



# Caractérisation du phénomène d'eutrophisation algal du Cusancin

Caractérisation du phénomène d'eutrophisation algal et des flux d'éléments  
nutritifs sur le bassin versant du Cusancin

Bilan de l'année 2019



# SOMMAIRE

<b>I. Introduction.....</b>	<b>3</b>
<b>II. Matériel et méthode.....</b>	<b>4</b>
II.1 Site d'étude .....	4
II.1.1 Le Bassin versant du Cusancin .....	4
II.2 Etude du phénomène de colmatage algal .....	5
II.3 Mesure des paramètres environnementaux .....	9
<b>III. Résultats Discussions .....</b>	<b>12</b>
III.1 Etude du phénomène de colmatage algal .....	12
III.1.1 Recouvrement stationnel .....	12
III.1.1.1 Biomasse stationnelle .....	13
III.1.2 Comparaison des valeurs obtenues avec d'autres études .....	14
III.2 Mesure des paramètres environnementaux .....	17
III.2.1 Nitrates .....	17
III.2.2 Phosphates .....	21
III.2.3 Comparaison des valeurs mesurées à des valeurs de référence de qualité de l'eau .....	25
III.2.4 Autres paramètres .....	26
III.2.5 Données issues d'ADES .....	26
III.2.6 Réflexions relatives à la mise en place d'un arrêté nitrate à l'échelle du bassin versant ..	28
<b>IV. Conclusion Perspectives .....</b>	<b>31</b>
<b>V. Bibliographie : .....</b>	<b>33</b>

# I. Introduction

Depuis plusieurs années, et en particulier depuis 2010, des phénomènes de mortalités massifs de salmonidés (truites et ombres) ont été constatés dans les rivières comtoises (Loue, Dessoubre, Cusancin...).

Ces cours d'eau présentent la caractéristique commune de faire partie d'aquifères karstiques. De par leur nature, ces derniers sont très sensibles aux phénomènes de pollution car ils possèdent une très faible capacité de filtration.

De plus, les bassins drainés par ces cours d'eau sont généralement grands, accentuant de fait les problèmes de pollutions diffuses en les concentrant dans un même cours d'eau. Par ailleurs, les milieux karstiques sont généralement fortement exploités par l'Homme car les sols sont riches (BAKALOWICZ, 1999 in PARIS, 2010).

Plusieurs groupes de travail sont au chevet de ces rivières et travaillent sur différents compartiments de ces écosystèmes. L'OFB (ex AFB au 1<sup>er</sup> janvier 2020) est notamment impliqué, en collaboration avec différents partenaires, dans le suivi des mortalités, en direct avec des comptages hivernaux et aussi par l'évaluation des conséquences sur les peuplements par des campagnes de suivi par pêche électriques en été. Le Cusancin apparaît comme l'une des rivières les plus impactées. Ainsi, sur les deux stations suivies au niveau du cours d'eau, les biomasses piscicoles de salmonidés sont très éloignées des valeurs de références. L'état de la population d'ombre apparaît tout particulièrement comme extrêmement préoccupant avec un effondrement de ses biomasses depuis 2017. Les espèces accompagnatrices apparaissent également dans des abondances très déficitaires, tout particulièrement sur la partie aval de la rivière.

Depuis déjà de nombreuses années, des développements algaux sont constatés sur ces cours d'eau (LAMY, 2018 ; AGENCE DE L'EAU RMC, 2000 ; DREAL FC, 1992; HALLOUIN, 1984 ; VERNEAUX, 1973 in PARIS, 2010), en particulier le Cusancin. Ce dernier fait ainsi partie des milieux aquatiques fragiles vis-à-vis des phénomènes d'eutrophisation référencés dans la carte 5B-A du SDAGE RMC. Des fiches contrôles faisant état des lieux de la situation ont été régulièrement remontées auprès de l'administration par le service départemental de l'OFB du Doubs.

Dans le but d'une meilleure prise en compte de cette problématique, l'OFB a souhaité contribuer à la caractérisation du phénomène sur cette rivière en réalisant des mesures de colmatage par les algues. Par ailleurs, des mesures des éléments physico-chimiques pouvant être à l'origine de ce phénomène ont également été réalisées.

**Objectif : caractériser le recouvrement algal sur différents sites du Cusancin et le mettre en relation avec des analyses physico-chimiques à l'échelle du bassin versant permettant de cibler les origines du problème.**



Figure 1: Illustration du phénomène de développement algal sur le Cusancin et certains de ses affluents (S. BESSON et S. LAMY).

## II. Matériel et méthode

### II.1 Site d'étude

#### II.1.1 Le Bassin versant du Cusancin

Le Cusancin est une rivière karstique située dans le département du Doubs (25). S'écoulant sur environ 12 km, il constitue l'un des affluents de la rivière Doubs qu'il rejoint en rive gauche, dans sa partie moyenne, au niveau de Baume-les-Dames.

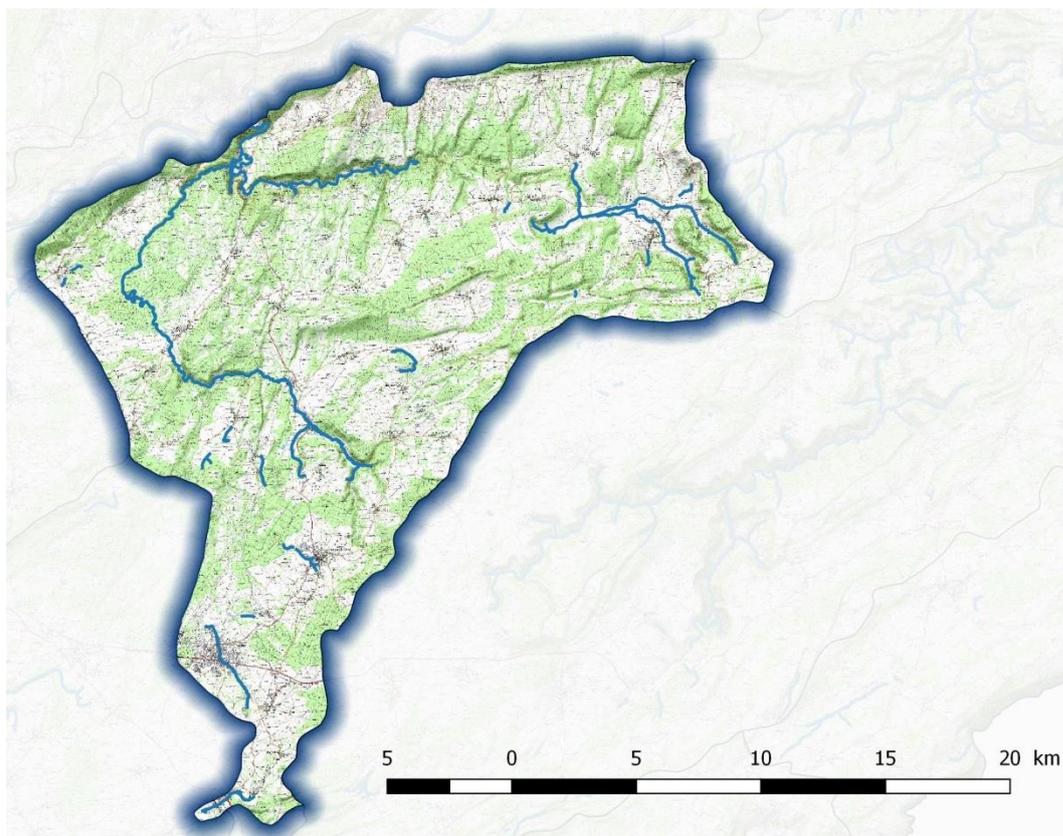


Figure 2: Cartographie du Bassin versant du Cusancin (source SDAGE RMC)

Le réseau hydrographique superficiel du bassin versant du Cusancin est assez restreint. Ses principaux affluents directs sont, d'amont en aval : le torrent des Alloz, la Taverotte (ou Theverotte), les Narines du Diable, la Glaie noire et le Sesserant.

Cependant, les écoulements souterrains sur ce bassin sont extrêmement complexes. De nombreux traçages à la fluorescéine ont mis en évidence que les sources du Cusancin et de ses affluents partageaient le même bassin versant. Ainsi, une partie du bassin versant de l'Audeux, du Sesserant, de la Glaie noire, des Narines du Diable et de la Taverotte serait commune à tous ces cours d'eau (PARIS, 2010).

Les temps de transferts dans le karst de ce bassin sont très variables. Ainsi, en fonction des zones, il s'écoule entre 2 et 698 heures entre l'instant où la fluorescéine est injectée et sa réapparition au niveau du réseau superficiel (d'après carte des traçages IDEO BFC). Le temps moyen de transfert

étant de 130h et le temps médian de 60h environ. On peut donc ainsi estimer les temps de transferts de différents éléments (nutriments, polluants, ...) au niveau du bassin.

Il apparaît donc primordial pour comprendre tout phénomène impactant le réseau hydrographique du Cusancin de prendre en compte l'ensemble de son bassin versant hydrogéologique.

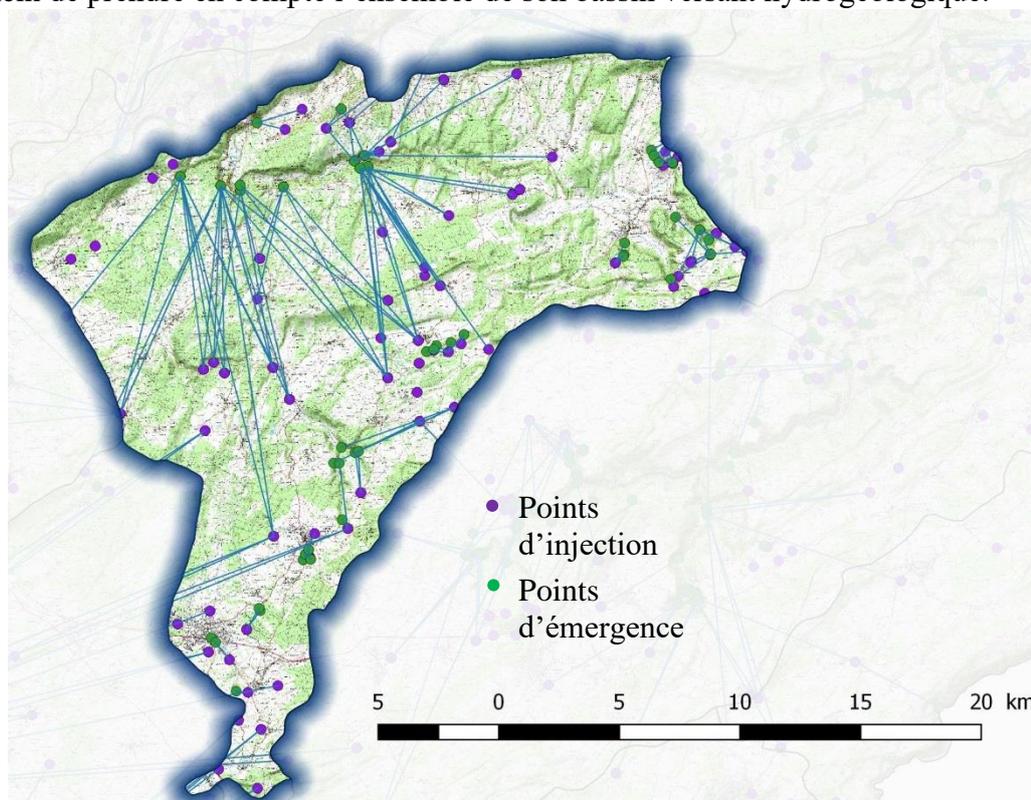


Figure 3: Cartographie des circulations souterraines reconnues par traçages au niveau du Bassin versant du Cusancin.

## II.2 Etude du phénomène de colmatage algal

La méthode de suivi du recouvrement algal de GUMARD et MAZZARINO de 2003, finalisée par DEGIORGI en 2006, permet la réalisation de mesures quantitatives précises à l'échelle stationnelle. Elle a déjà été utilisée sur différents cours d'eau karstiques (Loue, Dessoubre, Cusancin, Ain,...).

Cette méthode permet de caractériser :

- le **recouvrement algal** à l'échelle stationnelle via une cartographie des différentes classes de recouvrement.

Le taux de colmatage en plan est estimé à l'aide d'une cartographie codifiée des surfaces colonisées par les algues. Les plages de recouvrement homogènes sont délimitées à 0,5 m près à l'aide d'un décimètre ou d'un topefil, en utilisant une grille d'aide à l'estimation des recouvrements. Elles sont ensuite reportées sur un plan de la station. Les classes de recouvrement utilisées ont un intervalle de 10 % sauf les 2 premières classes qui s'étendent respectivement de 1 à 5 % et de 6 à 10 %.

