



UFR Sciences & Techniques Côte Basque  
Université de Pau et des Pays de l'Adour



Société AQUABIO  
ZA du Grand Bois Est – Route de Créon  
33750 Saint-Germain du Puch

# Etude d'impact d'une infrastructure linéaire sur les milieux aquatiques

DAO - CASTES Corentin

Licence Professionnelle Espaces Naturels  
Option Biologie Appliquée aux Ecosystèmes Exploités

Stage effectué du 14/03/2016 au 01/07/2016  
sous la direction scientifique de M. FONTAN Bruno

*« Le présent rapport constitue un exercice pédagogique qui ne peut  
en aucun cas engager la responsabilité de l'Entreprise d'accueil »*



## Remerciements

Je tiens à remercier en premier lieu mon tuteur M. Bruno FONTAN, PDG d'Aquabio, pour m'avoir permis de réaliser ce stage très enrichissant, dans de bonnes conditions.

Je remercie également Romain ZEILLER, Sébastien BASSONPIERRE, Damien GAILLARD, Eva AUZERIC et Benjamin POUJARDIEU, pour leur encadrement sur le terrain, et leur partage de connaissances.

Merci également à Aurélie GUINANT pour son aide au laboratoire et sa bonne humeur, ainsi qu'à Frédéric LABAT pour ses conseils.

Mes remerciements vont également à l'ensemble du personnel d'Aquabio, pour leur accueil au sein de l'entreprise.

Enfin je remercie les enseignants de L'UFR d'Anglet, où j'ai eu le plaisir de suivre leur enseignement durant ces derniers mois.

## Avant-propos

Le présent rapport est l'aboutissement du stage réalisé au sein de l'agence de Saint Germain du Puch (33) du bureau d'étude Aquabio. Il s'intègre dans le cadre de l'obtention d'une licence professionnelle, espaces naturels biologie appliquée aux écosystèmes exploités, enseignée à l'Université de Pau et des Pays de l'Adour et assurée au campus d'Anglet (64). Cet exercice s'attache à mettre en œuvre sous forme d'une production scientifique les données écologiques récoltées lors du stage, en s'appuyant sur les connaissances théoriques et pratiques acquises tout au long de l'année universitaire et durant cette expérience professionnelle.

Aquabio est un bureau d'étude dont le métier consiste à produire et expertiser des données hydrobiologiques. Créée en 1998, la société comprend 5 sites, répartis sur l'ensemble du territoire français, et fonctionne avec une équipe de près de 80 personnes.

Les clients d'Aquabio sont aussi bien représentés par des structures publiques (Agences de l'eau, Conseils généraux, Syndicats et Communautés de communes) que par des entreprises privées. Les demandes de ces clients sont variées et s'articulent autour de plusieurs types d'études :

- réseau de suivi de la qualité des milieux
- diagnostic des cours d'eau et des milieux aquatiques
- inventaire et étude faunistique et floristique
- incidence de rejet industriel et de station d'épuration sur les cours d'eau
- étude réglementaire (dossier loi sur l'eau, dossier d'incidence Natura 2000, étude d'impact)
- étude de bassin versant

Pour répondre à ces attentes, les activités du bureau d'étude se structurent autour de 8 pôles d'activités : Macro-invertébrés, Microalgues, Oligochètes, Macrophytes, Ichtyologie, Physico-chimie, Hydromorphologie. La qualité des prestations est également garantie par une accréditation COFRAC.

En tant que client d'Aquabio les exigences du concessionnaire du projet d'infrastructure dont il est question dans ce rapport, ne permettent pas de mentionner la raison sociale des groupes industriels impliqués. Les informations relatives à la nature de l'infrastructure ne sont également pas détaillées, au même titre que la localisation du projet et des cours d'eau concernés.

## Sommaire

1.	Introduction .....	1
2.	Matériel et méthodes.....	3
2.1.	Conditions hydrologiques nécessaires à l'application des protocoles IBG-DCE et IBGA.....	3
2.2.	Protocole d'échantillonnage des macro-invertébrés benthique IBG-DCE .....	3
2.2.1.	Définition de la station d'échantillonnage.....	3
2.2.2.	Prospection et Réalisation du schéma de station .....	4
2.2.3.	Dressage du plan d'échantillonnage.....	5
2.2.4.	Echantillonnage des macro-invertébrés .....	5
2.3.	Protocole d'échantillonnage des macro-invertébrés benthique IBGA.....	6
2.3.1.	Définition de la station d'échantillonnage.....	6
2.3.2.	Prospection et Réalisation du schéma de station .....	6
2.3.3.	Dressage du plan d'échantillonnage.....	7
2.3.4.	Echantillonnage des macro-invertébrés .....	8
2.4.	Tri et détermination des macro-invertébrés.....	8
2.4.1.	Tri .....	8
2.4.2.	Détermination .....	9
2.5.	Calcul de l'Equivalent-IBGN et des indices de diversité.....	9
2.6.	Traits biologiques .....	11
2.7.	Comparaison au seuil d'état écologique de l'arrêté du 25 janvier 2010 .....	12
2.8.	Traitement des données .....	12
3.	Résultats .....	13
3.1.	Conditions hydrologiques de prélèvements .....	13
3.2.	Substrats représentatifs échantillonnés .....	14
3.3.	Etat écologique initial des cours d'eau. ....	15
3.4.	Résultats équivalent- IBGN.....	17
3.5.	Indices de diversité $\alpha$ .....	19
3.6.	Indices de diversité $\beta$ .....	21
3.7.	Traits biologiques.....	25
4.	Interprétation et discussion.....	27
5.	Conclusion.....	29
	Bibliographie.....	30

## Liste des tableaux

Tableau 1 : Longueur de la station IBG-DCE en fonction de la longueur plein bord (Lpb) des cours d'eau (Source : Ministère de l'écologie et du développement durable, Circulaire DCE 2007-22 du 11/04/2007) .....	4
Tableau 2 : Substrats pris en comptes dans la norme IBG-DCE. (Source : AFNOR, 2009, norme XP T90-333) .....	4
TABLEAU 3 : DEFINITION DES CLASSES DE VITESSES (SOURCE : AFNOR, 2009, NORME XP T90-333).....	4
Tableau 4 : Définition des classes de substrats (Source : AFNOR, 2009, norme XP T90-333) .....	5
Tableau 5 : Notation des classes de recouvrements de substrats .....	6
Tableau 6 : Nombre de transects à effectuer suivant le tracé du lit .....	7
<b>Tableau 7 : Limite entre le "zone berge" et la zone intermédiaire en fonction de la hauteur d'eau à lmax berge</b>	<b>7</b>
Tableau 8: Traits biologiques de considération .....	11
Tableau 9 : Répartition des cours d'eau selon les typologies (TP : très petit, P : petit, M : moyen, G : grand) .....	12

## Liste des Figures

Figure 1: Schéma explicatif du calcul de la pente de la zone intermédiaire .....	8
Figure 2 : Débits journaliers (en m <sup>3</sup> /s) du cours d'eau CE_7 localisé à l'aval des stations pour chaque campagne de prélèvements. (Source : <a href="http://www.hydro.eaufrance.fr">www.hydro.eaufrance.fr</a> ) .....	13
Figure 3 : Recouvrement des substrats échantillonnés (en %) entre 2012 et 2016 pour chaque station .....	14
Figure 4 : Similarité entre prélèvements de 2012 et cours d'eau référence par calcul de la distance de Jaccard ..	15
Figure 5 : Evolution de la note d'état écologique entre 2012 et 2016 pour chacune des stations regroupées selon leurs typologies. Les seuils d'état écologique des différentes typologies sont indiqués. ....	17
Figure 6 : Evolution des indices de Hill et de Pielou entre 2012 et 2016 pour chacune des 18 stations. ....	19
Figure 7 : Corrélation interannuelle entre peuplements d'invertébrés benthiques pour chacune des 18 stations par l'utilisation de l'indice de Jaccard.....	21
Figure 8 : Evolution des indices de $\beta$ Simspon et de $\beta$ Sorensen entre 2012 et les années succesives pour chacune des 18 stations.....	23
Figure 9 : Evolution interannuelle de la structure du peuplement pour le trait "nombre de cycles par an" pour chacune des 18 stations. ....	25
Figure 10 : Evolution interannuelle de la structure des peuplements pour le trait "reproduction" pour chacune des 18 stations.....	26

## 1. Introduction

Les textes de lois françaises en matière de protection du patrimoine naturel sont ratifiés par le code de l'environnement. Concernant les milieux aquatiques, l'article L.211-1 énonce le principe de gestion équilibrée de la ressource en eau, instauré auparavant par la loi sur l'eau de 1992. Cette loi qui découle directement de l'application à l'échelle nationale de la DCE (Directive Cadre sur l'Eau). Elle joue un rôle majeur dans la préservation des milieux aquatiques continentaux, d'une part afin d'assurer la pérennité de la ressource en eau de consommation que représentent ces milieux mais également afin de préserver leur intégrité biologique, en les considérant comme des composantes essentielles au bon fonctionnement des écosystèmes qui en sont directement dépendant. Selon le code de l'environnement, l'influence notable sur l'eau ou le fonctionnement des écosystèmes aquatiques engendrée par des installations ou activités humaines doit faire l'objet d'une procédure de déclaration ou d'autorisation, préalable à leur mise en œuvre.

Le projet d'infrastructure linéaire dont il est question dans ce rapport implique le franchissement du lit de plusieurs cours d'eau. Le concessionnaire du projet s'est attaché à mettre en œuvre une procédure d'autorisation, depuis 2009. Ainsi un état initial de l'état écologique de chaque cours d'eau franchi a été établi. Les arrêtés préfectoraux ayant autorisé la réalisation du projet, un suivi annuel, en phase travaux, de la qualité de chaque cours d'eau a été imposé. C'est dans ce cadre que le bureau d'étude Aquabio a été mandaté par le concessionnaire du projet, pour la réalisation du suivi de l'état écologique des cours d'eau concernés, de 2012 à 2016 inclus. Pour cette étude 78 cours d'eau sont concernés, répartis en 4 bassins versants. Le diagnostic de l'état écologique des masses d'eau, proposé par Aquabio intègre plusieurs méthodes de bio-indication, basées sur l'étude de divers communautés d'organismes aquatiques. Ainsi l'IPR (Indice Poisson Rivière) est basé sur l'analyse des peuplements piscicoles. L'IBG-DCE (Indice Biologique Global appliqué à la Directive Cadre sur l'Eau) et l'IBGA (Indice Biologique Global adapté aux Grands cours d'eau) concerne les peuplements d'invertébrés benthiques. Enfin l'IBD (Indice Biologique Diatomique) concerne les peuplements de diatomées.

L'ensemble de ces communautés vivantes sont en partie conditionnées par les caractéristiques physiques des cours d'eau (débit, pente, largeur) (Bunn et Arthington, 2002)

La modification du régime hydrologique des cours d'eau, de la granulométrie leur lit, peut en altérer les habitats et est susceptible d'induire des perturbations importantes sur la structuration de ces communautés d'organismes aquatiques.

