,4 ± 0,8	1,2 ± 0,5	2 ± 1	2 ± 1	0,5 ± 0,1	NM
[F ⁻] ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	73 ± 3	50 ± 5	48 ± 7	170 ± 10	NM	NM

405 *CE : Conductivité électrique ; COD : Carbone Organique Dissous ; NM : Non Mesuré. Les écarts-types*
406 *représentent les variations observées sur la période de suivi.*

407 *Tableau I : Caractéristiques physico-chimiques des eaux prélevées au niveau des cinq captages ciblés*
408 *et de la ressource de l'unité de traitement étudiée.*