Les cartes sont numérisées sous Q-gis pour calculer la surface relative de chaque classe de recouvrement. On dispose ainsi d'un « profil de recouvrement stationnel ».

Trois descripteurs synthétiques du colmatage algal en plan peuvent ainsi être renseignés :

- **Le taux de colmatage global [TCG]** égal à la somme de toutes les plages affectées par une intensité de recouvrement supérieure à 3 %.
- **Le taux de colmatage efficace [TCE]** égal à la somme des surfaces relatives des différentes plages de recouvrement pondérées par leur intensité de colmatage respectif.
- **La surface relative de la classe > 90%** constitue également un indicateur synthétique. La carte des plages de colmatage en plan est également utilisée pour définir les modalités d'un échantillonnage stratifié des biomasses algales.

- la **biomasse** présente sur la station via un échantillonnage stratifié

Les classes de recouvrement surfaciques sont utilisées comme strates statistiques. Pour tenir compte de la variation probable de l'épaisseur, de l'état physiologique et de la densité des colonies algales au sein d'une même classe de recouvrement, un minimum de 3 prélèvements sont effectués au sein de chaque strate. Enfin, les placettes à échantillonner sont sélectionnées le long de 4 transects balayant des situations contrastées.

Cette approche stratifiée et systématique constitue donc aussi une prospection différenciée des habitats aquatiques dominants. Elle permet la comparaison des biomasses obtenues avec les résultats d'approches plus classiques conçues autour de transects aléatoires.

#### **Modalités spatiales de prélèvement :**

1° Les 4 transects sont implantés sur la station de façon à recouper des gammes de recouvrement d'intensité croissante :

- 1 transect sur la zone de colmatage la plus faible ;
- 2 transects sur les zones de colmatage "moyen" (distinguer le mode de colmatage) ;
- 1 transect sur les zones de colmatage maximal.

2° Sur chaque transect, de 3 à 6 prélèvements d'algue sont effectués à l'aide d'un filet Sürber, placé face au courant. Les placettes sont sélectionnées à chaque changement d'épaisseur. Le substrat y est raclé avec un grattoir pour décoller toutes les algues.



Figure 4: Prélèvement au filet Surber sur la station de Cusance (S. BESSON)

3° Pour chaque échantillon, la profondeur, le substrat, la vitesse, la distance à la rive la plus proche, et sa strate d'appartenance (classe de recouvrement en plan) sont notés.

4° Les algues sont séparées des impuretés (larves d'insectes, éléments minéraux, bryophytes...) avec des pinces brüssel n° 7 jusqu'au moment où il devient impossible à l'œil nu d'éliminer les éléments non algaux sans enlever aussi des bribes d'algues.

Une alternative est le tri mécanique par lavages successifs qui est plus rapide que le tri manuel et donne des résultats identiques à celui-ci mais nécessite un matériel de terrain spécifique (pompe).



Figure 5: Tri des échantillons (S. BESSON)

5° Les échantillons sont essorés plusieurs fois à l'aide d'uneessoreuse à salade rotative jusqu'à ce que la masse du filet d'eau expulsé au bout de 30 secondes de rotation soit inférieure à 1% de la masse d'algue essorée résiduelle.

6° L'échantillon essoré est pesé pour obtenir le poids frais essoré (PF).

7° Pour le poids sec (PS), les échantillons sont conditionnés en sachet plastique puis, au laboratoire, ils sont placés 8 heures à l'étuve à 105°C.



Figure 6: Pesées des échantillons en laboratoire suite au passage à l'étuve (S. BESSON)

8° Si la reconnaissance au genre n'est pas possible sur le terrain, il faut prélever un sous-échantillon de chaque colonie non déterminée dans un mélange de formol à 5% et d'acétate de cuivre à 3% pour procéder à l'identification en laboratoire (coloration, loupe binoculaire) à l'aide du guide algue de RODRIGUEZ et VERGON (1996). Cette étape n'a pas été effectuée dans cette étude du fait du manque de compétence en interne sur la détermination des taxons algaux.

La biomasse stationnelle moyenne fraîche, exprimée en g/m<sup>2</sup>, est alors estimée par la moyenne stratifiée calculée à partir des PF par placettes pondérés par la surface relative des différentes classes de recouvrement. Pour cela on définit les variables suivantes :

- 1 - Poids des strates :  $W_i = S_i / S_{station}$
- 2 - Biomasse de chaque strate en g/m<sup>2</sup> :  $B_i = R_i \times (\sum P_i) / n_i \times 20$ .
- 3 - Biomasse totale moyenne en g/m<sup>2</sup> :  $B_{sr} = \sum (W_i * B_i)$
- 4 - Variance de la mesure cf. formule de la variance stratifiée in FRONTIER 1983

Où

$S_i$  = Surface de la strate  $i$ .

$S_{station}$  = Surface de la station.

$W_i$  = Poids de la strate  $i$ .

$R_i$  valeur médiane de la classe de recouvrement de la strate  $i$  (en %)

$n_i$  nombre de prélèvement (de 1/20e de m effectué pour la strate  $i$ )

$P_i$  = Biomasse d'un prélèvement appartenant à la strate  $i$   $B_i$  = Biomasse de la strate  $i$ .

$B_{st}$  = Biomasse moyenne totale de la station en g/m<sup>2</sup>.

Des estimations des poids secs peuvent être déduites de la biomasse moyenne fraîche à l'aide du rapport entre le poids frais moyen sur les n placettes et la valeur moyenne des deux autres descripteurs calculés sur les 3 prélèvements passés à l'étuve.

#### **Fréquence de suivi :**

Dans le cadre de cette étude **3 passages dans l'année** ont été réalisés au moment des « pics » algaux (début = mai, moitié = juillet et fin = août) bien que certaines études proposent des suivis plus fins avec un pas de temps beaucoup plus resserré.

#### **Stations de suivi :**

**Deux stations** sur le cours du Cusancin, l'une située en amont, au niveau de Cusance et la seconde en aval de Pont les Moulins (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) permettent de décrire le phénomène sous ses différentes formes et intensités. En effet, le colmatage apparaît très intense sur le cours amont de la rivière et semble plus diffus sur sa partie la plus aval.

Par ailleurs, étant donné le fonctionnement karstique du Cusancin, deux stations de mesures de recouvrement algal sur le cours de l'Audeux (alimentant le Cusancin via le Sesserant) et de la Baume (alimentant le Cusancin au niveau des sources) étaient initialement envisagées. Elles devaient permettre de mettre en évidence l'importance de ce phénomène sur l'ensemble du bassin versant. Cependant, le protocole mis en place étant relativement chronophage, ces 2 stations n'ont pas été suivies.

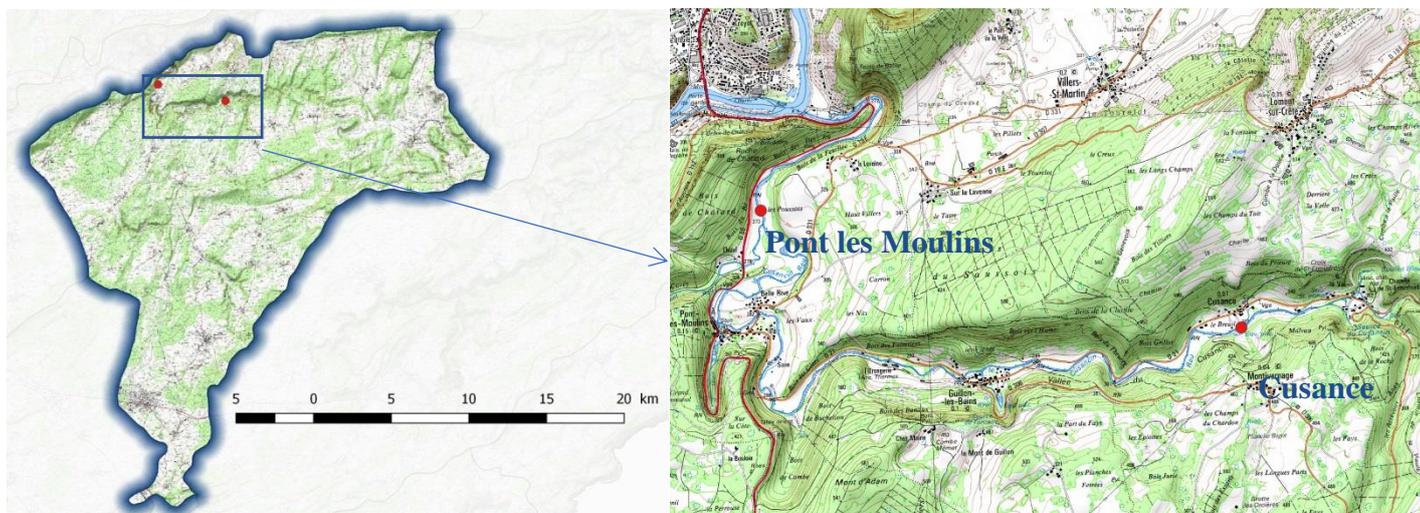


Figure 7: Localisation des stations de suivi algal

### **II.3 Mesure des paramètres environnementaux**

Afin d'interpréter et d'expliquer pour partie les pressions induisant le colmatage, la mesure de différents paramètres du milieu est indispensable.

D'après la bibliographie, le matériel et les compétences disponibles en interne, les paramètres suivants ont été retenus pour répondre à la problématique :

- nitrates (NO<sub>3</sub>-)
- phosphates (ortho phosphates PO<sub>4</sub>-)

- température
- conductivité
- pH
- oxygène dissous (traduction d'un des impacts du développement algal)
- ammonium NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (traduction d'un des impacts du développement algal)

Un photomètre compact PF12 (Macherey Nagel) a été utilisé pour effectuer les mesures via des tests Visio color de nitrates (test 5-41 931241F), phosphates (test 5-84 931284) et ammonium (15 9312100). Cet appareil permet des mesures de terrain précises avec des seuils de détection adaptés aux mesures en milieux naturels.

Les mesures de température et d'oxygène ont été réalisées à l'aide d'une sonde à oxygène Oxi 3310 IDS (WTW)

Le pH et la conductivité ont été mesurés grâce à un thermo conducti ph mètre COMBO (Hanna).

Les mesures physico chimiques sont réalisées dans la colonne d'eau. Cependant, il semble que l'eau interstitielle soit également une source importante d'apport en éléments nutritifs (FROSSARD, 2006). Cette mesure nécessite du matériel spécifique pour la prélever. Un prototype d'après les plans de FROSSARD a été fabriqué. Ce matériel constitué d'un tube métallique percé de trous d'un diamètre de 0,6 mm à sa base est inséré dans le substrat à l'aide d'une masse et d'une barre à mine. Une fois mis en place, un tube PVC relié à un tuyau et un système d'aspiration (seringue) est inséré dans le tube métallique. L'eau est pompée avant d'être analysée. La profondeur de prélèvement est d'environ 15 cm.

Depuis le mois de décembre 2019, des tubes PVC ont été installés de manière fixe sur une partie des stations de suivis. Ils permettent ainsi un gain de temps important dans le prélèvement de l'eau interstitielle.



Figure 8 : Matériels utilisés pour les prélèvements d'eau interstitielle (S. BESSON et S. LAMY)

Au niveau des points de mesures des paramètres environnementaux, en plus des quatre stations initialement prévues pour le suivi algal, les différents points d'entrée dans le Cusancin ont été ajoutés. Six stations supplémentaires ont ainsi été retenues (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

Il s'agit de la Source bleue, la Source noire, la Taverotte, les Narines du Diable, la Glaie noire et le Sesserant. Le torrent des Alloz, en assec une majeure partie de l'année, n'a pas été retenu. Dix points de mesure sont ainsi réalisés au total.