La définition de la typologie des cours d'eau permet leur regroupement homogène du point de vue de certaines caractéristiques naturelles. Ainsi l'appartenance d'un cours d'eau à une typologie est caractérisé :

- D'une part, par les paramètres du terrain, du climat, propre à la région, (notion d'hydroécocoréion ; HER).
- D'autre part, par sa proportion, qui selon l'utilisation de l'ordination de Strahler permet la prise en compte des différences significatives de dimensions au niveau des confluences principales.

Concernant les 78 cours d'eau se rapportant à l'étude, les typologies représentées sont assez hétérogènes compte tenu de l'étendue géographique du projet, impliquant des cours d'eau représentatifs de 4 classes de tailles différentes (très petit, petit, moyen et grand). Les modifications subies par les cours d'eau, concernent entre autre leur tracé et la modification de la granulométrie du substrat minéral, anticipée ou non.

Les cours d'eau appartenant à une même hydroécocoréion et de même rang de Strahler devraient à priori présenter un fonctionnement physique et écologique globalement comparable. D'autre part il paraît peu risqué dans notre cas, d'affirmer que les cours d'eau de classe de taille supérieure soient davantage en capacité à s'ajuster aux modifications apportées du fait des volumes d'eau déplacés plus conséquents. Partant de ce postulat, il serait intéressant de mettre en évidence un impact (s'il est présent), d'autant plus marqué pour les cours d'eau aux classes de tailles de moindre importance. Ces résultats permettraient également d'améliorer les connaissances sur la prédiction de la quantification des impacts anthropiques suivant le type de cours d'eau rencontré.

Parmi les 4 bassins versants concernés, un seul regroupait de manière suffisante les 4 classes de tailles de cours d'eau présentes. Pour répondre au mieux à la problématique dégagée ce rapport s'articule uniquement autour des données de prélèvements annuels récoltés sur ce bassin versant, durant les 5 dernières années, pour 18 cours d'eau. La qualité des masses d'eau est étudiée via l'analyse des communautés d'invertébrés benthiques.



## **2. Matériel et méthodes**

Le suivi de la qualité biologique des cours d'eau, franchis par l'infrastructure linéaire est réalisé au moyen de l'IBG-DCE (norme AFNOR XP T90-333) et de l'IBGA (CEMAGREF, décembre 2009). Ce chapitre présente les protocoles de prélèvements des invertébrés benthiques, l'analyse des échantillons en laboratoire, ainsi que la méthode d'interprétation des résultats. Comme expliqué en avant-propos, les exigences du client ne permettent pas de révéler la situation géographique des cours d'eau. Par conséquent ce chapitre ne traite pas du contexte du bassin versant dont il est question.

### **2.1. Conditions hydrologiques nécessaires à l'application des protocoles IBG-DCE et IBGA**

L'échantillonnage est effectué dans des conditions hydrauliques stables. L'hydrobiologiste s'assurera de l'absence des conditions suivantes : une turbidité anormale ne permettant pas de décrire la mosaïque d'habitats ; après un épisode de forte crue ayant entraîné un remaniement généralisé du substrat et une dérive des invertébrés provenant de l'amont. Plusieurs outils disponibles sur internet, sont utilisés à cet effet (météociel, météofrance, vigicrue, banque Hydro, etc.).

### **2.2. Protocole d'échantillonnage des macro-invertébrés benthique IBG-DCE**

Les chapitres suivant détaillent les étapes successive de l'IBG-DCE (norme XP T90-333).

#### **2.2.1. Définition de la station d'échantillonnage**

Pour cette étude les stations de prélèvements sont placées en aval du franchissement transversal de chaque cours d'eau par l'infrastructure. Dans une logique de comparaison des résultats l'emplacement des stations de 2012 à 2016 dépend de la localisation des stations préétablies pour l'état avant travaux de 2009.

Le choix des limites de la station est une étape décisive qui peut impacter directement la note de qualité hydro biologique. Cette étape demande donc un regard objectif de la part de l'opérateur. Un cours d'eau se caractérise par une alternance de séquence radier/mouille. La longueur de ces séquences varie en fonction de la morphologie du cours d'eau. Pour être représentatif, il est préférable de prendre en compte 2 séquences radier/mouille, qui définira la longueur de la station (Lt). En théorie, cette longueur est obtenue en multipliant la Largeur de plein bord moyenne (Lpb) par un coefficient. (cf. TABLEAU 1 ci-après).

Tableau 1 : Longueur de la station IBG-DCE en fonction de la longueur plein bord (Lpb) des cours d'eau  
(Source : Ministère de l'écologie et du développement durable, Circulaire DCE 2007-22 du 11/04/2007)

CLASSE DE TAILLE	TRES PETIT	PETIT	MOYEN	GRAND	TRES GRAND
LARGEUR (LPB)	<8	8-15	15-25	25-40	>40
NOMBRE DE SEQUENCES	3	2	2	2 ou 1	1
LONGUEUR DE LA STATION	18 x Lpb	12 x Lpb	12 x Lpb	6 x Lpb	6 x Lpb

## 2.2.2. Prospection et Réalisation du schéma de station

Cette étape consiste à localiser et identifier les différents substrats (cf. TABLEAU 2 ci-après) et classes de vitesse (cf. **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** ci-après) présents sur la station. Un schéma simplifié est alors effectué par l'opérateur tout en prospectant de l'aval vers l'amont de la station, et de préférence depuis la berge de manière à éviter de piétiner les substrats.

Tableau 2 : Substrats pris en comptes dans la norme IBG-DCE. (Source : AFNOR, 2009, norme XP T90-333)

SUBSTRAT	NATURE DU SUBSTRAT
BRYOPHYTES	Bryophytes
HYDROPHYTES	Spermaphytes immergés (hydrophytes)
LITIERES	Déchets organiques grossiers (litières)
BRANCHAGES, RACINES	Chevelus racinaires, supports ligneux
PIERRES, GALETS	Sédiments minéraux de grande taille (pierres, galets) (25 à 250 mm)
BLOCS	Blocs (> 250 mm) inclus dans une matrice d'éléments minéraux de grande taille (25 à 250 mm)
GRANULATS	Granulats grossiers (graviers) (2,5 à 25 mm).
HELOPHYTES	Spermaphytes émergents (hélophytes)
VASES	Vase : sédiments fins (< 0,1 mm) avec déchets organiques fins
SABLES, LIMONS	Sables et limons (< 2 mm)
ALGUES	Algues
DALLES, ARGILES	Surfaces uniformes dures naturelles et artificielles (roches, dalles, marnes et argiles compactes)

La vitesse de courant étant un facteur important dans la répartition de la macrofaune benthique, les prélèvements sont effectués dans les différentes gammes de vitesse représentées, également reportées sur le schéma de station. Ces vitesses de courant sont classées selon le Tableau 3 suivant :

TABLEAU 3 : DEFINITION DES CLASSES DE VITESSES (SOURCE : AFNOR, 2009, NORME XP T90-333)

Classe vitesse (cm/s)	Vitesse
< 5	Nulle
25 > V ≥ 5	Lente
75 > V ≥ 25	Moyenne
V ≥ 75	Rapide

### 2.2.3. Dressage du plan d'échantillonnage

Afin d'estimer le plus objectivement possible ces surfaces de recouvrement (cf. Tableau 4 ci-après), la méthode suivante est appliquée :

- **Estimer la superficie mouillée.** La longueur totale de la station (Lt) est multipliée par la largeur moyenne mouillée (Lm) afin de calculer la surface mouillée notée Sm (en m<sup>2</sup>),
- **Identifier les substrats marginaux représentatifs.** La superficie maximale d'un substrat marginal représentatif (noté "M") est inférieure à Sm x 0,05 (soit inférieure à 5% de la superficie mouillée). Ils sont repérés dans les différentes classes de vitesse sur lesquelles ils sont observés et ces informations reportées sur la feuille d'échantillonnage.
- **Identifier les substrats dominants.** La superficie totale minimale d'un substrat dominant (noté "D") est égale à 5 % de la surface mouillée Sm. Comme pour les substrats marginaux, ils seront repérés dans les différentes classes de vitesse sur lesquelles ils sont observés. Ces informations seront reportées sur la feuille d'échantillonnage.

Tableau 4 : Définition des classes de substrats (Source : AFNOR, 2009, norme XP T90-333)

Classe de substrat	Superficie de la surface mouillée (en %)
Dominant (D)	[5 ; 100]
Marginal représentatif (M)	]0 ; 5[
Marginal non représentatif (MNR)	]0 ; 5[
Présent non pris en compte (P)	Toute superficie

Selon l'IBG, un habitat aquatique est composé du couple substrat/vitesse de courant, dans lequel il se trouve. Dans la grille d'échantillonnage, ces supports sont classés par ordre décroissant « d'habitabilité ». L'habitabilité fait référence à la capacité d'accueil du support considéré pour les macro-invertébrés benthiques. Il est également parlé de support biogène. Il est alors admis par la norme que le support le plus habitable ou biogène est les « bryophytes (classe d'habitabilité 11) et le moins habitable, « les dalles ou l'argile » (classe 0). 12 couples "substrat-vitesse" sont ainsi pré-repérés dans le plan d'échantillonnage.

### 2.2.4. Echantillonnage des macro-invertébrés

Les 12 couples "substrat-vitesse" sont alors regroupés en 3 groupes de 4 relevés :

- **Phase A** : 4 supports marginaux représentatifs du plus, au moins habitable.
- **Phase B** : 4 supports dominants du plus, au moins habitable.
- **Phase C** : 4 supports dominants par ordre de représentativité de surface,

si plus de quatre substrats dominants ont été identifiés. Lorsque tous les substrats dominants ont été identifiés une fois, les prélèvements restant à effectuer sur les substrats sont positionnés au prorata de leur superficie relative totale. Il est retiré 10% au pourcentage total de recouvrement du substrat pour chaque prélèvement effectué (au cours de la phase 2 et 3), le plus fort reste des surfaces, étant alors considéré pour effectuer le ou les prélèvements restant.

Les prélèvements sont effectués à l'aide d'un filet de type "Surber". Au niveau de chacun des 12 points, 1/20ème de m<sup>2</sup> est ainsi échantillonné.

### 2.3. Protocole d'échantillonnage des macro-invertébrés benthique IBGA

Les chapitres suivant détaillent les étapes successives à établir pour l'échantillonnage de l'IBGA, selon le protocole expérimental d'échantillonnage des macro-invertébrés en cours d'eau profonds (CEMAGREF, décembre 2009).

#### 2.3.1. Définition de la station d'échantillonnage

Le choix des limites de la station est identique au protocole IBG-DCE, à la différence près que, l'alternance de séquence radiers/ mouille est dans la majeure partie des cas difficilement identifiable. La considération de ce critère n'est donc pas influente.

