

BOUAS Guillaume

2^{ème} année de Master IMACOF

Ingénierie des Milieux Aquatiques et des Corridors Fluviaux

ETUDE DE LA BIODIVERSITE
(MACRO-INVERTEBRES ET ICTHYOFAUNE)
DES COURS D'EAU EN TETE DE BASSIN VERSANT



Stage effectué du 14/03/2016 au 13/09/2016

Délégation Interrégionale Bretagne Pays de la Loire de l'ONEMA



Maîtres de stage : Olivier Ledouble et Mikael Le Bihan

Tuteur académique : Catherine Boisneau

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier l'ensemble du personnel de la Délégation Interrégionale Bretagne - Pays de la Loire pour leur convivialité, leur bonne humeur et leur disponibilité ce qui m'a permis de m'intégrer rapidement dans l'équipe. Je tiens à remercier plus spécifiquement Josselin BARRY, Alexandra HUBERT, Colas BOUDET, Charlotte LE POTIER et Cecilia RUIZ qui ont participé aux phases terrain. Je remercie également Thibault VIGNERON pour ses connaissances sur les macro-invertébrés aquatiques et je tiens surtout à remercier Pierre-Marie BIDAL pour m'avoir apporté son aide et son expérience tout au long de mon stage.

Je remercie également l'ensemble du personnel des Services Départementaux de l'ONEMA que j'ai côtoyé durant la phase terrain notamment Gérard JEANNEAU (56), Arnaud LEFEUVRE (72) et Fabrice GOUBIN (53).

Je tiens également à remercier Dominique OMBREDANE et l'AGRO CAMPUS de Rennes pour nous avoir mis à disposition une paillasse et des loupes binoculaires, et Christophe PISCART pour nous avoir reçus plusieurs fois pour discuter de l'étude.

Encore cette année, je tiens à remercier Patrice MOINARD, technicien hydrobiologiste au LEAV (Laboratoire de l'Environnement et de l'Alimentation de la Vendée) pour son aide.

Je remercie également l'ensemble des personnes de l'ONEMA ayant participé à la relecture de mon rapport ainsi que mes parents, Marie-Laure et Richard BOUAS.

Et enfin, pour finir, je tiens à remercier un duo de techniciens de l'environnement « atypique » : **Mikael LE BIHAN** et **Olivier LEDOUBLE**. Je remercie mes deux « maîtres de stages » pour m'avoir guidé et apporté leur aide, leur connaissance et leur expérience durant la totalité de ma mission à l'ONEMA. Leurs compétences sur les milieux aquatiques, leur implication, leur humour et leur bonne humeur m'ont permis de réaliser un stage de très bonne qualité.

Présentation de la structure d'accueil

Créé en 2007, par la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques (LEMA) du 30 décembre 2006, l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA) succède au Conseil Supérieur de la Pêche. L'ONEMA est un établissement public national placé sous la tutelle du Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie (MEDDE).

L'ONEMA est l'organisme technique français de référence sur la connaissance et la surveillance de l'état des eaux et sur le fonctionnement écologique des milieux aquatiques (Onema.fr). Les missions de l'ONEMA s'organisent autour de différents axes :

- La surveillance des milieux aquatiques : contrôle des usages et des pressions dans la prévention de la dégradation des milieux aquatiques, à travers la police de l'eau et le recueil de données ;
- L'apport d'un appui technique et/ou financier pour la mise en œuvre des politiques de l'eau ;
- La mise à disposition des informations sur l'eau, les milieux aquatiques et leurs usages ;
- La conduite ou le soutien de programmes de recherche sur des sujets qui revêtent un intérêt général.

L'ONEMA est réparti sur trois échelons : une direction générale, 9 délégations interrégionales, et 90 services départementaux et interdépartementaux.

- **La direction générale (DG)** coordonne et soutient les délégations interrégionales et les services départementaux. Elle est organisée en trois directions :
 - La Direction de l'Action Scientifique et Technique (DAST) ;
 - La Direction de la Connaissance et de l'Information sur l'Eau (DCIE) ;
 - La Direction du Contrôle des Usages et de l'Action Territoriale (DCUAT).
- **Les délégations interrégionales (Dir)** sont composées de techniciens, d'ingénieurs et d'un service administratif. Les Dir organisent le recueil et la valorisation de données, apportent un appui technique aux services départementaux et coordonnent l'activité de contrôle de police.
- **Les services départementaux (SD)** sont composés de techniciens et d'agents techniques de l'environnement. Les SD contrôlent les usages de l'eau, assurent le recueil de données et servent d'appui technique aux gestionnaires et aux autorités chargées de mettre en œuvre la politique de l'eau.