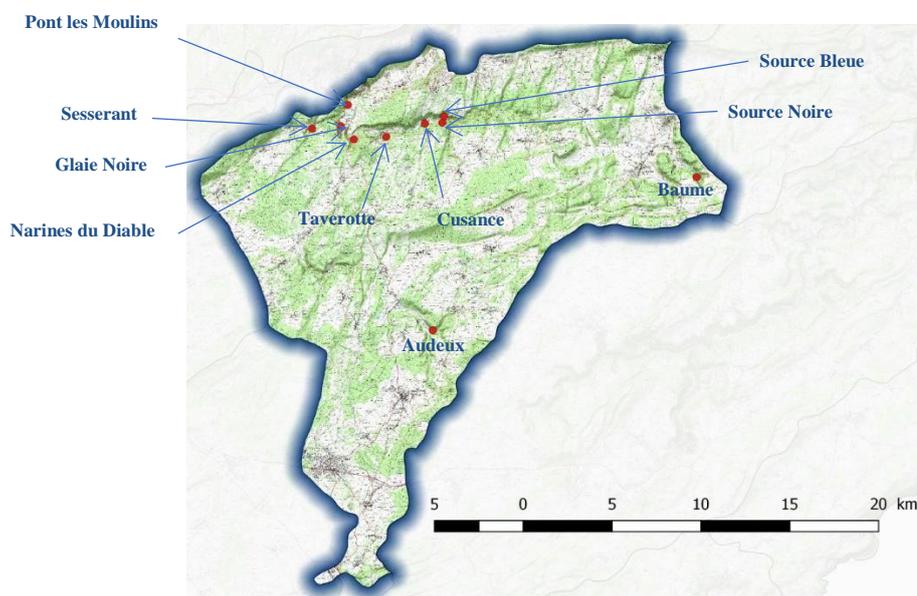


Figure 9: Localisation des stations de suivi physico-chimique

Un suivi mensuel permet de mesurer l'évolution au cours d'une année des différents paramètres. Ce suivi peut être intensifié au besoin si des résultats alarmants pouvant correspondre à certaines périodes critiques sont constatés.

Il s'est avéré assez complexe de réaliser le suivi de manière mensuelle, essentiellement pour des raisons de temps.

Le croisement des données obtenues avec l'inventaire des circulations souterraines reconnues par traçage permettra d'identifier plus précisément des « zones d'apport » en éléments nutritifs.

### III. Résultats Discussions

#### III.1 Etude du phénomène de colmatage algal

##### III.1.1 Recouvrement stationnel

Station de Cusance

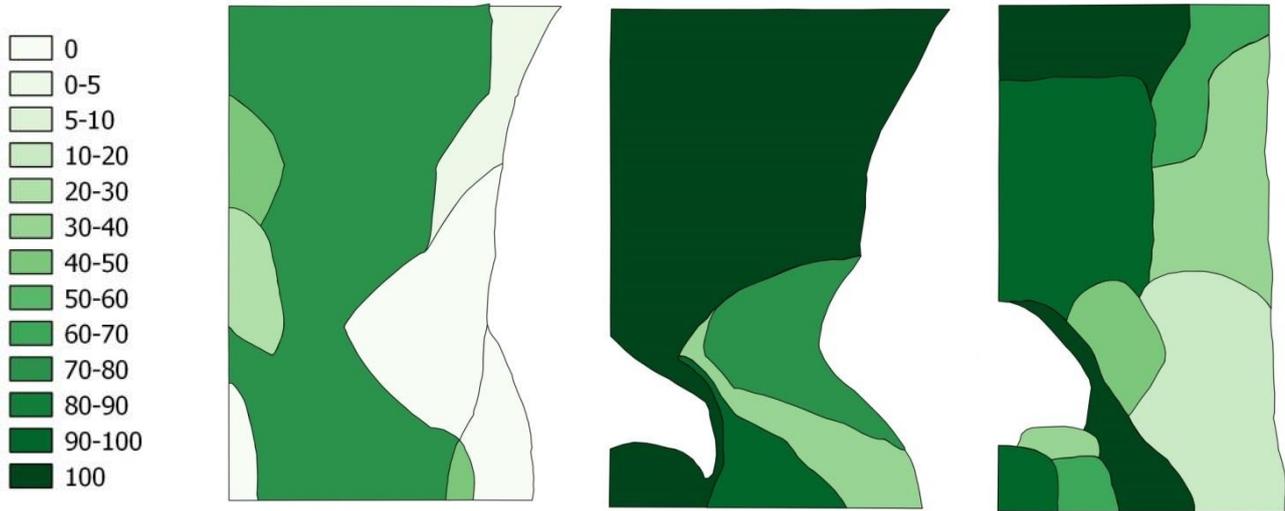


Figure 10: Cartographie de l'évolution du recouvrement algal sur la station de Cusance lors des suivis du 27 mai, 08 juillet et 20 août 2019

Station de Pont les Moulins

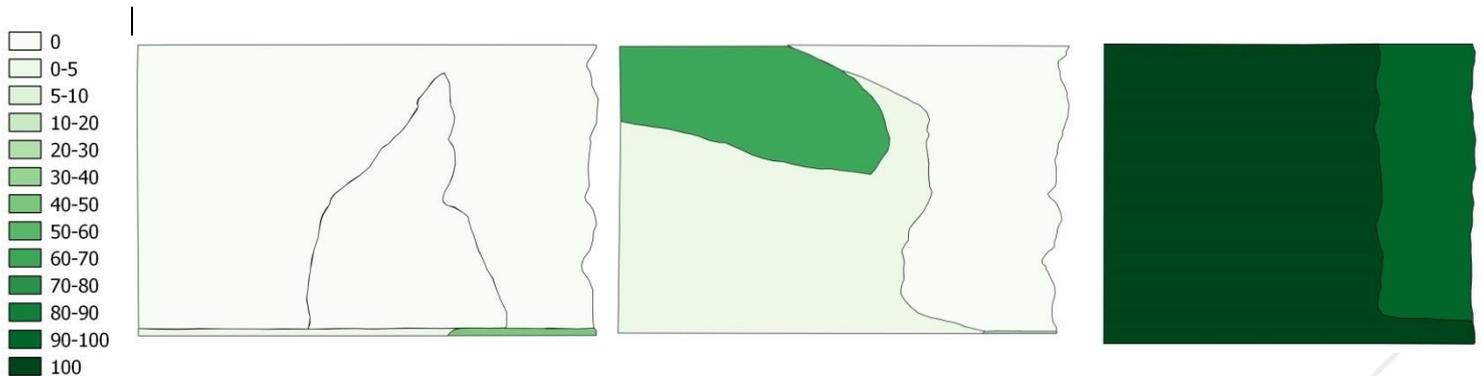


Figure 11: Cartographie de l'évolution du recouvrement algal sur la station de Cusance lors des suivis du 28 mai, 09 juillet et 21 août 2019

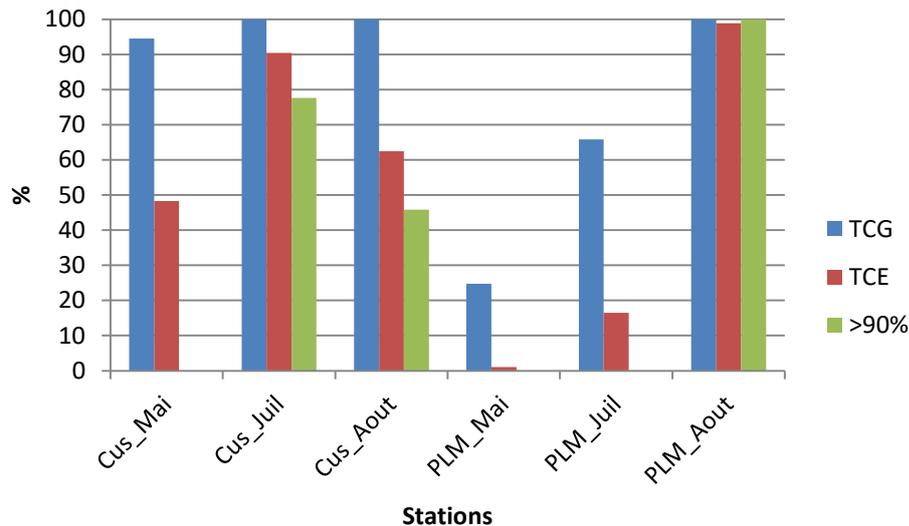


Figure 12: Histogramme comparatif du Taux de Colmatage Global (TCG), du Taux de Colmatage Efficace (TCE) et de la surface relative de la classe >90% sur les deux stations de suivi sur les 2 stations du Cusangin (Cus = Cusance, PLM = Pont les Moulins).

On note une dynamique de l'évolution du recouvrement différente entre les deux stations. Ainsi, sur la station de Cusance, le TCG est déjà très élevé dès la campagne de mai (94.5%) et atteint 100% lors des deux campagnes suivantes. Le TCE et la surface relative de la classe >90% montrent quant à eux une tendance différente à celle du TCG mais comparables entre elles. Ainsi, on voit qu'un pic est atteint pour ces 2 paramètres lors de la campagne de juillet. Cela traduit une dynamique de recouvrement précoce.

Sur la station de Pont les Moulins, on note une croissance progressive du TCG et du TCE au fur et à mesure des campagnes de prélèvement (respectivement 25, 66, 100% et 1, 16, 99%). La surface relative de la classe >90% explose quant à elle lors de la campagne du mois d'août passant de 0 à 100%. Ces tendances semblent être la traduction d'une évolution croissante du recouvrement algal de ce secteur avec un pic plus tardif que sur la partie amont du cours d'eau.

### III.1.1 Biomasse stationnelle

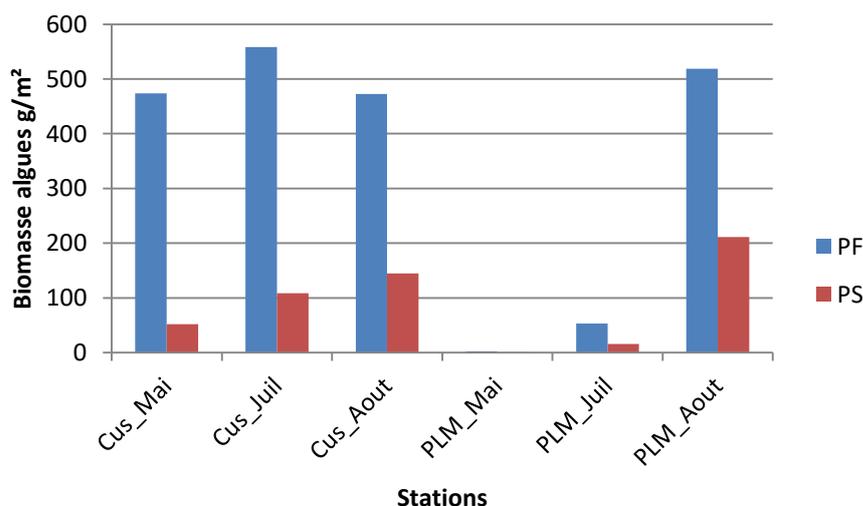


Figure 13: Histogramme comparatif des biomasses totales moyennes mesurées sur les deux stations de suivis lors des 3 campagnes de mesure. (Cus = Cusance, PLM = Pont les Moulins. PF = Poids Frais, PS = Poids Sec).

L'évolution temporelle des biomasses algales est assez comparable à l'évolution des indicateurs de recouvrement algaux sur les 2 stations.

Ainsi, les biomasses de poids frais sur la station de Cusance montrent un pic en milieu d'été traduisant la plus grande précocité de l'apogée du phénomène d'eutrophisation sur cette partie du cours d'eau. Cette constatation peut cependant être nuancée par l'observation de la tendance évolutive des poids secs. En effet, cette dernière est plutôt progressive au cours des campagnes. Cela peut éventuellement s'expliquer par la dégradation progressive des algues n'affectant pas en premier lieu les tissus structurant de la plante qui représentent l'essentiel des poids secs.

Pour ce qui est de la station de Pont les Moulins, les biomasses de poids frais et de poids secs montrent des dynamiques en tous points comparables à celles des recouvrements et semblent valider l'hypothèse d'une dynamique de développement algale plus tardive sur la partie aval du Cusancin.

La différence de dynamique entre ces deux stations peut s'expliquer par plusieurs facteurs. En premier lieu, leur distance à la source forcément différente (1,2 km pour Cusance et 10 km pour Pont les Moulins) va influencer sur la température des eaux ainsi que sur les apports en éléments nutritifs. Par ailleurs, les caractéristiques physiques des deux stations diffèrent. Ainsi, la station de Cusance présente une hauteur d'eau sur la station plus faible que celle de Pont les Moulins ce qui peut influencer sur de nombreux paramètres du développement algal (pénétration de la lumière, température,...).

### **III.1.2 Comparaison des valeurs obtenues avec d'autres études**

Il est intéressant de comparer les valeurs de biomasses algales mesurées en 2019 sur le Cusancin avec les valeurs observées sur d'autres cours d'eau karstiques ayant fait l'objet d'un suivi de leur colmatage algal par le même protocole.