#### 2.3.2. Prospection et Réalisation du schéma de station

Pour les grands cours d'eau, la description générale peut être établie lors d'une pré-campagne. La prospection s'effectue au moyen d'une embarcation. Les habitats situés en zone de berge sont identifiés et leur surface relative est évaluée de manière semi-quantitative. (cf. Tableau 5 ci-après).

Tableau 5 : Notation des classes de recouvrements de substrats

Symbole de notation	Classe de recouvrement du substrat (%)
+	] 0 - 10[
++	[10 - 50[
+++	[50 - 100]

En zone profonde, la turbidité des cours d'eau empêchant dans la majeure partie des cas, l'identification des substrats à la vue, des sondages à la perche peuvent être réalisés pour estimer au mieux les habitats représentatifs de la station. Une cartographie de ces habitats est dressée simultanément.

### 2.3.3. Dressage du plan d'échantillonnage

La prospection est également consacrée à la définition des zones de prélèvements. Il est distingué 3 zones caractérisant la profondeur du lit en fonction de la situation transversale sur le cours d'eau. La délimitation de ces zones s'effectue suivant les étapes ci-après :

-**Mesures de transects**, perpendiculaires à l'écoulement. Suivant l'homogénéité du tracé du lit les mesures sont réalisées à différents points du cours d'eau et en nombres variable, (cf.

Tracé du lit	Nombre de transects
Homogène	3 à 25, 50 et 75 % du site
Hétérogène (présence d'ilot...)	3 + transects supplémentaires par particularités morphologiques

TABLEAU 6 ci-après). Pour chaque transect, des mesures de lm et de profondeurs sont effectuées.

Tableau 6 : Nombre de transects à effectuer suivant le tracé du lit

Tracé du lit	Nombre de transects
Homogène	3 à 25, 50 et 75 % du site
Hétérogène (présence d'ilot...)	3 + transects supplémentaires par particularités morphologiques

-**Délimitation de la limite entre la « zone berge » et la zone intermédiaire.**

La largeur mouillée moyenne (lm) est définie à partir des mesures de transects relevées, ce qui permet de calculer la largeur maximale de la zone de berge (lmax berge = 5% lm). La limite entre les 2 zones est obtenue en se plaçant au niveau des berges d'après la méthode décrite dans le Tableau 7 ci-après.

Tableau 7 : Limite entre le "zone berge" et la zone intermédiaire en fonction de la hauteur d'eau à lmax berge

Hauteur d'eau à lmax berge	Limite zone berge-zone intermédiaire
≤ 1 m	l max berge
≥ 1 m	Distance à la berge ou profondeur = 1m

- **Délimitation de la limite entre la «zone profonde» et la zone intermédiaire.**

La limite «zone profonde» correspond à la distance de la berge ou la profondeur est égale à 70 % de la profondeur maximale de la station. Ainsi sur chaque rive de chaque transect, la largeur des 3 zones est déterminée. Dans le cas où les rives sont verticales ; à très forte pente ou si cette zone est très peu large (<1m), la zone intermédiaire pourra être considérée comme absente. Dans le cas de la présence d'une zone intermédiaire, sa pente est calculée.

- **Calcul de la pente de la zone intermédiaire.**

En se référant au schéma explicatif (cf. Figure 1 ci-après) le calcul suivant est appliqué:

$$Pente\ zone\ intermédiaire = a = \tan^{-1} \left( \frac{\text{profondeur limite « zone berge »} - \text{profondeur de limite « zone profonde »}}{\text{largeur zone intermédiaire}} \right)$$

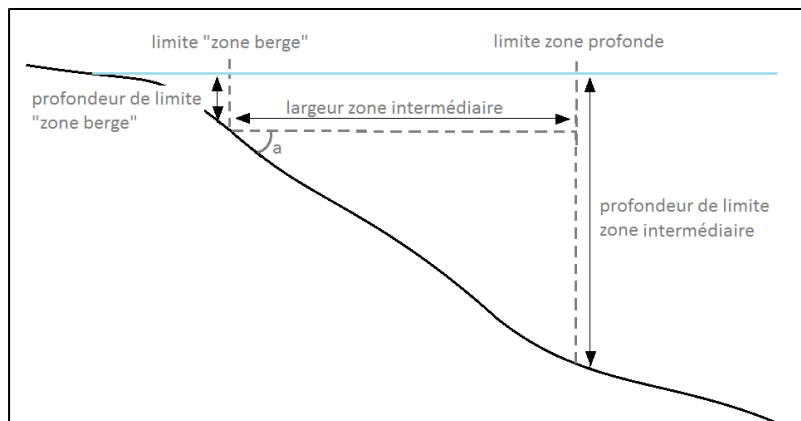


Figure 1: Schéma explicatif du calcul de la pente de la zone intermédiaire

Pour chaque zone définie (berge, profonde et intermédiaire), l'occupation relative de chacune d'entre elles sur le site est estimée à partir de la  $I_m$ .

### 2.3.4. Echantillonnage des macro-invertébrés

Les prélèvements sont regroupés en 3 phases, correspondant à chacune des 3 zones précédemment défini.

- **Phase A** (zone de berge) : 4 supports représentatifs du plus, au moins habitable.

Prélèvements au Suber ou Haveneau.

- **Phase B** (zone profonde) : 4 supports représentatifs. Prélèvements à la drague ou Haveneau.

- **Phase C** (zone intermédiaire) : 4 supports du plus, au moins habitable. Prélèvements à la drague, Haveneau ou Surber, en fonction des possibilités. En cas d'absence de zone intermédiaire, 4 Les prélèvements doivent également tenir compte des différentes classes de vitesse représentées.

## 2.4. Tri et détermination des macro-invertébrés

La détermination des macro-invertébrés benthiques est réalisée en laboratoire et est précédée par une phase de tri, selon l'application de la norme (XP T90-333).

### 2.4.1. Tri

Cette étape permet un gain de temps lors de l'identification. Il s'agit d'extraire les invertébrés du reste du substrat prélevé. L'échantillonnage est alors lavé à l'eau, tout en séparant la fraction grossière de la fraction fine et permettre ainsi un tri plus efficace et plus rapide. L'utilisation d'une colonne d'élutriation est employée. 3 tamis de mailles différentes sont utilisés (fraction de rejet 500  $\mu\text{m}$ , 1mm et 5mm). Le tamis à plus petite maille étant placé au bas de la colonne. Lors du tri s'il est constaté qu'un taxon possède un nombre d'individus supérieur à 20, il est possible d'en estimer la population. Pour cela il suffit de rapporter au prorata de la fraction triée les individus dénombrés.

### 2.4.2. Détermination

Tous les individus doivent être déterminés au niveau de classification exigés par la norme IBG-DCE c'est-à-dire jusqu'au niveau du genre ou de la famille. Des exceptions peuvent être admises dans le cas où les invertébrés sont détériorés ou immatures. L'identification est réalisée à l'aide d'une loupe binoculaire d'un grossissement minimum de x 80, et d'un ouvrage de référence (Tachet, 2000).

### 2.5. Calcul de l'Equivalent-IBGN et des indices de diversité

L'indice Equivalent-IBGN se calcule sur le même principe que l'IBGN, en croissant dans une table (voir annexe 1), la valeur de Groupe Indicateur du taxon le plus poluo sensible rencontré et la classe de variété taxonomique.

Les listes de relevés faunistiques permettent également de calculer des indices de diversité.

La **diversité  $\alpha$**  qui reflète la richesse spécifique du milieu considéré, a été calculée à partir de l'indice de Hill (1973), accompagné de l'indice de régularité de Piélou (1966).

$$\begin{aligned} Hill &= \frac{1/\lambda}{e^{H'}} & \text{où} & \quad \lambda = \text{indice de Simpson} \\ & & & \quad H' = \text{indice de Shannon} \\ H' &= -\sum_{i=1}^k (f_i \times \ln(f_i)) & \text{où} & \quad f_i = \frac{\text{nombre d'individus de l'espèce } i}{\text{nombre total d'individus}} \\ & & & \quad k = \text{nombre total d'espèces} \\ \lambda &= \sum_{i=1}^s f_i^2 & \text{où} & \quad s = \text{richesse spécifique} \end{aligned}$$

L'indice de Hill combine l'indice de Shannon,  $H'$ , sensible aux espèces rares et l'indice de Simpson,  $\lambda$ , (1965) sensible aux espèces abondantes, ce qui en fait un indice synthétique, et permet d'appréhender plus simplement la question de la mesure de la diversité.

$$Pielou = \frac{H'}{s}$$

L'indice d'équitabilité de Pielou permet de mesurer la répartition des individus au sein des espèces, indépendamment de la richesse spécifique. Il est borné entre 0 et 1. Une valeur se rapprochant de 0 indiquant une dominance d'espèces, et une valeur se rapprochant de 1 indiquant une équirépartition des individus au sein des espèces.

Les indices de diversité  $\alpha$  sont des indices dits spécifiques, c'est-à-dire que leur utilisation n'a de vraisemblance uniquement pour la compréhension du fonctionnement d'un écosystème à l'échelle des espèces. Pour cette étude ces indices ne sont donc utilisés qu'à des fins de comparaisons, et sont simplement informatifs.

La **diversité  $\beta$** , utilisée pour l'analyse des différences et dissemblances entre les peuplements de 2 milieux, a été calculée à partir de l'indice de Jaccard (1901), l'indice  $\beta$ Simpson et l'indice  $\beta$ Sorensen.

$$Jaccard(A, B) = \frac{|A \cap B|}{|A \cup B|} \quad \text{où } \begin{array}{l} A = \text{ensemble des espèces présentes dans le premier milieu} \\ B = \text{ensemble des espèces présentes dans le deuxième milieu} \end{array}$$

L'indice de Jaccard prend en compte la proportion d'espèces différentes entre deux peuplements. Il est borné entre 0 et 1. Plus 2 peuplements seront identiques, plus l'indice sera proche de 0, et à l'inverse plus 2 peuplements seront dissemblables, plus l'indice sera proche de 1. L'indice de Jaccard est un indice de similarité binaire asymétrique. C'est-à-dire qu'il ne prend en compte que la présence ou l'absence des taxa pris en compte dans la liste faunistique, en ne considérant pas comme une ressemblance les taxa absents, mais uniquement les taxa présents.

$$\beta Simpson = \frac{\min(A \setminus B, B \setminus A)}{[A \cap B] + \min(A \setminus B, B \setminus A)}$$

L'indice  $\beta$ Simpson, permet entre deux milieux comparés de mettre en évidence une inclusion du second milieu dans le premier au regard des taxa présents. Il est borné entre 0 et 1. Une valeur se rapprochant de 0 indiquant l'emboîtement du second milieu dans le premier, et à l'inverse une valeur se rapprochant de 1 indiquant des milieux aux taxa différents. Au même titre que l'indice de Jaccard, l'indice  $\beta$ Simpson est un indice de similarité binaire asymétrique, cependant il ne vérifie pas l'inégalité triangulaire à l'instar de Jaccard. Il ne peut donc pas être interprété comme une distance.

$$\beta Sorensen = \frac{A \setminus B + B \setminus A}{A + B}$$



L'indice  $\beta$ Sorensen est l'équivalent semi-métrique de l'indice de Jaccard, c'est-à-dire qu'il ne vérifie pas l'inégalité triangulaire. Cet indice, peut être directement comparé à l'indice de  $\beta$ Simpson. L'indice  $\beta$ Sorensen peut être interprété comme tel :

$$\beta\text{Sorensen} = \beta\text{Simpson} + \text{emboitement (Si X, 2015)}$$

où  $\beta$ Simpson représente le remplacement.