Trois études ont été utilisées pour réaliser ces comparaisons. Les rivières concernées par ces travaux sont l'Ain (plusieurs stations), la Loue (plusieurs stations), Le Doubs sur son secteur frontalier (Goumois), le Dessoubre et le Cusancin.

A noter que la station suivie sur le Cusancin en 2012 se situe à Pont les Moulins en aval direct de la station suivie en 2019. Les résultats sont donc comparables.

Il est à noter que les valeurs relevées dans les différentes études l'ont été par lecture graphique, faute de disposer des données brutes, ce qui ne permet pas d'obtenir une valeur exacte de biomasse mais une approximation de valeur dépendante de l'échelle de lecture. Les tendances générales restent de fait comparables les unes aux autres. Par ailleurs, les valeurs de biomasses des campagnes de prélèvement comparables à celles de cette étude (fin mai, mi-juillet et fin août) ont été retenues. Ainsi, l'étude de FROSSARD, 2006 sur deux stations de la Loue ne présentait pas de campagnes comparables pour le mois d'août.

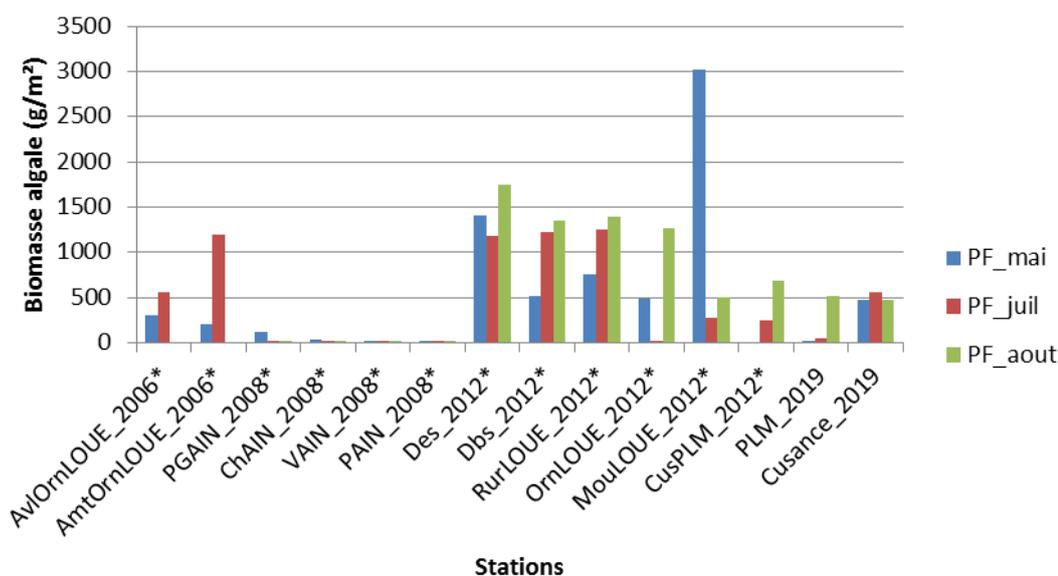


Figure 14: Comparaison des biomasses moyennes totales de poids frais (PF) mesurées lors de différentes études sur des rivières karstiques.

Code station	Rivière	Commune	Année de la mesure
Cusance_2019	Cusancin	Cusance	2019
PLM_2019	Cusancin	Pont les Moulins	2019
CusPLM_2012	Cusancin	Pont les Moulins	2012
MouLoue_2012	Loue	Mouthier Haute pierre	2012
OrnLoue_2012	Loue	Ornans	2012
RurLoue_2012	Loue	Rurey	2012
Dbs_2012	Doubs	Goumois	2012
Des_2012	Dessoubre	Saint Hyppolyte	2012
PAIN_2008	Ain	Pont d'Ain	2008
VAIN_2008	Ain	Villette sur Ain	2008
ChAIN_2008	Ain	Chazey sur Ain	2008
PGAIN_2008	Ain	Port Galland	2008
AmtOrnLoue_2006	Loue	Ornans (amont)	2006
AvlOrnLoue_2006	Loue	Ornans (aval)	2006

Tableau 1 : Détails des stations de la figure 14.

Globalement, les biomasses algales observées sur les stations du Cusancin en 2019 sont moindre que celles relevées sur des rivières telles que la Loue, le Doubs ou le Dessoubre. Elles sont cependant plus importantes que celles pouvant être observées sur différentes stations de la basse rivière d'Ain.

En terme d'évolution temporelle de cette biomasse, on remarque que la station de Cusance présente la caractéristique d'avoir une évolution de sa valeur de biomasses totale moins fluctuante que sur les autres stations étudiées par le passé. De plus, le pic observé au mois de juillet semble spécifique à cette station ce qui pourrait traduire une dynamique assez spécifique de développement des algues relativement précoce sur ce secteur du Cusancin. Les valeurs observées dès le mois de mai sont assez importantes et comparables à ce qui peut être observé sur des rivières comme le Dessoubre ou le Doubs Franco-Suisse.

Au niveau de Pont les Moulins, les 2 stations de 2019 et 2012 présentent une tendance comparable avec une augmentation croissante de biomasses tout au long de la saison. Les valeurs semblent légèrement plus fortes en 2012 qu'en 2019 notamment pour les relevés de juillet et août

**En conclusion, il apparaît que le colmatage algal présente une dynamique différente entre la partie amont et aval du Cusancin.**

**Les développements sont plus précoces sur la partie amont et avec des valeurs de recouvrement et de biomasses déjà importantes dès le mois de mai et atteignant leur pic en milieu d'été.**

**La partie aval présente quant à elle un développement algal plus tardif qui atteint son pic vers la fin du mois d'août. Les développements algaux sont quasiment inexistant à la fin du mois de mai sur ce secteur.**

## III.2 Mesure des paramètres environnementaux

### III.2.1 Nitrates

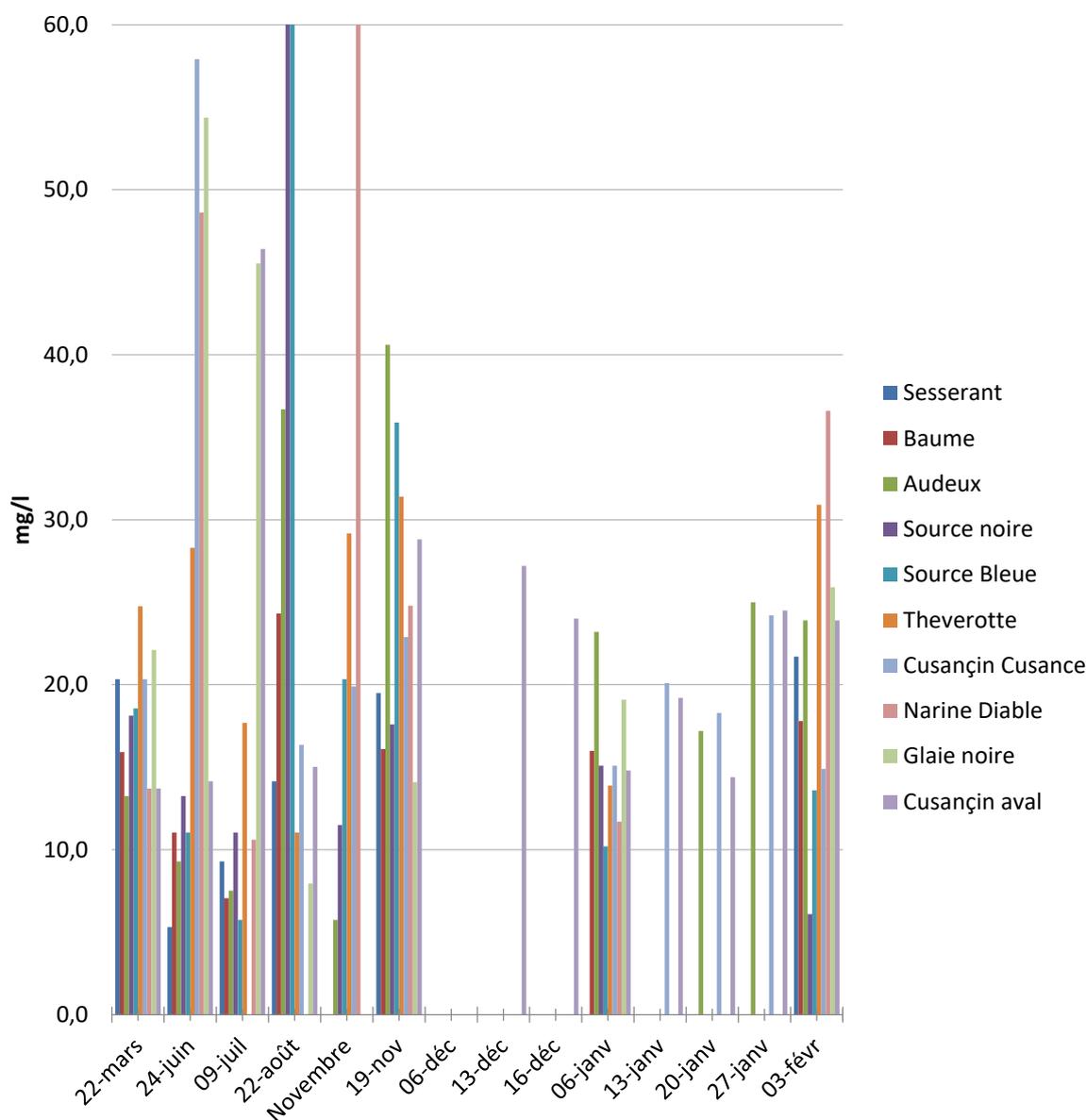


Figure 15: Histogramme comparatif de valeurs de nitrates mesurées dans les eaux superficielles

Au niveau des eaux superficielles, on note des pics très importants de juin à novembre sur plusieurs stations avec des valeurs dépassant les 50 mg/l sur différentes stations. Par ailleurs il est à noter que sur l'ensemble de l'année, on retrouve sur quasiment l'ensemble des stations des valeurs de nitrates non négligeables, souvent comprises entre 10 et 20 mg/l, traduisant un apport régulier de cet élément au niveau du bassin versant.

Ainsi, les valeurs moyennes et médianes obtenues sur la période de suivi varient respectivement entre 12,9 et 27 mg/l et entre 14,1 et 26,5 mg/l.

	Sources principales		Affluents par		Affluents directs				Cours principal	
	Source noire	Source Bleue	Baume	Audeux	Sesserant	Theverotte	Narine Diable	Glaie noire	Cusancin Cusance	Cusancin aval
22-mars	18,1	18,6	15,9	13,3	20,3	24,8	13,7	22,1	20,3	13,7
24-juin	13,3	11,1	11,1	9,3	5,3	28,3	48,6	54,4	57,9	14,1
09-juil	11,1	5,7	7,1	7,5	9,3	17,7	10,6	45,5	0,0	46,4
22-août	> 60	> 60	24,3	36,7	14,1	11,1	0,0	8,0	16,4	15,0
Novembre	11,5	20,3		5,7	0,0	29,2	> 60		19,9	
19-nov	17,6	35,9	16,1	40,6	19,5	31,4	24,8	14,1	22,9	28,8
06-déc										
13-déc										27,2
16-déc										24,0
06-janv	15,1	10,2	16,0	23,2		13,9	11,7	19,1	15,1	14,8
13-janv									20,1	19,2
20-janv				17,2					18,3	14,4
27-janv				25,0					24,2	24,5
03-févr	6,1	13,6	17,8	23,9	21,7	30,9	36,6	25,9	14,9	23,9
MOY	13,2	16,5	15,5	20,2	12,9	23,4	20,9	27,0	20,9	22,2
MED	13,3	13,6	16,0	20,2	14,1	26,5	13,7	22,1	19,9	21,6

Tableau 2: Récapitulatif des valeurs de nitrates mesurées dans les eaux superficielles sur les différentes stations (en mg/l).

En termes de variations géographiques on note que le Sesserant et la Baume présentent globalement des valeurs en nitrates régulièrement **plus faibles** que les autres stations.

L'Audeux est soumis à d'assez fortes variations avec des valeurs pouvant passer rapidement de faibles (5,7 mg/l) à très importantes (40,6 mg/l) en novembre par exemple.

Les deux sources du Cusancin sont les sites sur lesquels **les plus fortes valeurs en nitrates** ont été mesurées au mois d'août avec des valeurs supérieures à 60 mg/l.

Les 3 affluents rives gauche du Cusancin, assez comparables entre eux, que sont la Taverotte, les Narines du Diable et la Glaie noire présentent des **valeurs régulièrement importantes** en nitrates avec au moins 4 campagnes dépassant les 25 mg/l.

Enfin, les deux stations situées sur le cours du Cusancin présentent une dynamique différente. La station de Cusance possède la plupart du temps des valeurs de nitrates oscillant entre 15 et 24 mg/l. Cependant un pic à 57.9 mg/l est mesuré en juin et lors de la campagne de juillet, la valeur en nitrate apparait nulle (non détectable avec le PF12). Une consommation des nitrates par les algues peut être une hypothèse car comme expliqué auparavant (cf. III.1), la dynamique de développement algal atteint son pic au mois de juillet.

La station de Pont les Moulins présente quant à elle une variation des taux de nitrates décalée dans le temps tout comme le développement algal. Ainsi, le plus fort taux de nitrates (46,4 mg/l) est mesuré en juillet et cette valeur tombe à 15 mg/l en août, période où le plus fort taux de colmatage algal est mesuré sur cette station.

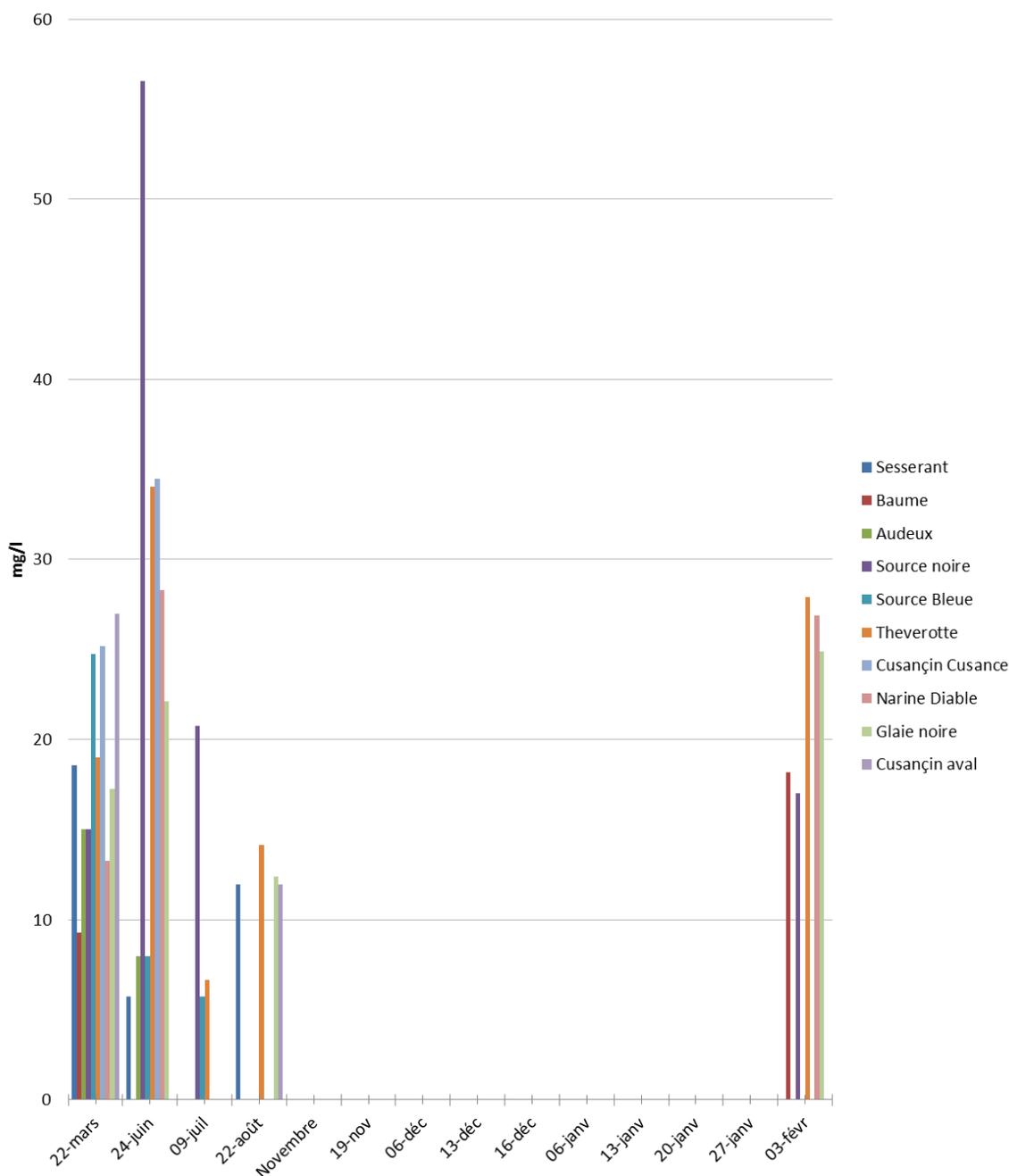


Figure 16: Histogramme comparatif de valeurs de Nitrates mesurées dans les eaux interstitielles

Au niveau des eaux interstitielles, on note les valeurs les plus élevées au mois de juin sur de nombreuses stations. Les relevés de mars 2019 et de février 2020 mettent en évidence des valeurs de nitrates non négligeables, en général comprises entre 15 et 27 mg/l.

A noter qu'étant donné les contraintes liées à la technique de prélèvement, aucune campagne n'a eu lieu de novembre à janvier.

	Sources principales		Affluents par écoulements souterrains		Affluents directs				Cours principal	
	Source noire	Source Bleue	Baume	Audeux	Sesserant	Theverotte	Narine Diable	Glaie noire	Cusançin Cusance	Cusançin aval
22-mars	15,028	24,752	9,282	15,028	18,564	19,006	13,26	17,238	25,194	26,962
24-juin	56,576	7,956	0	7,956	5,746	34,034	28,288	22,1	34,476	0
09-juil	20,774	5,746	0	0	0	6,63	0	0	0	0
22-août	0	0	0	0	11,934	14,144	0	12,376	0	11,934
Novembre										
19-nov										
06-déc										
13-déc										
16-déc										
06-janv										
13-janv										
20-janv										
27-janv										
03-févr	17		18,2			27,9	26,9	24,9		
<b>MOY</b>	<b>21,8756</b>	<b>9,6135</b>	<b>5,4964</b>	<b>5,746</b>	<b>9,061</b>	<b>20,3428</b>	<b>13,6896</b>	<b>15,3228</b>	<b>14,9175</b>	<b>9,724</b>
<b>MED</b>	<b>17</b>	<b>6,851</b>	<b>0</b>	<b>3,978</b>	<b>8,84</b>	<b>19,006</b>	<b>13,26</b>	<b>17,238</b>	<b>12,597</b>	<b>5,967</b>

Tableau 3 : Récapitulatif des valeurs de nitrates mesurées dans les eaux interstitielles sur les différentes stations.

Des tendances analogues à celles observées au niveau de l'eau superficielle peuvent être mises en évidence en termes de dynamique spatiale.

Ainsi, la Source noire, et les affluents rive gauche (Taverotte, Narines du Diable et dans une moindre mesure Glaie noire) sont les stations sur lesquelles les concentrations de nitrates sont les plus importantes. La Baume, l'Audeux et le Sesserant présentent globalement des concentrations plus faibles.

Les stations du Cusançin, notamment celle de Cusance présentent des valeurs de concentrations parfois importantes.

En revanche, hormis pour la campagne de mars, les concentrations en nitrates observées au niveau de la source bleue sont plus faibles que dans l'eau superficielle.

### III.2.2 Phosphates

En préambule, il est important de préciser que les phosphates constituent le facteur limitant du phénomène d'eutrophisation. En effet, même à de très faible quantité, cet élément peut avoir un impact sur les développements algaux. La limite de détection des phosphates par la méthode utilisée est de 0,6mg/l ce qui représente déjà des concentrations non négligeables. Par conséquent, la non détectabilité de cet élément lors de nos mesures ne veut pas nécessairement dire qu'il y a absence de phosphate et de fait aucun impact.

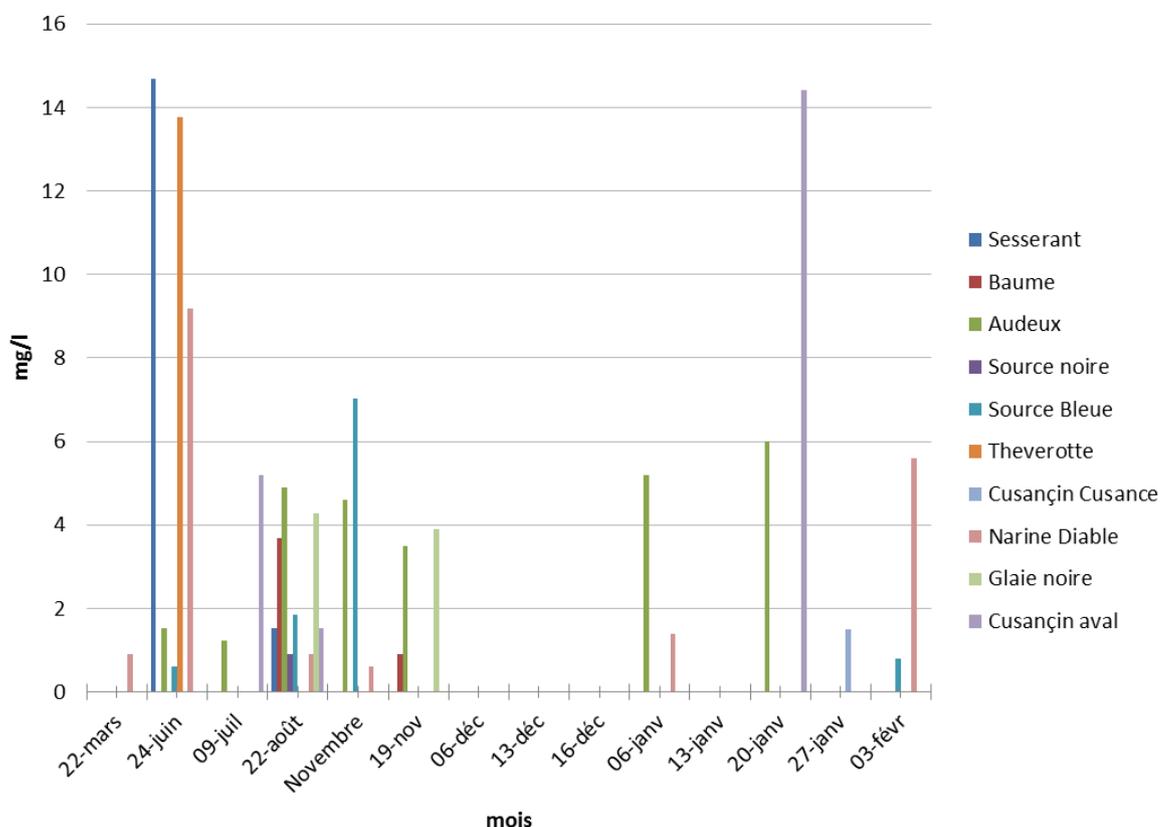


Figure 17: Histogramme comparatif de valeurs de Phosphates mesurées dans les eaux superficielles

Au niveau des concentrations en phosphates mesurées dans l'eau superficielle, les mois de mars 2019 et février 2020 présentent des concentrations non détectables sur quasiment l'ensemble des stations hormis au niveau de la station des Narines du Diable et de la Source bleue.

Le mois de juin présente les pics les plus importants sur 3 stations proches ou dépassant les 10 mg/l.

Un pic important (14,4mg/l) est également mesuré le 20 janvier sur le Cusancin à Pont les Moulins.

	Sources principales		Affluents par écoulements souterrains		Affluents directs				Cours principal	
	Source noire	Source Bleue	Baume	Audeux	Sesserant	Theverotte	Narine Diable	Glaie noire	Cusançin Cusance	Cusançin aval
22-mars	0	0	0	0	0	0	0,9	0	0	0
24-juin	0	0,612	0	1,5	14,7	13,8	9,2	0	0	0
09-juil	0	0	0	1,2	0	0	0	0	0	5,2
22-août	0,918	1,836	3,7	4,9	1,5	0	0,9	4,3	0	1,5
Novembre	0	7,038	0	4,6	0	0	0,6	0	0	0
19-nov	0	0	0,9	3,5	0	0	0	3,9	0	0
06-déc										0
13-déc										0
16-déc										0
06-janv	0	0	0	5,2		0	1,4	0	0	0
13-janv									0	0
20-janv				6					0	14,4
27-janv				0					1,5	0
03-févr	0	0,8	0	0	0	0	5,6	0	0	0
<b>MOY</b>	<b>0,1</b>	<b>1,3</b>	<b>0,6</b>	<b>2,7</b>	<b>2,3</b>	<b>1,7</b>	<b>2,3</b>	<b>1,0</b>	<b>0,1</b>	<b>1,5</b>
<b>MED</b>	<b>0</b>	<b>0,3</b>	<b>0</b>	<b>2,5</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,9</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>

Tableau 4: Récapitulatif des valeurs de phosphates mesurées dans les eaux superficielles sur les différentes stations.