## 2.6. Traits biologiques

Les traits biologiques répertorient l'ensemble des caractéristiques biologiques des organismes et leurs relations avec leurs milieu de vie. Les traits biologiques des invertébrés décrivent le cycle de vie des espèces, leur mode de nutrition, de reproduction, et de dispersion, ainsi que leur capacité globale de résistance et de résilience face aux perturbations (Floury, 2013). Ainsi la connaissance des traits biologiques des invertébrés benthique reflète leurs exigences et permet de caractériser un milieu. Il a été choisi de s'intéresser à 2 traits biologiques dont les différentes modalités sont détaillées si dessous.

Tableau 8: Traits biologiques de considération (Source : TACHET ET AL. 2000)

Traits biologique	Code	Modalités
Durée du cycle vital	1	< 1 an
	2	> 1 an
Mode de reproduction	1	oviparité+soins aux jeunes
	2	œufs isolés, libres
	3	œufs isolés, fixés
	4	pontes (cimentées ou fixées)
	5	pontes, libres
	6	pontes endophytiques
	7	pontes terrestres
8	reproduction asexuée	
	9	parthénogenèse

Le calcul appliqué est le suivant

$$F(m) = \sum (f(mt) \times n(t))$$

$F(m)$  = Fréquence relative de chaque modalité au sein d'un trait biologique considéré (en %)

$f(mt)$  = Fréquence relative de la modalité (m) et pour le taxon (t)

$n(t)$  = Nombre d'individus pour le taxon (t) considéré

## 2.7. Comparaison au seuil d'état écologique de l'arrêté du 25 janvier 2010

La note doit également prendre en compte la valeur des hydroécorigions (HER). Les caractéristiques des différentes HER et les données de références sur les peuplements d'invertébrés permettent la définition de limites de classe d'état écologiques pouvant varier d'une HER à une autre. Une distinction est également réalisée selon la taille des cours d'eau.

## 2.8. Traitement des données

Le bassin versant étudié comporte 18 stations, regroupées en 4 typologies (cf. TABLEAU 9 ci-après). Les cours d'eau sont renommés suivant les exigences du client.

Tableau 9 : Répartition des cours d'eau selon les typologies (TP : très petit, P : petit, M : moyen, G : grand)

Typologie	Code cours d'eau
TP14	CE_13 CE_15 CE_16 CE_12 CE_11 CE_17 CE_18 CE_15
P11	CE_8 CE_9 CE_10
P9	CE_1 CE_14 CE_6 CE_2
M9	CE_3 CE_4
G9	CE_7

Concernant l'état initial réalisé en 2009, le détail des prélèvements d'invertébrés benthiques n'ayant pas été fourni, cette année ne peut servir d'état « avant travaux ». Il est donc choisi d'utiliser les données de 2012, qui ont été prélevées avant le début du chantier, comme état initial.

Concernant le traitement des listes faunistique : les individus prélevés n'étant pas tous conservés dans des conditions permettant leur détermination, un bon nombre d'individus ne sont identifiés qu'aux niveaux de rangs taxonomiques supérieurs (individus déterminés à la famille au lieu du genre par exemple). Ainsi des individus identifiés à la famille peuvent correspondre à de genre de cette même famille déjà identifiés et figurant dans la liste. L'utilisation d'indice de diversité nécessite donc de retraiter les listes faunistique au risque de surestimer la richesse spécifique. Pour l'ensemble des calculs, ne seront gardés que les individus déterminés au niveau générique.

Les calculs sont également effectués sur l'ensemble des 3 phases de prélèvements.

### 3. Résultats

#### 3.1. Conditions hydrologiques de prélèvements

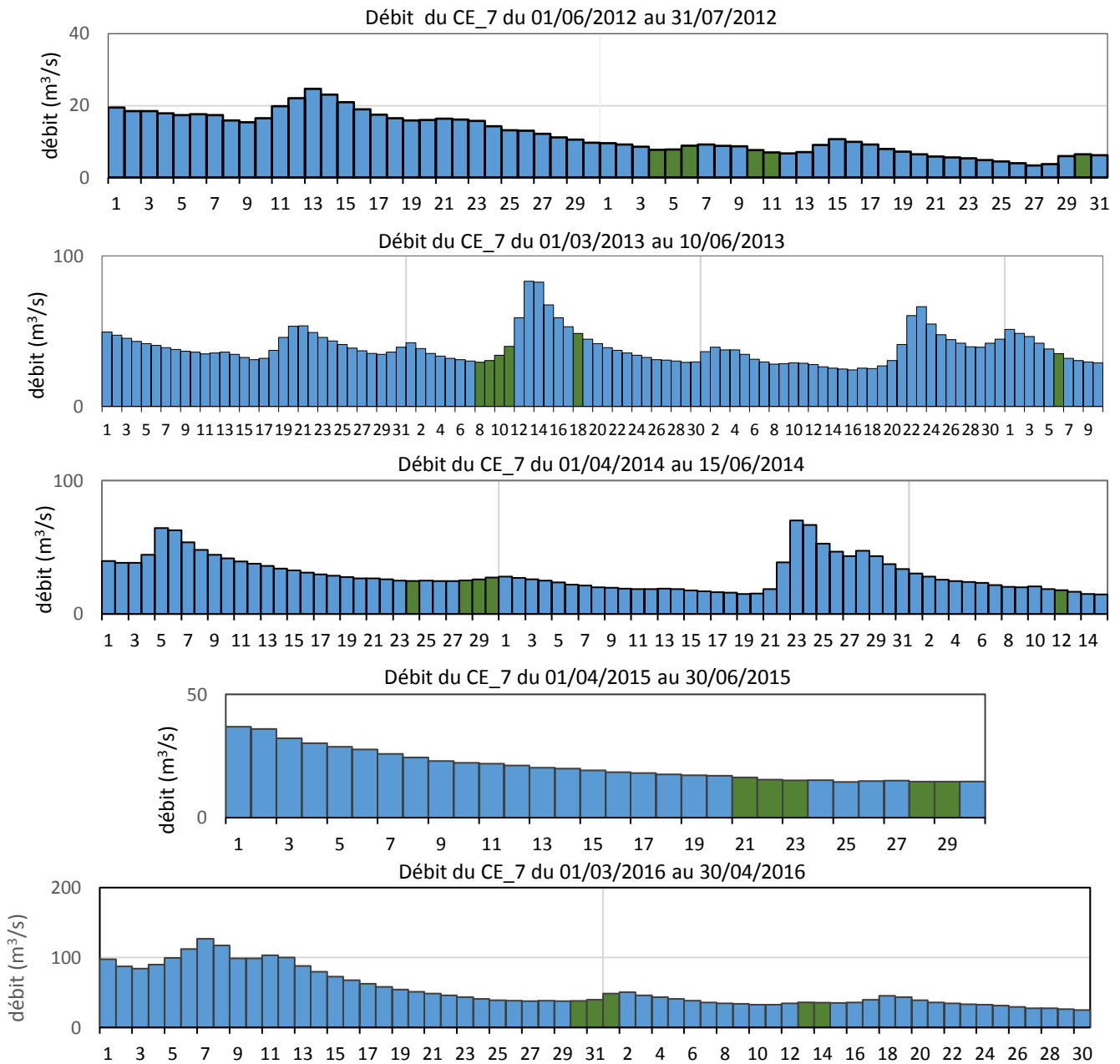


Figure 2 : Débits journaliers (en m<sup>3</sup>/s) du cours d'eau CE\_7 localisé à l'aval des stations pour chaque campagne de prélèvements. (Source : [www.hydro.eaufrance.fr](http://www.hydro.eaufrance.fr))

Comme l'atteste la Figure 2, les conditions hydrologiques de prélèvements ont bien été respectées pour les années 2012, 2014, 2015, et 2016. Les variations de débits ont été vérifiées par l'intermédiaire de la « banque hydro » en ligne (base de donnée de la DREAL), et ce pour les 15 jours précédant les prélèvements. Aucune crue n'a été enregistrée pour cette période comme le montre la figure 2 ci-dessus. Concernant l'année 2013, les mesures de débits mettent en évidence un évènement hydrologique conséquent le 14 avril, soit seulement 4 jours avant les prélèvements des 3 stations évoquées.

### 3.2. Substrats représentatifs échantillonnés

Recouvrement des substrats échantillonnés en pourcentage entre 2012 et 2016 pour chaque station