L'Audeux apparaît clairement comme la station présentant le plus régulièrement les concentrations en phosphates les plus notables (phosphates détectés 7 fois sur 10 dont 5 campagnes avec des valeurs supérieures à 2 mg/l). Il semble donc que ce secteur constitue un point d'entrée privilégié des phosphates au niveau du bassin versant.

Dans une moindre mesure, le ruisseau des Narines du Diable présente également une certaine régularité dans les concentrations en phosphates mesurées, ce qui apparaît logique étant donné que des traçages à la fluorescéine mettent en évidence une connexion entre les eaux de l'Audeux amont et les Narines du Diable.

La Glaie noire et le Sesserant, eux aussi en connexion avec l'Audeux présentent également des valeurs en phosphates parfois importantes avec notamment un pic record de 14,7 mg/l mesuré sur le Sesserant.

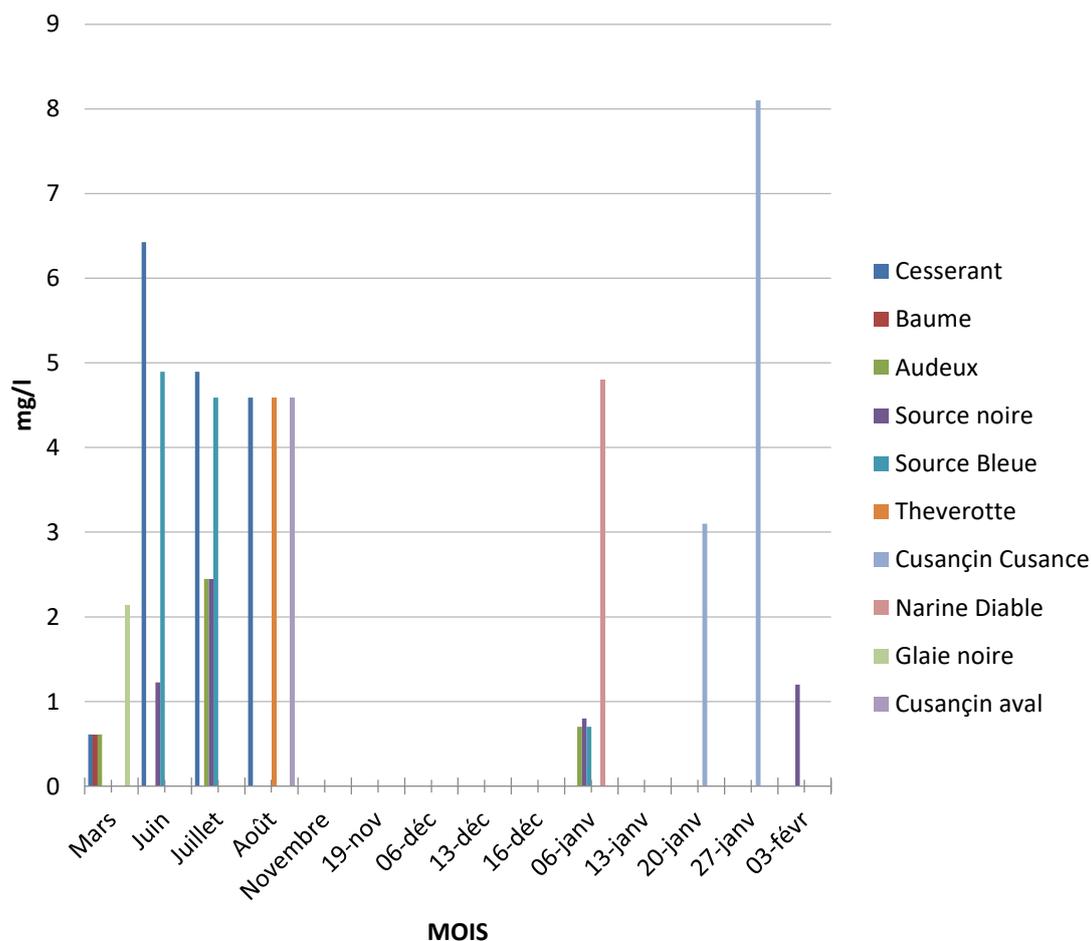


Figure 18: Histogramme comparatif de valeurs de phosphates mesurées dans les eaux interstitielles

Au niveau des eaux interstitielles, les mois de juin, juillet et août présentent le plus grand nombre de stations avec des valeurs supérieures à 2 mg/l.

Un pic de 8,1 mg/l est mesuré sur le Cusancin à Cusance.

	Sources principales		Affluents par écoulements souterrains		Affluents directs				Cours principal	
	Source noire	Source Bleue	Baume	Audeux	Sesserant	Theverotte	Narine Diable	Glaie noire	Cusançin Cusance	Cusançin aval
22-mars	0,0	0,0	0,6	0,6	0,6	0,0	0,0	2,1	0,0	0,0
24-juin	1,2	4,9	0,0	0,0	6,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
09-juil	2,4	4,6	0,0	2,4	4,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
22-août	0,0	0,0	0,0	0,0	4,6	4,6	0,0	0,0	0,0	4,6
Novembre										
19-nov										
06-déc										
13-déc										
16-déc										
06-janv	0,8	0,7		0,7		0,0	4,8	0,0	0,0	0,0
13-janv									0,0	0,0
20-janv				0,0					3,1	0,0
27-janv									8,1	
03-févr	1,2		0,0			0,0	0,0	0,0		
MOY	0,9	2,0	0,1	0,6	4,1	0,8	0,8	0,4	1,4	0,7
MED	1,0	0,7	0,0	0,3	4,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Tableau 5: Récapitulatif des valeurs de phosphates mesurées dans les eaux interstitielles sur les différentes stations.

Le Sesserant apparait comme la station présentant le plus régulièrement des phosphates (phosphates détectés 4 fois sur 4 dont 3 campagnes avec des valeurs supérieures à 2mg/l).

Le Cusancin à Cusance possède des concentrations importantes au mois de janvier 2020 ce qui laisse penser que le phosphate présent dans les eaux interstitielle pourra être mobilisé dès le début de la période de développement des algues et peut expliquer le fait que les développements algaux soient plus précoces sur la partie amont du Cusancin.

Dans le même ordre d'idées, les 2 sources du Cusancin possèdent des concentrations en phosphates dans les eaux interstitielles notables et contribuent également à la précocité du développement algal sur l'amont du Cusancin.



Figure 19: Illustration d'une réaction marquée en présence de phosphates (S. LAMY).

**En définitive, il apparait que les Narines du diable et la Glaie noire sont d'importants contributeurs à l'apport d'éléments nutritifs avec des pics parfois importants mais surtout des apports assez réguliers. Les deux sources du Cusancin présentent des pics parfois très important en nitrates mais également en phosphates. Les nitrates sont présents en quantité non négligeable sur l'ensemble des stations de suivis et traduisent des apports réguliers sur l'ensemble du bassin versant.**

**L'Audeux semble un gros pourvoyeur de phosphates et ce, de manière régulière. Les connexions karstiques induisent de fait des concentrations en phosphates régulières et notables sur les points de résurgences de l'Audeux (Narines du Diable et Sesserant et dans une moindre mesure Taverotte et Glaie Noire)**

**La dynamique temporelle des valeurs de concentrations de nitrates sur les stations du Cusancin corrobore la dynamique de développement algal.**

### III.2.3 Comparaison des valeurs mesurées à des valeurs de référence de qualité de l'eau

Il est intéressant de mettre les valeurs mesurées sur le bassin du Cusancin en perspective avec les valeurs de référence actuelles de qualité de l'eau existantes ainsi que dans la littérature actuelle et historique.

Les tableaux ci-dessous présentent les limites de classes de qualités selon différentes sources.

Seq eau					
Nitrate [NO <sub>3</sub> -]	2	10	25	50	
Orthophosphates [PO <sub>4</sub> 3-]	0,1	0,5	1	2	

DCE	Très bon/bon	Bon/moyen	Moyen/médioc	Médiocre/mauvais
Nitrate [NO <sub>3</sub> -]	10	50*	*	*
Orthophosphates [PO <sub>4</sub> 3-]	0,1	0,5	1	2

Nisbet et Verneaux (1970)	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5	Classe 6
Nitrate [NO <sub>3</sub> -]	<1	3	5	10	15	>15
Orthophosphates [PO <sub>4</sub> 3-] en microg/l	<10	50	150	300	500	>500

Le Pimpec (2002)	eaux salmonicoles	eaux cyprinicoles	concentration satisfaisante pour les milieux aquatiques
Nitrate [NO <sub>3</sub> -]			<20
Orthophosphates [PO <sub>4</sub> 3-] en mg/l	<0,2	<0,4	<0,3

Tableau 6: Valeurs de référence de qualité de l'eau issues du Système d'Evaluation de la Qualité des Eau (SEQ eau), de la Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE), de Nisbet et Verneaux et de Le Pimpec.

Pour ce qui est des nitrates, on note que 5 valeurs en eau superficielle (6%) et 1 valeur en eau interstitielle (2%) dépassent les 50 mg/l ce qui traduit un très mauvais état au sens du SEQ eau et de la DCE. Cette valeur correspond également à la limite de potabilité des eaux.

Si l'on retient la limite de 20 mg/l, correspondant à des eaux de mauvaise qualité d'après Le Pimpec, on passe à 23 % des mesures en eau superficielle et 18 % de celles en eau interstitielle. Ces valeurs sont alarmantes.

Par ailleurs, la limite de bon état au niveau du SEQ eau est fixée à 10 mg/l. 85 % des mesures effectuées en eau superficielle et 53% de celles réalisées en eau interstitielle dépassent cette valeur ce qui traduit un **apport régulier et important de nitrate à l'échelle du bassin**.

La bibliographie historique (NISBET et VERNEAUX, 1970) indique que dans les rivières jurassiennes, les teneurs en nitrates doivent se situer, selon la distance à la source, de l'état de trace à 3 à 5 mg/l. Sur cette base, seul 3% des mesures effectuées en eau superficielle et 33% de celles en eau interstitielle sont en adéquation avec ces valeurs référentielles.

Par ailleurs, dans son travail sur les cours d'eau de Franche-Comté, Jean VERNEAUX (1973) a mesuré sur 5 stations du Cusancin des valeurs de nitrates variant entre 1 et 3 mg/l, ce qui est très éloigné des valeurs mesurées actuellement.

**On note donc une dégradation importante du Cusancin et de ses affluents sur ces 50 dernières années au niveau de ses teneurs en nitrates.**

Pour les phosphates, 15 valeurs en eau superficielle (17%) et 13 valeurs en eau interstitielle (22%) dépassent les 2 mg/l, valeur marquant la limite de classe de très mauvais état au sens du SEQ eau et de la DCE. Cela apparaît comme très alarmant d'autant plus que certaines valeurs sont bien supérieures à 2 mg/l (pic à 14,7 mg/l).

La limite de seuil du bon état pour ce paramètre est de 0,5 mg/l. 32% des mesures en eau superficielle et 36% de celle en eau interstitielle dépassent cette valeur. De plus, l'ensemble des stations suivies présente à minima une valeur supérieure à ce seuil.

**Les apports en phosphates au niveau du bassin du Cusancin sont donc importants.**

D'un point de vue historique, NISBET et VERNEAUX (1970) indiquent que sur les cours d'eau s'apparentant à ceux du bassin du Cusancin, la valeur maximale de phosphates ne devrait pas excéder 0,05 mg/l sauf pour la partie aval du Cusancin où des valeurs de 0,3mg/l peuvent être naturellement rencontrées.

Par ailleurs, VERNEAUX (1973) a mesuré des valeurs variant de 0,1 à 1 mg/l sur 5 stations du Cusancin.

**Tout comme les nitrates, la dégradation de la qualité du Cusancin et de ses affluents vis-à-vis des phosphates est donc évidente sur ces 50 dernières années.**

#### **III.2.4 Autres paramètres**

Les saturations en oxygène sur certaines stations mettent en évidence le phénomène de surproduction lié à la photosynthèse avec des valeurs de saturation largement supérieures à 100%. Ainsi, sur la Baume, L'Audeux et les deux stations du Cusancin, une ou plusieurs valeurs de saturation traduisent ce phénomène (valeurs variant de 105,3 à 123%).