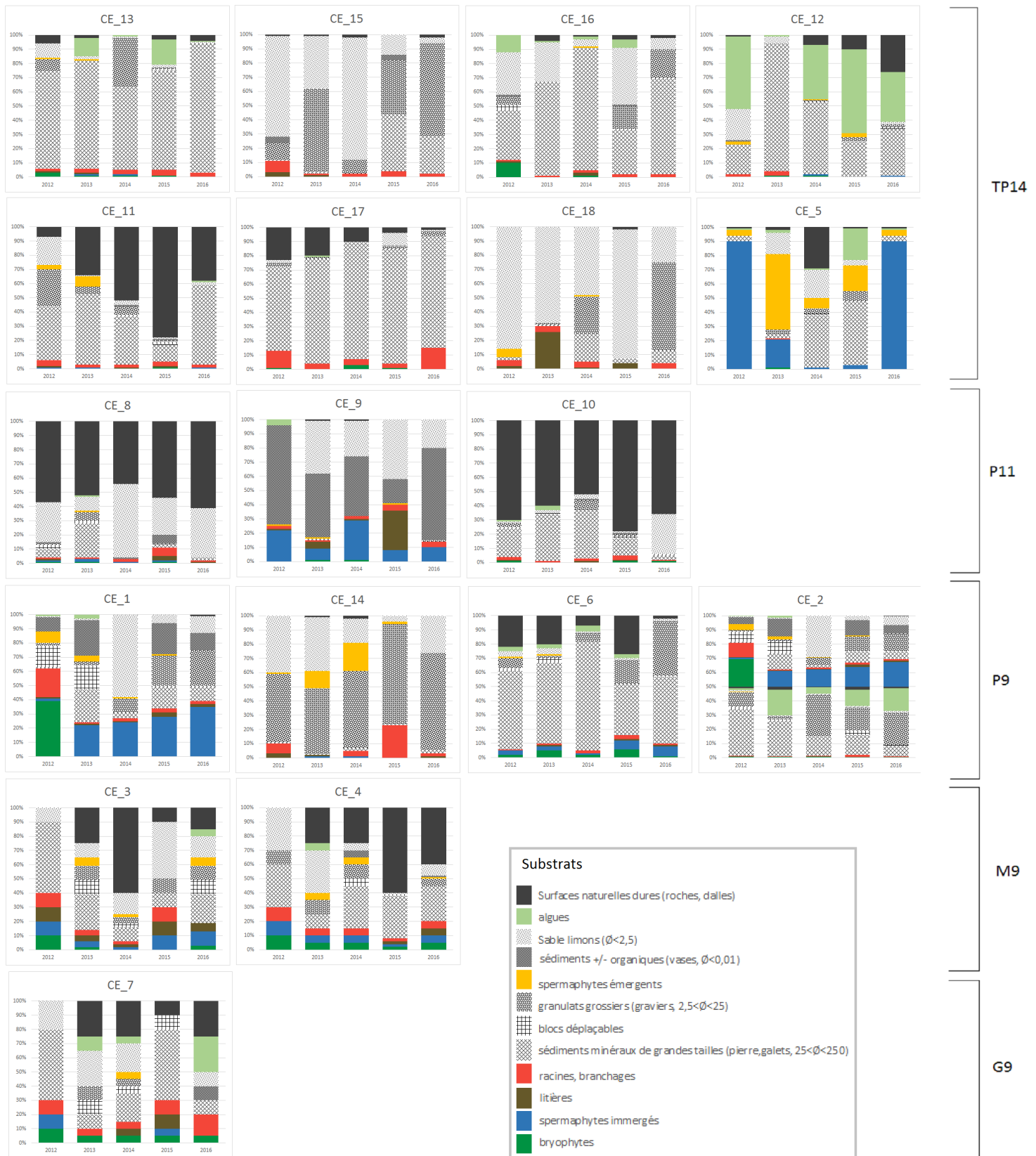


Figure 3 : Recouvrement des substrats échantillonnés (en %) entre 2012 et 2016 pour chaque station

Comme l'illustre la Figure 3, à l'état initial en 2012 les substrats les plus représentés sont de nature minéral, excepté pour la station CE\_5 (dominance de spermaphytes immergés) et la station CE\_1 (dominance de bryophytes). Les données concernant les cours d'eau profonds (typologie M9 et G9), ne concernent uniquement que les substrats les plus représentatifs en zone de berge. Ces données sont donc présentées à titre indicatif, et ne sont pas représentatives de l'ensemble de la station. L'observation de l'évolution de la nature des substrats prélevés au cours des années ainsi que de leur occurrence met en évidence une régularité d'autant plus importante pour les stations de typologie P9 et P11. Il est également à noter que les stations entre elles sont assez hétérogènes du point de vue des substrats. Les substrats dominants de typologie P9 (surfaces naturelle dures, substrat minéraux de granulométrie fine) apparaissent comme moins biogènes comparativement à la typologie P11. Les substrats des cours d'eau de typologie TP14 sont plus hétérogènes d'une année à l'autre. Ils restent plus biogènes comparativement à la typologie P11.

### 3.3. Etat écologique initial des cours d'eau.

Dans la volonté de mettre en évidence un effet néfaste, du chantier sur les cours d'eau, en fonction de la classe de taille des cours d'eau, il est intéressant de rendre compte de la proximité des peuplements de chaque cours d'eau entre eux, à l'état initial en 2012. Dans le même temps ces peuplements sont également comparés à ceux de cours d'eau référence, de très bonne qualité biologique, représentatifs de chaque typologie. La comparaison des listes faunistiques est effectuée à partir de la distance de Jaccard. Les relations de proximité sont illustrées à partir d'un dendrogramme, réalisé au moyen du logiciel R.

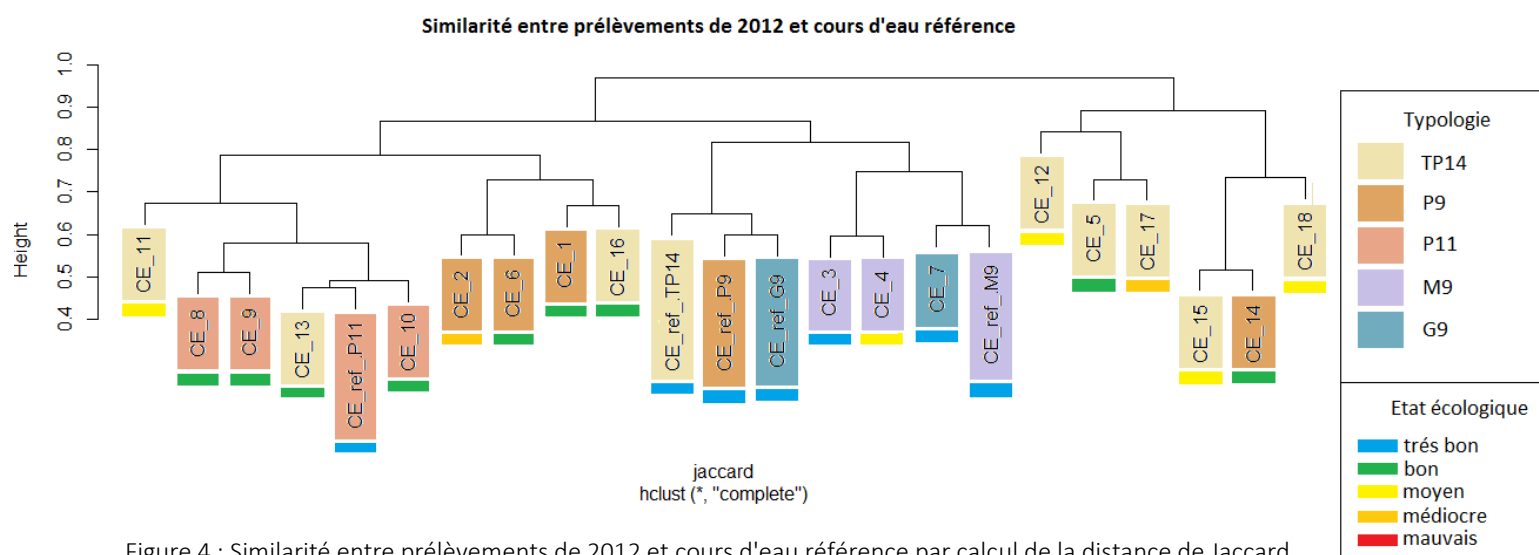


Figure 4 : Similarité entre prélèvements de 2012 et cours d'eau référence par calcul de la distance de Jaccard

La Figure 4 ci-dessus met en évidence une corrélation entre les peuplements des cours d'eau de typologie M9 et G9. Le regroupement des cours d'eau de typologie P11 témoigne de la similitude de leurs peuplements, tout comme les cours d'eau de typologie P9 à l'exception d'un (CE\_14). Les peuplements de la typologie TP14 apparaissent comme étant les plus hétérogènes, comme le traduit l'isolement de 3 cours d'eau (CE\_11 ;CE\_13 ;CE\_16).

Concernant la relation entre les peuplements des cours d'eau étudiés et ceux de leurs cours d'eau références respectifs, celle-ci semble d'autant plus importante pour les cours d'eau de typologies P11, M9, voir G9 que pour les autres typologies.

Le renseignement de l'état écologique de chacun des cours n'apparaît pas comme suffisant à l'interprétation de l'éloignement de certains cours d'eau à leurs références, notamment pour les cours d'eau de bonne qualité.

Pour l'état initial, il apparaît donc que les cours d'eau les plus hétérogènes d'un point de vue de la composition des peuplements appartiennent aux typologies P9 et TP14.

### 3.4. Résultats équivalent- IBGN

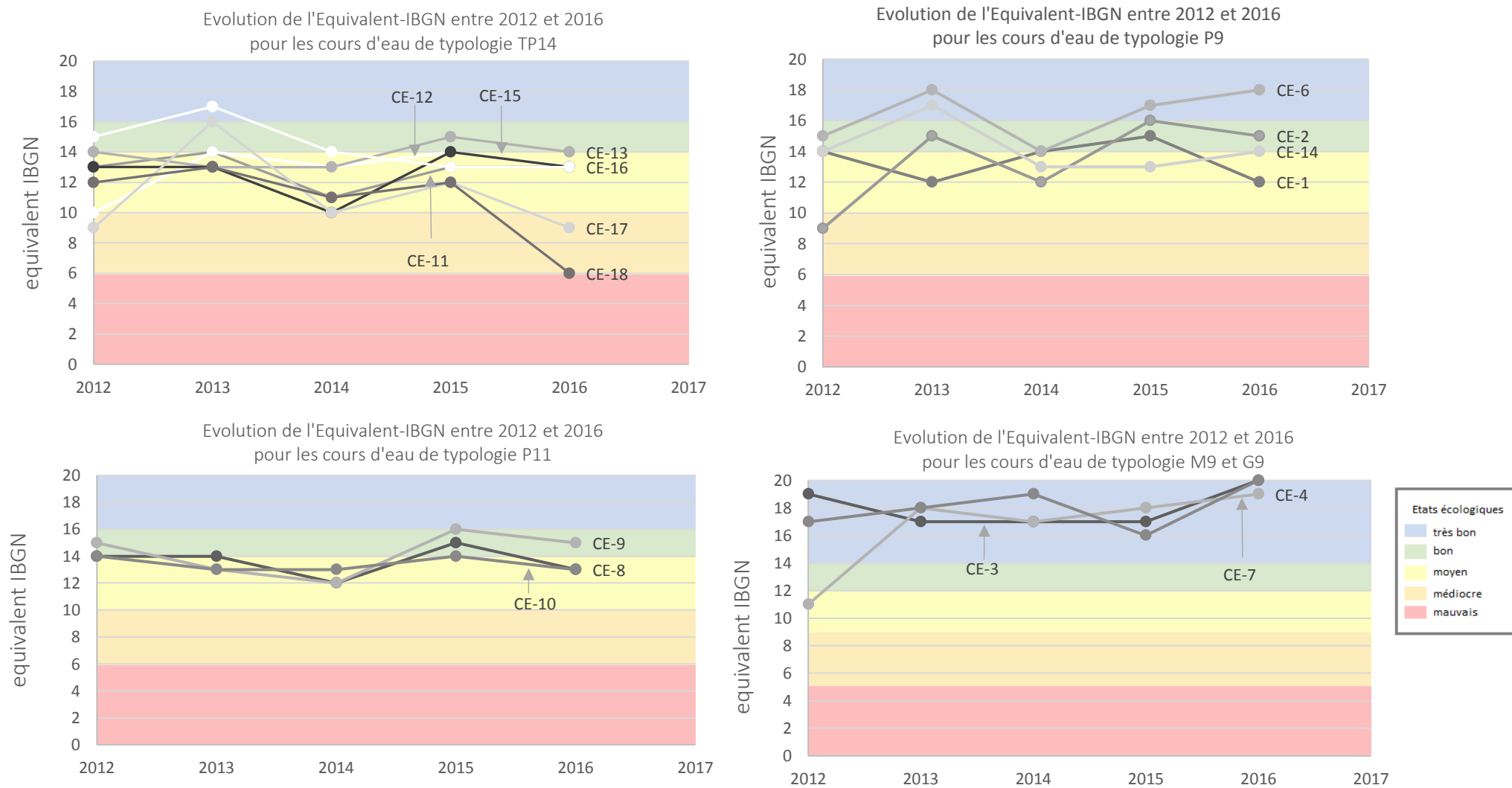


Figure 5 : Evolution de la note d'état écologique entre 2012 et 2016 pour chacune des stations regroupées selon leurs typologies. Les seuils d'état écologique des différentes typologies sont indiqués.

Pour illustrer l'évolution de la note d'équivalent-IBGN des 18 cours d'eau entre 2012 et 2016, ceux-ci ont été regroupés selon leurs typologies (cf. Figure 5 ci-dessus). Globalement, La note attribuée au cours des années oscille. Ceci est d'autant plus marqué pour les cours d'eau appartenant aux typologies P9, P11, et TP14. Il est également à noter que la qualité biologique est d'autant meilleure pour les grands et moyens cours d'eau. Leur qualité s'étant améliorée depuis 2012 (CE\_3 +1 point ; CE\_7 +3 points ; CE\_4 +8points). Concernant la qualité de cours d'eau de rang inférieur (petit et très petit), celle-ci s'est dégradée pour 5 d'entre eux (CE\_8 et CE\_10 -1 points ; CE\_1 et CE\_16 -2 points ; CE\_18 -6 points). 6 retrouvent une qualité biologique identique à 2012 (CE\_14 ; CE\_9 ; CE\_13 ; CE\_15 ; CE\_11 ; CE\_17). Enfin, la qualité biologique de 3 cours d'eau s'est améliorée (CE\_6 et CE\_2 +3 points ; CE\_12 +6 points). Le caractère instable de l'état écologique des masses d'eau apparaît donc comme étant spécifique aux petits et très petits cours d'eau.



### 3.5. Indices de diversité $\alpha$

Evolution des indices de Hill et de Pielou entre 2012 et 2016 pour chacune des 18 stations

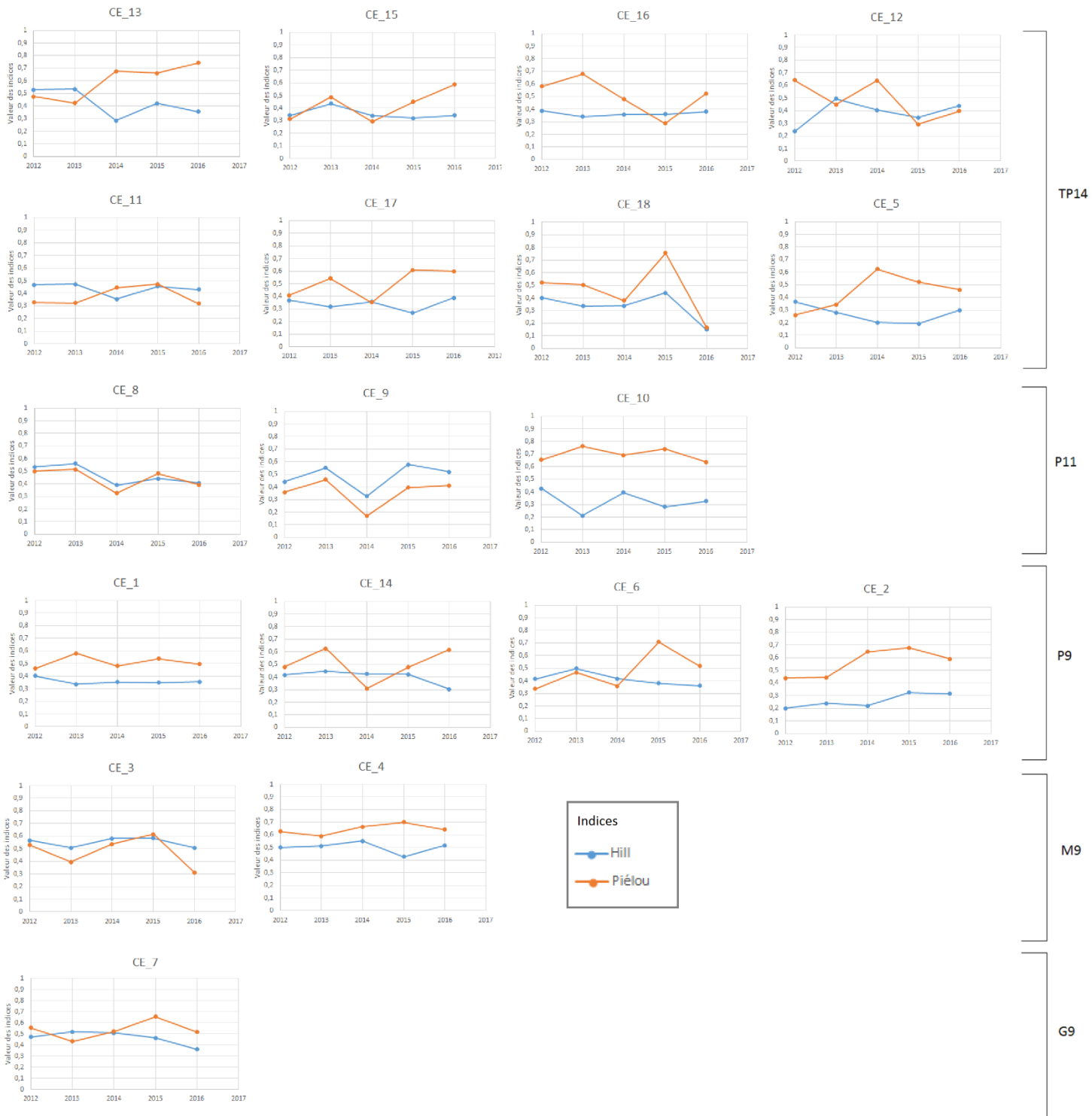


Figure 6 : Evolution des indices de Hill et de Pielou entre 2012 et 2016 pour chacune des 18 stations.

L'évolution de la diversité taxonomique (cf. Figure 6 ci-dessus), présente des fluctuations, plus ou moins marquées selon les cours d'eau, notamment en typologie P11 et en typologie TP14. Les cours d'eau de typologie P9, M9 et G9 présentent des variations de diversité beaucoup moins prononcées. Concernant l'indice de Pielou, des fluctuations d'autant plus importantes sont notables, et pour l'ensemble des typologies. Il est également intéressant de constater qu'en fonction des cours d'eau concernés la tendance des fluctuations des 2 indices peut évoluer dans le même sens ou au contraire en parfaite opposition (TP14 en particulier).

A l'état initial en 2012, la diversité des taxa est en moyenne moins importante pour la typologie P9 ( $M=0,36$  ;  $E.T=0,045$ ). A l'inverse les typologies M9 et G9, représentent les milieux à plus fortes diversités (respectivement  $M=0,53$  ;  $0,47$ ) avec une meilleure répartition des individus au sein des taxa (respectivement  $M=0,58$  ;  $0,56$ ).

Globalement en 2016, il est constaté un appauvrissement de cette diversité pour chacune des 4 typologies. Les cours d'eau les plus impactés se situent en typologie TP14 ( $CE_{13} -0,18$  ;  $CE_{18} -0,25$ ) avec une répartition des individus au sein des taxa, moins équilibrée. Toutefois, c'est également en typologie TP14 qu'est enregistré la plus forte augmentation de la diversité taxonomique ( $CE_{12} +0,20$ ), cours d'eau pour lequel l'équitabilité a dans le même temps chuté. ( $-0,44$ ).

Dans l'ensemble, la diversité des taxa apparaît comme étant plus riche et plus équilibrée en terme de répartition des individus pour les cours d'eau de rang supérieur. Certains très petits voir petits cours d'eau présentent également des indices de diversité importants mais pour lesquels l'indice de Pielou indique une répartition des individus au sein des taxa peu équitable. L'instabilité des indices se montre également plus fréquente et plus importante pour les cours d'eau de rang inférieur.

### 3.6. Indices de diversité $\beta$

Corrélation interannuelle entre peuplements d'invertébrés benthiques pour chacune des 18 stations par l'utilisation de l'indice de Jaccard