Cependant, ce paramètre est fortement corrélé à l'horaire de la prise de mesure. Ainsi, durant la journée, la forte activité photosynthétique entraîne une forte production d'oxygène. A l'inverse, durant la période nocturne, la respiration prime sur la photosynthèse et l'oxygène du milieu est consommé par les algues, ce qui peut être impactant pour la vie aquatique.

#### **III.2.5 Données issues d'ADES**

En plus des mesures réalisées sur les eaux superficielles et interstitielles et étant donné les caractéristiques karstiques du bassin du Cusancin, il apparaît pertinent de s'intéresser également à la qualité des eaux souterraines.

ADES est le portail national d'Accès aux Données sur les Eaux Souterraines pour la France métropolitaine et les départements d'outre-mer. Il rassemble sur un site internet public des données quantitatives et qualitatives relatives aux eaux souterraines.

Deux stations de suivis de qualité des eaux souterraines sont présentes au niveau des sources du Cusancin.

A noter que 4 mesures annuelles pour les nitrates et 2 mesures annuelles pour les phosphates sont réalisées. Par conséquent, le pas de temps entre ces mesures peut être suffisant pour ne pas prendre en considération certains pics de concentration.

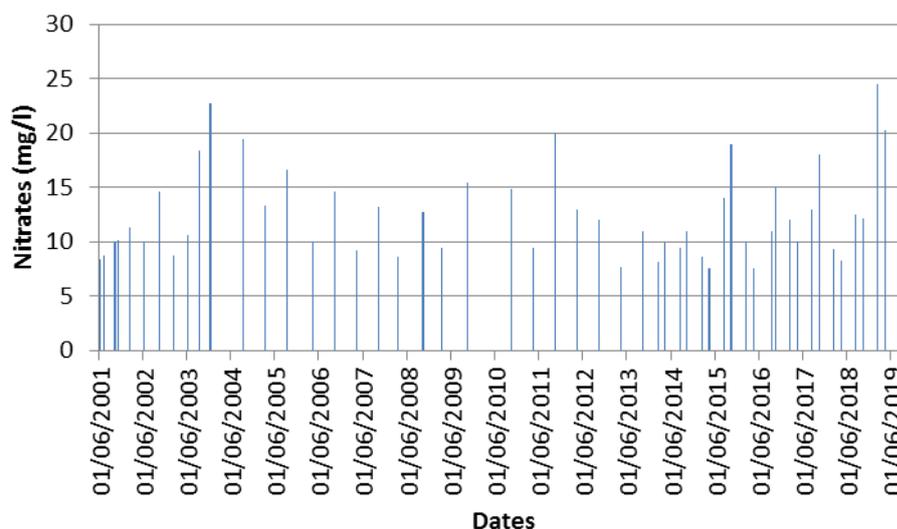


Figure 20: Concentration en Nitrates dans les eaux souterraines au niveau de la Source Bleue (source ADES)

Les concentrations en nitrates au niveau de la source bleue présentent des pics dépassant les 20 mg/l. La valeur moyenne de concentration est de 12,8 mg/l. Les valeurs sont globalement moins importantes que celles relevées dans le cadre de ce travail mais traduisent cependant des apports en nitrates réguliers et souvent supérieures aux seuils de bonne qualité des eaux au sens du SEQ eau (10mg/l).

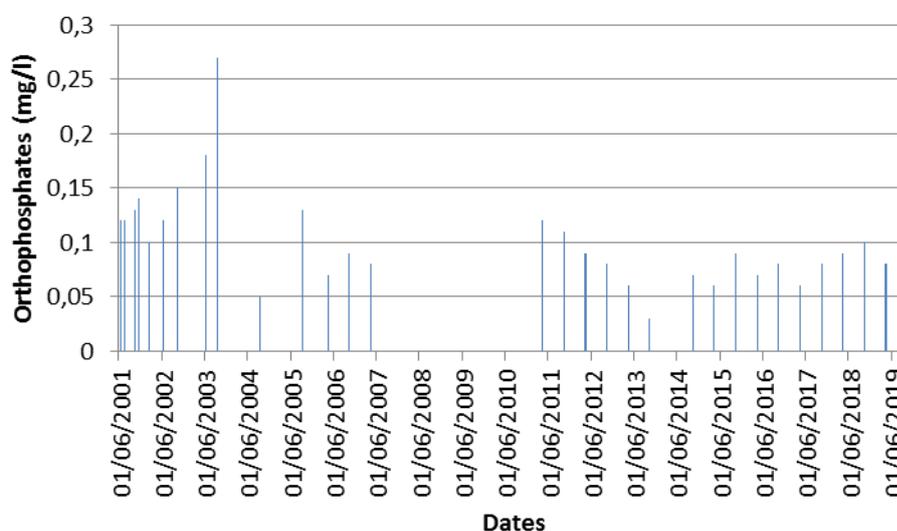


Figure 21: Concentration en orthophosphates dans les eaux souterraines au niveau de la Source Bleue (source ADES)

Au niveau des phosphates, les concentrations mesurées à la Source bleue apparaissent de bonne qualité si l'on se réfère au SEQ-eau et aux valeurs de la DCE. Elles sont cependant parfois supérieures aux valeurs référentielles historiques.

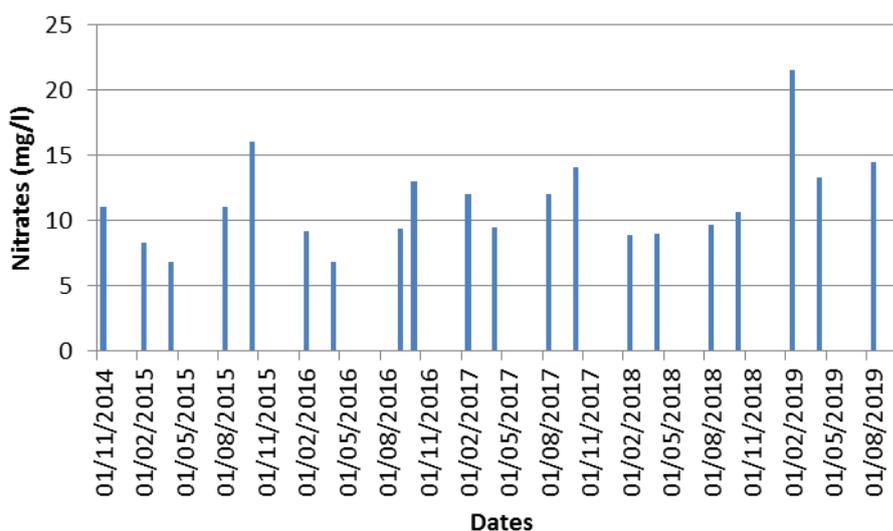


Figure 22: Concentration en Nitrates dans les eaux souterraines au niveau de la Source Bleue (source ADES)

Les concentrations en nitrates au niveau de la Source noire présentent quelques pics dépassant les 20 mg/l en 2019. La valeur moyenne de concentration est de 11,9 mg/l. Tout comme dans le cas de la Source bleue, les valeurs sont globalement moins importantes que celles relevées dans le cadre de ce travail. Le pas de temps entre mesures ne permet pas de prendre en compte la variabilité importante des concentrations en nitrates pouvant être lié à de nombreux facteurs (météo, activités sur le bassin versant différentes selon les périodes de l'année,...) et constitue l'explication principale des différences observée. Cependant, les valeurs relevées dans le cadre d'ADES traduisent cependant des apports en nitrates réguliers et souvent supérieures aux seuils de bonne qualité des eaux au sens du SEQ eau (10mg/l).

### III.2.6 Réflexions relatives à la mise en place d'un arrêté nitrate à l'échelle du bassin versant

#### ✓ Point sur la réglementation nitrate en région Bourgogne-Franche-Comté

La directive 91/676/CE du 12 décembre 1991 dite « directive nitrates » instaurée par la Commission Européenne vise à protéger la qualité des eaux en réduisant les nitrates d'origine agricole notamment en encourageant le développement de bonnes pratiques agricoles. Elle a entraîné la mise en œuvre de cinq générations de programmes d'actions sur le territoire français (les quatre premiers étant départementaux, et le cinquième régional).

Depuis le programme précédent et suite au contentieux européen de 2009, qui jugeait les programmes insuffisants et incomplets pour répondre aux objectifs de la qualité des milieux, la déclinaison de cette directive européenne est réalisée via un programme d'actions national (PAN) et d'un programme d'actions régional (PAR). Le PAN (défini par l'arrêté du 19 décembre 2011 modifié par l'arrêté du 11 octobre 2016) établit le contenu minimal de huit mesures nécessaires à une bonne maîtrise des fertilisants azotés et à une gestion adaptée des terres agricoles dans les zones vulnérables. De manière complémentaire, chaque région doit le renforcer par un programme d'actions régional, et peut l'adapter pour partie, en fonction des particularités

propres de son territoire. L'article R211.81.4 du code de l'environnement prévoit la révision du PAN et du PAR tous les 4 ans.

La révision du PAR en Bourgogne-Franche-Comté a débutée en 2017. Le PAR a été adopté le 9 juillet 2018 et signé par le Préfet de Région.

### ✓ *Définition de zones vulnérables nitrates*

La directive nitrates prévoit la réalisation d'une campagne de surveillance des teneurs en nitrates dans les eaux douces au moins tous les 4 ans, pour évaluer d'une part, les effets des programmes d'actions mis en œuvre et pour réexaminer, d'autre part, la délimitation des zones vulnérables.

Un réseau de points de surveillance, appelé réseau « nitrates » a été progressivement constitué au cours des campagnes de surveillance réalisées depuis 1992. Ce réseau comporte essentiellement des points de surveillance suivis au titre du contrôle sanitaire réalisé par les ARS sur les eaux brutes utilisées pour la production d'eau potable, au titre du code de la santé publique, et les points de surveillance suivis par les agences de l'eau en application de la directive cadre sur l'eau. Il est également constitué de quelques points supplémentaires retenus pour répondre à des objectifs locaux. Un « noyau dur » de points communs aux six campagnes de surveillance permet de suivre l'évolution des teneurs en nitrates dans les eaux douces depuis le début de la mise en œuvre de la directive.

En application de l'article R.212-22 du Code de l'environnement, et de la directive cadre sur l'eau (DCE), un programme de surveillance de l'état des masses d'eau a été établi. Il comporte notamment :

- le programme de contrôle de surveillance de l'état des eaux de surface et le programme de contrôle de surveillance de l'état chimique des eaux souterraines appelé réseau de contrôle de surveillance (RCS) ;
- le programme de contrôles opérationnels de l'état des eaux de surface et le programme de contrôles opérationnels de l'état chimique des eaux souterraines appelé réseau de contrôle opérationnel (RCO).

L'articulation de ces programmes de surveillance, avec le programme de surveillance de la teneur en nitrates d'origine agricole dans les eaux douces ou réseau « nitrates » est établie par le III de l'article R211-76 du code de l'environnement et la circulaire du 21 avril 2014 établissant les modalités de mise en œuvre de la 6<sup>ème</sup> campagne de surveillance.

Les critères pris en compte pour la délimitation des zones vulnérables ont été fixés par l'article R211-76 du code de l'environnement (qui a été modifié en 2015 par décret) qui précise :

« I. – Sont considérées comme atteintes par la pollution par les nitrates :

1° Les eaux souterraines et les eaux douces superficielles, notamment celles servant ou destinées aux captages d'eau pour la consommation humaine, dont la teneur en nitrates est supérieure à 50 milligrammes par litre ;

2° Les eaux des estuaires, les eaux côtières et marines et les eaux douces superficielles qui subissent une eutrophisation à laquelle l'enrichissement de l'eau en composés azotés provenant de sources agricoles contribue.