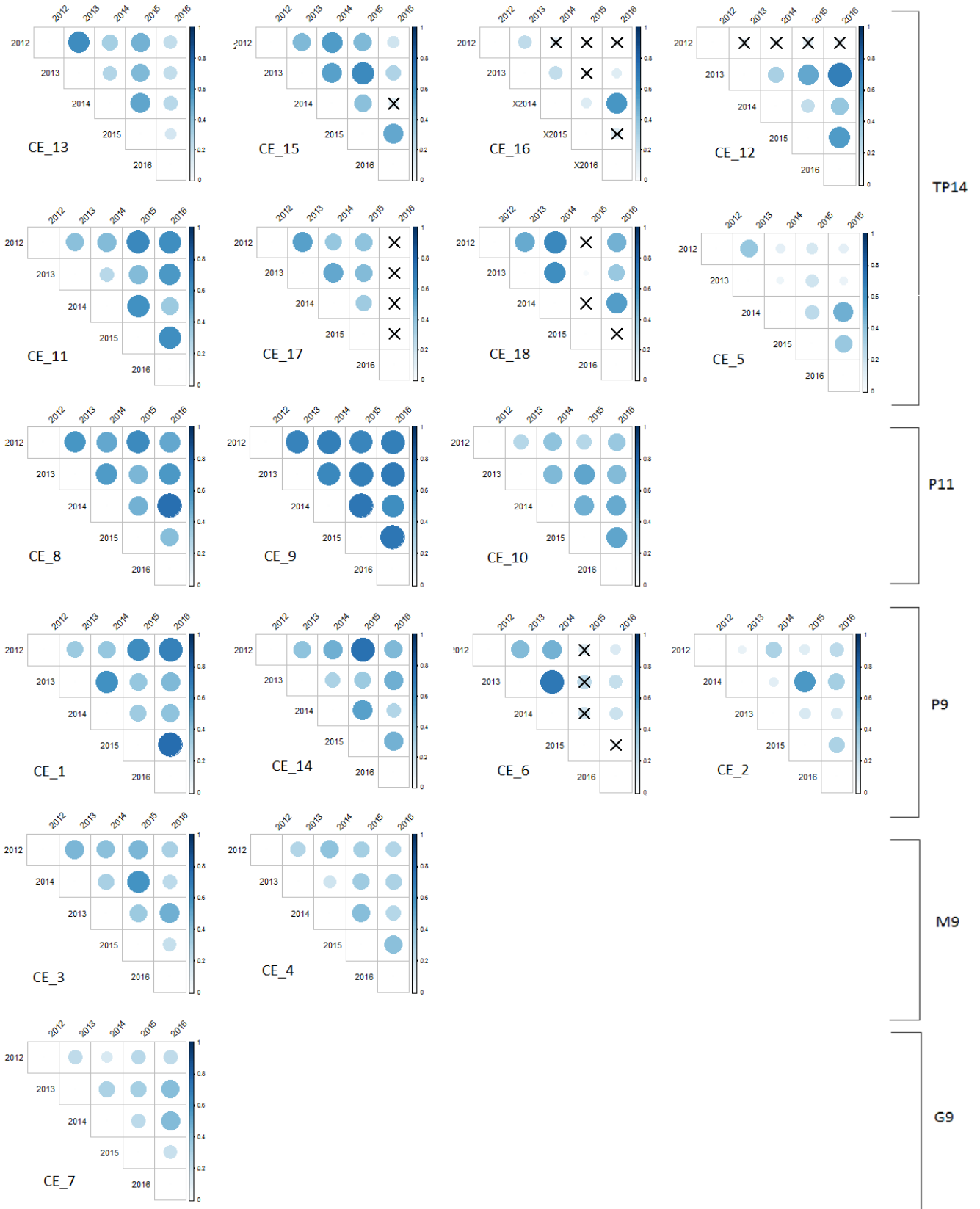


Figure 7 : Corrélation interannuelle entre peuplements d'invertébrés benthiques pour chacune des 18 stations par l'utilisation de l'indice de Jaccard.

De la même manière que pour la comparaison des peuplements des cours d'eau en 2012 (cf. Figure 4) la similitude entre les peuplements d'invertébrés des différents cours d'eau est réalisée dans le temps, tout en utilisant l'indice de Jaccard (cf. Figure 7). Les résultats des calculs sont présentés sous forme de corrélogrammes réalisés au moyen du logiciel r. Les valeurs de l'indice de Jaccard sont proportionnelles au diamètre des cercles et à l'intensité de la couleur. La p-valeur pour chaque indice calculé a été déterminée, et le niveau de significativité a été fixé à 1 %. Les valeurs des indices dont la valeur de p est inférieure à 0,01 sont jugées comme non significatives, et sont signalées par la présence d'une croix. Pour chaque corrélogramme, une importance est donnée à la première ligne, qui correspond à la comparaison des prélèvements de 2012 aux années successives.

Il apparaît nettement que les taxa des cours d'eau CE\_9 et CE\_8 représentent depuis 2012 les peuplements les plus homogènes.

A l'inverse 6 cours d'eau (CE\_16 ; CE\_12 ; CE\_2 ; CE\_7 ; CE\_5) présentent des peuplements d'invertébrés hétérogènes en comparaison à l'état initial de 2012. Concernant CE\_16 et CE\_12, les résultats apparaissent comme étant non significatifs.

L'observation interannuelle de la similitude des peuplements d'invertébrés benthiques met donc en évidence une nette similarité des taxa en présence pour la typologie P11. A l'inverse la similarité des peuplements des cours d'eau de rang supérieur apparaît comme faible. Ceci n'est toutefois pas caractéristique de ces typologies.

Evolution des indices de  $\beta$ Simpson et de  $\beta$ Sorensen entre 2012 et les années succesives pour chacune des stations



Figure 8 : Evolution des indices de  $\beta$ Simpson et de  $\beta$ Sorensen entre 2012 et les années succesives pour chacune des 18 stations

La comparaison des indices de  $\beta$ Simpson et de  $\beta$ Sorensen (cf. Figure 8 ci-dessus) permet d'affiner l'analyse des similitudes interannuelles des peuplements d'invertébrés. Il a été choisi de représenter les résultats sous forme d'histogrammes. Pour mettre en évidence l'effet d'emboîtement, les valeurs des 2 indices ont été superposées sur les graphiques.  $\beta$ Simpson étant toujours inférieur ou égal à  $\beta$ Sorensen, les colonnes correspondant à  $\beta$ Simpson sont placées à l'avant de celles correspondant à  $\beta$ Sorensen.

Globalement, les résultats mettent en évidence un emboîtement de faible importance entre les peuplements de 2012 et ceux des années suivantes. Ceci traduit un large remaniement des taxa pour les années suivantes à 2012.

Les cours d'eau qui présentent le maximum de taxa en commun entre 2012 et les années suivantes sont représentés par les cours d'eau de rang inférieurs. Il est à noter que ces résultats ne sont pas en accord avec les corrélations établies par l'indice de Jaccard dans le chapitre précédent.

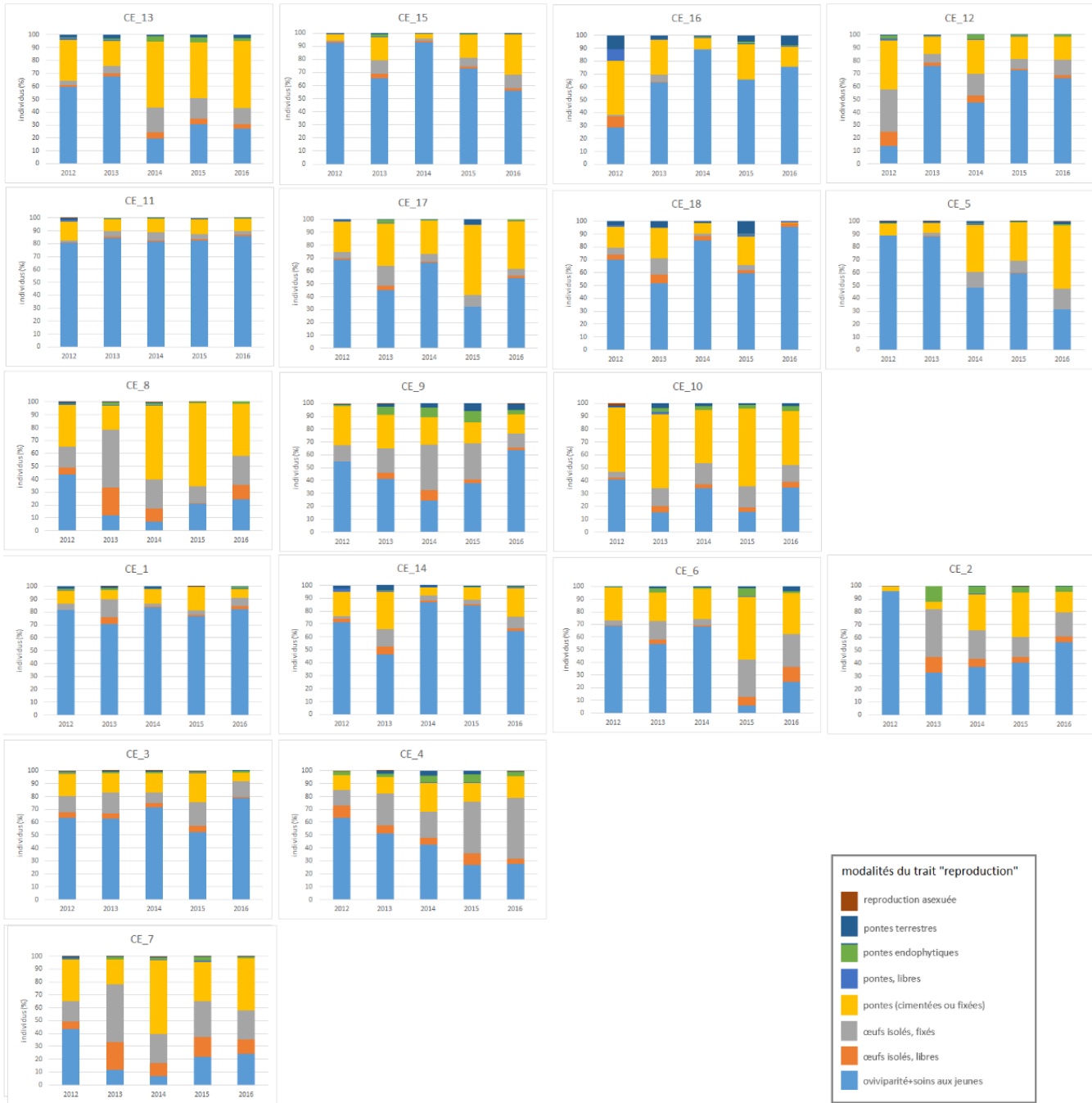
### 3.7. Traits biologiques

Evolution interannuelle de la structure du peuplement pour le trait "nombre de cycles par an" pour chacune des 18 stations



Figure 9 : Evolution interannuelle de la structure du peuplement pour le trait "nombre de cycles par an" pour chacune des 18 stations.

Evolution interannuelle de la structure du peuplement pour le trait "reproduction" pour chacune des 18 stations



TP14

P11

P9

V19

G9

Figure 10 : Evolution interannuelle de la structure des peuplements pour le trait "reproduction" pour chacune des 18 stations.



Concernant le trait « cycle vital » (cf. Figure 9) la moitié des stations ne présentent pas de tendance de variation particulièrement marquée. Aucune tendance caractéristique à une typologie n'est mise en évidence. La diminution significative de la durée du cycle vital au regard des différentes années, concerne 7 stations (CE\_13, CE\_15 en typologie TP14 ; CE\_6 en typologie P9 ; CE\_4 en typologie M9). A l'inverse l'augmentation significative de la durée du cycle vital concerne 2 stations (CE\_16, CE\_12 en typologie TP14).

Concernant le trait « reproduction » (cf. Figure 10), les peuplements des stations sont quasi exclusivement dominés par 3 modalités, (oviparité + soins aux jeunes ; œufs isolés fixés ; pontes cimentées ou fixées), la modalité œufs isolés libres est peu représentée. Toutefois les stations où cette modalité est la plus représentée, semble être corrélée aux stations où la proportion d'individus à cycle court (< 1an) est la plus importante.

#### 4. Interprétation et discussion

La structuration des communautés d'invertébrés benthiques, est directement dépendante des paramètres environnementaux. Une modification, de ces facteurs est susceptible d'occasionner une pression sur les communautés d'invertébrés en place, et d'en modifier la structuration. L'analyse des variations de ces peuplements permet donc de qualifier la nature d'une pression environnementale et d'en quantifier l'importance.