II. – Sont considérées comme susceptibles d'être polluées par les nitrates :

1° Les eaux souterraines et les eaux douces superficielles, notamment celles servant ou destinées aux captages d'eau pour la consommation humaine, dont la teneur en nitrates est comprise entre 40 et 50 milligrammes par litre et ne montre pas de tendance à la baisse ;

2° Les eaux des estuaires, les eaux côtières et marines et les eaux douces superficielles susceptibles de subir, si les mesures prévues aux articles R. 211-80 à R. 211-84 ne sont pas prises, une eutrophisation à laquelle l'enrichissement de l'eau en composés azotés provenant de sources agricoles contribue. »

Afin de répondre au contentieux européen pour insuffisance de désignation et non prise en compte de l'eutrophisation en 2015, la France a modifié les règles initiales de délimitation des ZV en intégrant le percentile 90 des teneurs en nitrates mesurées lors de la dernière campagne annuelle du programme de surveillance au lieu de la moyenne. Elle a également pris en considération l'eutrophisation en fixant un seuil de 18 mg/l pour les eaux superficielles. Ainsi, l'arrêté du 5 mars 2015 précise les critères et méthodes d'évaluation de la teneur en nitrates des eaux et de caractérisation de l'enrichissement de l'eau en composés azotés susceptibles de provoquer une eutrophisation et les modalités de désignation et de délimitation des zones vulnérables. Il évoque dans son article 1 : « La teneur en nitrates retenue pour définir les eaux atteintes par la pollution par les nitrates ou susceptibles de l'être est déterminée par le percentile 90 des teneurs en nitrates mesurées lors de la dernière campagne annuelle du programme de surveillance. »

La règle du percentile 90 consiste à prendre en compte la valeur en deçà de laquelle se situent 90 % des mesures réalisées au cours de la campagne annuelle du programme de surveillance. Lorsque dix mesures ou moins ont été réalisées au total lors de la campagne, la teneur en nitrates retenue pour définir les eaux atteintes par la pollution par les nitrates ou susceptibles de l'être est la valeur maximale mesurée parmi toutes les mesures réalisées au cours de la campagne. ».

Par ailleurs, l'article 3 de ce même arrêté précise : « Les masses d'eau superficielles dont la teneur en nitrates dépasse **18 mg/l en percentile 90** sont considérées comme subissant ou susceptibles de subir une eutrophisation des eaux douces superficielles; elles contribuent aussi à l'eutrophisation ou à la menace d'eutrophisation des eaux des estuaires, des eaux côtières et marines. Les communes en intersection avec les bassins versants qui alimentent ces masses d'eaux sont désignées en tant que zone vulnérable ».

Le jeu de données de la source bleue issu d'ADES présenté dans le partie III 2 5 permet de calculer un percentile 90 de **19,64 mg/l** au niveau de la source bleue et de **16mg/l** au niveau de la source noire.

Par ailleurs, l'étude du jeu de données obtenu grâce aux relevés réguliers réalisés dans le cadre de ce travail permet de calculer pour l'ensemble des stations du bassin au niveau des eaux superficielles un percentile 90 de **47,29 mg/l**.

Enfin, l'étude à l'échelle de chaque station nous permet de calculer des valeurs de percentile 90 variant de **20,4 à 52 mg/l** soit pour l'ensemble des stations des valeurs de percentiles supérieures à la valeur seuil de 18 mg/l spécifiée dans l'arrêté du 5 mars 2015.

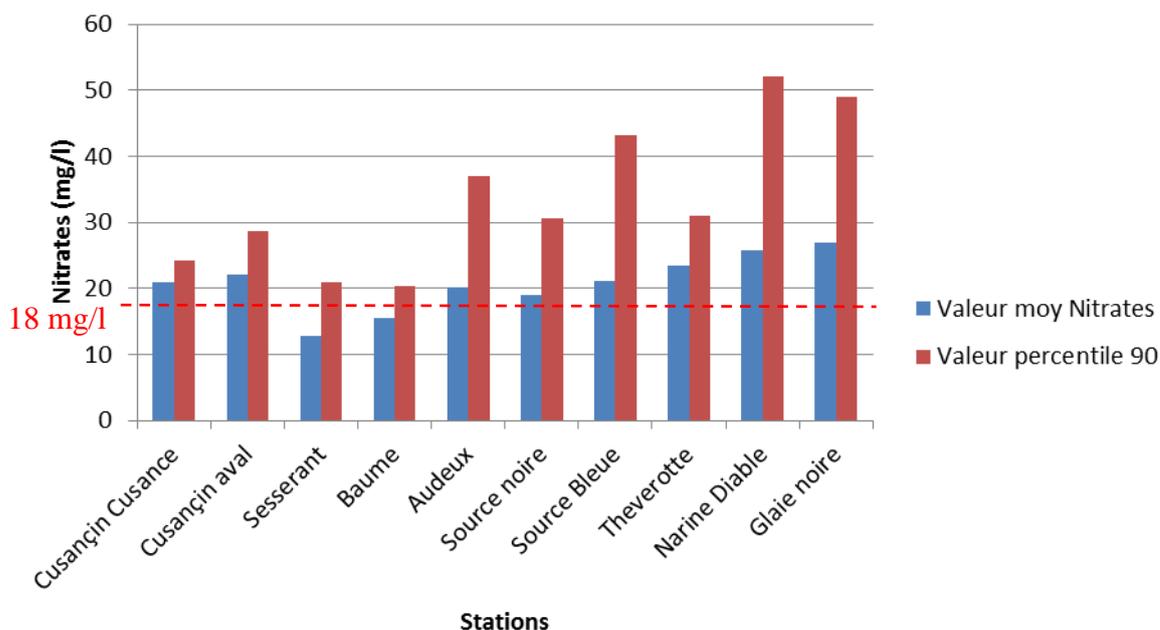


Figure 23: Histogramme des valeurs moyennes de nitrates et du percentile 90 pour chaque station de suivi physico-chimique.

Comme évoqué dans les paragraphes III 2 1 et III 2 5, l'ensemble des stations étudiées présentent des concentrations en nitrates relativement importantes.

**Une action à l'échelle du bassin versant apparait donc justifiée pour limiter les apports de cet élément vers les cours d'eau. L'origine de ces apports azotés doit être identifiée.**

## IV. Conclusion Perspectives

Le travail mené permet de mettre en évidence l'existence d'un dysfonctionnement au niveau du bassin versant du Cusancin avec des apports d'éléments nutritifs non négligeables entraînant un phénomène de surdéveloppement algal. Ce dernier se caractérise par une dynamique spatiale différente avec des développements algaux plus précoces sur la partie amont que sur la partie aval.

Une étude plus détaillée permettant de définir la nature des taxons d'algues se développant sur les différentes stations permettrait une approche plus fine du phénomène et une meilleure compréhension de la dynamique d'eutrophisation.

La présence de concentrations de phosphates parfois importantes est un élément marquant dans le phénomène d'eutrophisation. En effet, cet élément est souvent considéré comme le facteur limitant dans le surdéveloppement algal en milieu naturel car parmi les éléments minéraux nécessaires, c'est celui pour lequel la demande (correspondant à la teneur dans le végétal) est la plus forte par rapport à l'offre (teneur dans l'eau) qui va limiter la synthèse de nouveau tissu (BARROIN, 2007). En conditions naturelles, du fait que l'azote soit relativement plus abondant que le phosphore pour satisfaire les besoins nutritionnels des végétaux aquatiques, il ne peut pas limiter leur croissance. Le phosphore est donc le facteur limitant (BARROIN, 2007).

Bien que des valeurs de phosphates significatives aient été mesurées sur différentes stations du bassin, il semble que la source principale d'apport de cet élément soit du côté de l'Audeux et de

ses résurgences. De fait, un travail accru sur ce secteur du bassin versant pourrait être mené afin de définir les sources de cet élément et mettre en place des mesures adaptées pour réduire ces apports. Des actions de communication et de contrôle ciblées sur ce secteur peuvent être envisagées.

Par ailleurs, un travail au niveau de l'ensemble du bassin versant relatif aux nitrates peut être engagé car on retrouve une charge non négligeable de cet élément sur l'ensemble des stations. Une réflexion plus poussée sur la possibilité de mettre en place une zone vulnérable nitrate à l'échelle du bassin versant apparaît comme une piste de travail envisageable.

Un axe de travail à mener portant sur les marqueurs isotopiques permettrait de connaître clairement l'origine des nitrates et phosphates présents dans les eaux des cours d'eau du bassin versant et d'ainsi cibler les actions à mener pour limiter, voire enrayer le phénomène d'eutrophisation.

La mise en place des suivis d'oxygène horaires au niveau de différentes stations permettrait de caractériser le phénomène d'eutrophisation et son impact sur la vie aquatique (surconsommation d'oxygène en période nocturne).

Plus largement, un suivi des paramètres physico-chimiques en continu permettrait de mieux comprendre la dynamique de transfert de nutriments au niveau du bassin versant et ainsi de mieux cibler les secteurs d'apports.

Un travail de stage permettrait d'affiner le travail initié et d'explorer les pistes proposées. Il pourrait également croiser les données biologiques existantes afin de caractériser l'impact du phénomène d'eutrophisation sur la biodiversité aquatique.

La poursuite de ce travail s'inscrit ainsi totalement dans le cadre des orientations fondamentales du SDAGE RMC 5A « Poursuivre les efforts de lutte contre les pollutions d'origine domestique et industrielle » et 5B « Lutter contre l'eutrophisation des milieux aquatiques ».

La démarche des flux admissibles est ainsi applicable à l'ensemble des milieux identifiés comme étant fragiles vis-à-vis des phénomènes d'eutrophisation dans la carte 5 B-A du SDAGE. Elle vise à établir un diagnostic du territoire concerné, à estimer les flux admissibles en phosphore et en azote et de fait de proposer des objectifs de réduction de flux et des scénarios d'action. Un plan d'action à court et moyen terme sera établi. Le syndicat mixte haut Doubs Haute Loue s'est emparé de cette problématique sur son territoire. Il apparaît que le développement d'une démarche analogue soit pertinente au niveau du bassin du Cusancin.

L'ensemble de ces actions permettront ainsi de bien cerner les différents rouages du phénomène d'eutrophisation sur le bassin du Cusancin qui présente une richesse biologique indéniable (site Natura 2000 FR4312010, réservoir biologique pour l'Audeux, présence d'espèces piscicoles patrimoniales tel que l'ombre commun classé vulnérable sur la liste rouge nationale et en danger sur la liste rouge régionale,...) et qui mérite d'être préservée.

## V. Bibliographie :

- BARROIN Guy**, 2007, Du facteur limitant au facteur de maîtrise, Face à l'eutrophisation, seul le phosphore compte, Perspectives agricoles, N°336, 2 p.
- BAUD Jean-Baptiste** et al, 2012, Développement algal dans les rivières Franc-Comtoises, Année 2011-2012, Rapport technique eaux continentales, 167 p.
- CHAUVE Pierre** et al, 1987, Inventaire des Circulations souterraines reconnues par traçage en Franche-Comté, Annales scientifiques de l'Université de Besançon, Géologie, Mémoire N°2, 24 pages.
- DEGIORGI François** et al, 2006, Protocole standard de mesure des colmatages algaux, Note technique, 4 p.
- DEGIORGI François** et al, 2016, Étude de l'état de santé des rivières karstiques en relation avec les pressions anthropiques sur leurs bassins versants, rapport de la tranche 2B, volet suivi de la nature et de la dynamique des proliférations végétales, Rapport technique, 50 p.
- DREAL Bourgogne Franche-Comté**, 2017, Évaluation de la mise en oeuvre des 5èmes Programmes d'actions dans les zones vulnérables des deux ex-régions Bourgogne et Franche-Comté, DrealBFC-17-SBEP-PAR, 143 p.
- FROSSARD Victor**, 2006, Etude des proliférations algales sur la Loue, Été 2006, Rapport de fin d'étude, 111 p.
- FROSSARD Victor.**, 2008. Etude des proliférations algales sur la basse rivière d'Ain, phase I (été 2008), MEP19, SBVA, 78p + ann.
- LAPLACE TREYTURE Christophe** et al, 2014, Guide pratique de détermination des algues macroscopiques d'eau douce et de quelques organismes hétérotrophes, version électronique (pdf), Les éditions d'IRSTEA Bordeaux, Cestas, 204 p.
- LE PIMPEC Paul**, 2002, Guide pratique de l'agent préleveur chargé de la police des milieux aquatiques, Cemagref éditions, 159 pages.
- Ministère de l'écologie et du développement durable**, 2003, Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau, 51 p.
- NISBET M. et VERNEAUX Jean**, 1970, Composantes chimiques des eaux courantes, Discussion et proposition de classe en tant que bases d'interprétation de analyses chimiques, Annales de limnologie, Tome 6, Fascicule 2, p 167-190.
- PARIS Jonathan**, 2010, Diagnose écologique des affluents du Cusancin, Rapport de fin d'étude, 144 p.
- Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux Rhône Méditerranée 2016-2021**, 2015, 507 p.
- VERNEAUX Jean**, 1973, Cours d'eau de Franche Comté, Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs, Mémoire de thèse, 257 p.