La synthèse des différents résultats obtenus permet de mettre en évidence certains déséquilibres. Ainsi il apparait que les variations de modalités du trait « cycle vitale » sont à rapprocher des modalités du trait « reproduction ». En effet les substrats de granulométrie grossière, sont préférentiellement colonisés par les organismes morphologiquement adaptés qui selon le modèle r-K de stratégie biologiques, réuniraient, plutôt les organismes aux traits proches de l'extrémité K du gradient (cycle long, ponte fixée), Les substrats minéraux de granulométrie fine sont colonisés par des taxons, plutôt assimilables à des stratégies de type r (polyvoltinisme, œufs le plus souvent libérés au hasard dans le milieu.) (Usseglio-Polatera, 1999). Concernant nos données, l'observation de ces 2 traits semble en effet corrélée pour 12 des 18 stations. Il s'avère que les modalités prises par les traits d'intérêt traduisent une apparition d'un déséquilibre dans l'écosystème, par un changement de stratégie biologique, avec une tendance pour une stratégie de type r, pour 8 de ces stations (CE-13 ; CE\_15 ; CE\_5 ; CE\_8 ; CE\_6 ; CE\_2 ; CE\_4 ; CE\_7) dont 2 concernant des cours d'eau de rang supérieur. Ceci se manifeste par une diminution de la durée du cycle vital des individus, voir une dominance

de cette modalité (CE\_5 ; CE\_8 ; CE\_6 ; CE\_2 ; CE\_4) ainsi qu'une diminution de la proportion de la modalité « ovivipare + soins aux jeunes » au profit de la modalité « œufs isolé, fixés » et « œuf isolés libres ». Toutefois l'analyse détaillée de l'évolution des substrats représentatifs échantillonnés, ainsi que de leurs pourcentages de recouvrement, ne montre pas de diminution de la taille de la granulométrie et ne peut donc pas justifier cette tendance d'évolution de la stratégie biologique.

A l'inverse de ces observations, 4 stations (CE\_16 ; CE\_12 ; CE\_18 ; CE\_3) se distinguent par leurs tendances d'évolution vers une stratégie biologique de type K, mis en évidence par une augmentation de la durée du cycle vital, voir une dominance de cette modalité (CE\_16 ; CE\_12 ; CE\_18) ainsi qu'une diminution de la proportion de la modalité « œufs isolé, fixés » et « œuf isolés libres » au profit de la modalité « ovivipare + soins aux jeunes ».

L'analyse des indices de diversité  $\alpha$  pour les 8 stations (excepté CE\_2) qui présentent une perturbation d'un point de vue fonctionnelle, permet d'apporter une information supplémentaire. Ainsi l'indice de Hill calculé reflète une baisse de la diversité mais une meilleure équitabilité pour 6 stations (CE\_13 ; CE\_5 ; CE\_8 ; CE\_6 ; CE\_7) des 12 qui présentent une perturbation fonctionnelle. A contrario la hausse de la diversité concerne une seule station (CE\_12) des 4 qui présentent une amélioration d'un point de vue fonctionnel.

Les indices de diversité  $\beta$  sont difficilement exploitables au regard de l'incohérence entre les indices de Jaccard calculés et les indices de  $\beta$ Simpson et de  $\beta$ Sorensen.

Enfin, les notes d'équivalent-IBGN attribuée pour chaque station ne reflètent pas les perturbations d'ordre fonctionnel mis en évidence par l'analyse des traits biologiques.

Les relations entre les différents résultats sont difficiles à mettre en évidence, et globalement ceux-ci ne permettent pas de juger d'un effet graduel du chantier sur les cours d'eau, en fonction de l'appartenance de leur classe de taille. Toutefois le caractère instable des valeurs des indices de diversité  $\alpha$ , et des notes d'équivalent-IBGN entre chaque année apparaît nettement plus marqué pour les cours d'eau de rang inférieur (petit et très petit). Ceci traduit une instabilité de l'état écologique pour ces milieux, et les rejets du chantier ne peuvent être mis en cause, au vu de l'absence de données concernant la nature précise des travaux entrepris. Une méthode permettant l'écartement de toute implication des travaux sur l'instabilité écologique des cours d'eau, serait de placer des stations IBG en aval de la construction pour les cours d'eau impliqués.

Concernant le traitement des données, le choix de n'utiliser que les individus déterminés au niveau générique n'écarte pas le risque d'un biais concernant la représentativité des milieux.

## 5. Conclusion

Le suivi de l'évolution de l'état écologique des cours d'eau franchis par l'infrastructure linéaire, est mené par Aquabio depuis 2012. Cette étude a permis d'étudier un nombre considérable de cours d'eau dispersés à large échelle géographique et hétérogènes d'un point de vue de leurs morphologies, de leurs dimensions. Ainsi les diverses typologies de cours d'eau représentés ont conduit à nous intéresser à la relation entre l'importance des impacts occasionnés par le chantier, et les classes de tailles des cours d'eau.

Les différents résultats mettent en évidence des variations interannuelles de la diversité des peuplements d'invertébrés benthiques plus marquée pour les petits et très petits cours d'eau. Sur le plan fonctionnel, les déséquilibres constatés n'apparaissent pas caractéristiques d'une classe de taille de cours d'eau. La capacité accrue des cours d'eau de rang supérieur à tamponner l'intensité des pressions anthropiques, en l'occurrence induites par les activités de construction de l'infrastructure, n'a pas été attestée.

Ces conclusions soulèvent la question du réel impact du chantier sur les cours d'eau traversés par l'infrastructure. Un apport de données concernant la nature des rejets du chantier et les modifications morphologiques des cours d'eau, permettrait d'établir une relation avec les résultats obtenus. L'implication du chantier dans les résultats obtenus pourrait également être mise en évidence par l'implantation d'une station IBG de comparaison en amont du franchissement des cours d'eau par l'infrastructure linéaire.

## Bibliographie

### Ouvrages, Normes, Rapports d'études, Circulaires

---

1. AFNOR (2004) — NF T 90-350, Qualité de l'eau — Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN).
2. AFNOR (2009) — XP T90-333, Qualité de l'eau — Prélèvement des macro-invertébrés aquatiques en rivières peu profondes.
3. AFNOR (2010) — XP T90-388, Qualité de l'eau — Traitement au laboratoire d'échantillons contenant des macro-invertébrés de cours d'eau.
4. Bunn SE & Arthington AH (2002) Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30, 492-507.
5. Mathieu Floury. Analyse des tendances d'évolution de peuplements de macroinvertébrés benthiques dans un contexte de réchauffement des eaux. Sciences agricoles. Université Blaise Pascal - Clermont-Ferrand II, 2013. Français
6. Ministère de l'écologie et du développement durable «Circulaire DCE 2007-22 relative au protocole de prélèvement et de traitement des échantillons des invertébrés pour la mise en œuvre du programme de surveillance sur cours d'eau.» —11 avril 2007 33 p.  
[En ligne] Disponible sur :  
[http://www.bulletin-officiel.developpement-durable.gouv.fr/fiches/exboenvireco/200712/eat\\_20070012\\_0100\\_0013.pdf](http://www.bulletin-officiel.developpement-durable.gouv.fr/fiches/exboenvireco/200712/eat_20070012_0100_0013.pdf) (consulté le 6 juin 2016)
7. Si X, Baselga A, Ding P (2015) Revealing Beta-Diversity Patterns of Breeding Bird and Lizard Communities on Inundated Land-Bridge Islands by Separating the Turnover and Nestedness Components.
8. Tachet et al. (2000 et années suivantes) — Invertébrés d'eau douce, systématique, biologie, écologie — Paris : CNRS Editions — 587p.

Ouvrage utilisé pour l'identification des macro-invertébrés benthiques.

9. Usseglio-Polatera Ph., Thomas S., Beisel J.-N. and Moreteau J.-C. (1999) « Illustration de la valeur indicatrices des caractéristiques biologiques des macroinvertébrés d'une communauté benthique à différentes échelles d'observation », *Annls Limnol.*, **35**, 71-80.
10. Usseglio-Polatera P., Wasson J.G. & Archaimbault V., 2009. Protocole expérimental d'échantillonnage des « macro-invertébrés » en cours d'eau profond. Appui scientifique à la Mise en œuvre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau. Décembre, 2009.

### Sites et pages internet

---

11. <http://www.hydro.eaufrance.fr/>

Site utilisé pour les données hydrologiques de débits journaliers.

## Annexes

Classe de variété		14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1
Taxons	$\Sigma t$	> 50	49	44	40	36	32	28	24	20	16	12	9	6	3
Indicateurs	GI	50	45	41	37	33	29	25	21	17	13	10	7	4	1
Cloroperlidae Perlidae Perlodidae Taeniopterygidae	9	20	20	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9
Capniidae Brachycentridae Odontoceridae Philopotamidae	8	20	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8
Leuctridae Glossosomatidae Beraeidae Goeridae Leptophlebiidae	7	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7
Nemouridae Lepidostomatidae Sericostomatidae Epheméridae	6	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6
Hydroptilidae Heptageniidae Polymitarcidae Potamanthidae	5	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5
Leptoceridae Polycentropodidae Psychomyidae Rhyacophilidae	4	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4
Limnephilidae* Hydropsychidae Ephemerellidae* Aphelocheiridae	3	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3
Baetidae* Caenidae* Elmidae* Gammaridae* Mollusques	2	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2
Chironomidae* Asellidae* Achètes Oligochètes*	1	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

\* Taxons représentés par au moins 10 individus - Les autres par au moins 3 individus

Annexe 1 : Valeur de l'IBG selon la nature et la variété taxonomique de la macrofaune.

(Source : AFNOR, 2004, norme T 90-350)

## Résumé

Les milieux aquatiques occupent une place essentielle dans l'établissement de nombreux organismes. Leur protection est assurée à l'échelle européenne par la DCE (Directive Cadre sur l'Eau) retranscrite dans le droit français par la loi sur l'eau. Les activités humaines susceptibles d'occasionner une dégradation de ces milieux doivent faire l'objet d'une procédure de déclaration ou d'autorisation, préalable à leur mise en œuvre, selon le code de l'environnement. A l'issue de cette procédure, le projet d'infrastructure linéaire dont il est question dans ce rapport ayant été autorisé, le concessionnaire du projet a confié, au bureau d'étude Aquabio, le suivi de l'état écologique des 78 cours d'eau impliqués, durant toute la phase travaux.

Le risque majeur de dégradation de l'état écologique des cours d'eau concerne l'apport de matières minérales, et la modification du tracé du lit. La diversité des typologies de cours d'eau représentées nous a conduits à nous intéresser à la relation entre la classe de taille des cours d'eau impliqués et la sensibilité de ces milieux à la modification de l'environnement. Partant du postulat que les cours d'eau de rang supérieur sont moins sujets aux perturbations environnementales, nous avons tenté de répondre à notre problématique par l'analyse des peuplements d'invertébrés benthiques sur la base des protocoles normés IBG-DCE et IBGA. Au vu des différents résultats obtenus, il apparaît difficile de mettre en évidence une perturbation plus marquée pour les cours d'eau de rang inférieur, de la même manière qu'un impact du chantier n'est pas avéré.

Mots clés : Infrastructure linéaire, invertébrés benthiques, typologie, grand cours d'eau, traits biologiques, diversité  $\alpha$ , diversité  $\beta$ , qualité écologique.