Table des Matières

Introduction.....	1
1 Les cours d'eau en tête de bassin versant	2
1.1 Définitions.....	2
1.1.1 Définition d'un cours d'eau	2
1.1.2 Définition d'un cours d'eau en tête de bassin versant	2
1.2 Fonctionnalités générales des cours d'eau en tête de bassin.....	3
1.2.1 Rôle hydrologique.....	3
1.2.2 Rôle physico-chimique	3
1.2.3 Rôle biologique.....	4
1.3 Les macro-invertébrés aquatiques en tête de bassin versant.....	4
1.3.1 Répartition longitudinale	4
1.3.2 Habitat, nutrition, reproduction	5
1.3.3 Méthode de bio-évaluation	5
1.3.4 Services écosystémiques.....	6
1.4 L'ichtyofaune en tête de bassin versant	6
1.4.1 Répartition longitudinale	6
1.4.2 Habitat, nutrition, reproduction	6
1.4.3 Méthode de bio-évaluation	7
1.5 Cas particulier : les cours d'eau intermittents	7
1.6 Pressions et impacts en tête de bassin	8
1.6.1 Pressions multiples	8
1.6.1.1 Impacts sur les invertébrés	8
1.6.1.2 Impacts sur l'ichtyofaune	9
1.6.2 Cas particulier : les travaux hydrauliques.....	9
1.6.2.1 Impact sur les invertébrés.....	10
1.6.2.2 Impacts sur l'ichtyofaune	10
2 Matériels et méthodes	11
2.1 Le choix des sites d'études.....	11
2.1.1 Les cours d'eau en tête de bassin versant du Massif Armoricaïn.....	11
2.1.2 Critères pour le choix des stations de référence (voir Annexe 3).....	11
2.2 Choix du protocole adapté aux cours d'eau en tête de bassin versant	12

2.2.1	Etude des protocoles	12
2.2.1.1	Objectifs du protocole	12
2.2.1.2	Protocoles Normalisés	13
2.2.1.3	Autres méthodes	13
2.3	Protocole d'échantillonnage.....	14
2.3.1	Matériels et réactifs.....	14
2.3.1.1	Matériels	14
2.3.1.2	Réactifs	14
2.3.2	La phase d'échantillonnage	15
2.3.2.1	Etape préalable au prélèvement.....	15
2.3.3	Plan/grille d'échantillonnage	16
2.3.3.1	Généralités (40 minutes).....	16
2.3.3.2	Spécificités de chaque phase	16
2.3.4	Phase d'échantillonnage	18
2.3.4.1	Généralités	18
2.3.4.2	Technique de prélèvement.....	18
2.3.4.3	Volume de récolte.....	18
2.3.4.4	Conservation des échantillons	19
2.4	Autres informations.....	19
2.4.1	Relevé piscicole (Annexe 7)	19
2.4.2	Relevé des variables physico-chimique	19
2.5	Le tri	19
2.5.1	Réactifs et matériels.....	19
2.5.2	Différentes étapes du tri	20
2.5.2.1	Etape de prétraitement	20
1.1.1.	Etape du tri.....	20
2.6	La détermination	20
2.6.1	Matériels et documents	20
2.6.1.1	Matériels	20
2.6.2	Documents	21
2.6.3	L'identification	21
2.6.3.1	Généralités	21
2.6.3.2	Données à fournir et conservation des échantillons	21
2.7	Traitement des données.....	21

2.7.1	Analyse statistique des résultats	21
2.7.2	Indices de Shannon-Weaver et d'équitabilité de Piélou :	22
3	Analyse des résultats (Annexe 8).....	22
3.1	Variabilité des données	22
3.2	Richesse taxonomique par échantillon et par substrat	23
3.2.1	Richesse taxonomique par échantillon	23
3.2.1.1	Prélèvements P1 à P9	24
3.2.1.2	Comparaison entre les stations de référence et dégradées.....	24
3.2.1.3	9 ^{ème} prélèvement	25
3.2.2	Les substrats.....	25
3.2.2.1	Analyse de la richesse taxonomique par substrat.....	25
3.2.2.2	Analyse de la variété taxonomique d'EPT	26
3.2.2.3	Analyse des couples substrat / faciès.....	27
3.2.3	Optimisation du nombre de prélèvement.....	28
3.3	Analyse des sites d'études.....	28
3.3.1	Description morphologique	28
3.3.2	Stations de référence	28
3.3.2.1	Richesse taxonomique	29
3.3.2.2	Densité.....	29
3.3.2.3	Diversité	30
3.3.3	Stations dégradées.....	30
3.3.3.1	Richesse taxonomique	30
3.3.3.2	Densité.....	31
3.3.3.3	Diversité	32
3.3.4	Comparaison stations de référence et dégradées	32
3.3.5	Ichtyofaune et amphibiens	34
4	Discussion.....	35
4.1	Analyse du protocole d'échantillonnage.....	35
4.1.1	Nombre de prélèvement et habitabilité des substrats.....	35
4.1.2	Nouveau modèle d'échantillonnage.....	36
4.2	Analyse des peuplements invertébrés	36
4.2.1	Stations de référence	37
4.2.2	Stations dégradées.....	38

4.2.3	Utilisation des macro-invertébrés aquatiques comme bio-indicateurs de l'état écologique des cours d'eau en tête de bassin	39
4.3	Analyse des peuplements piscicoles	40
5	Perspectives	41
5.1.1	Protocole	41
5.1.2	Comparaisons des sites de référence et dégradés	41
	Conclusion	42
	Bibliographie	43
	Webographie	49

Liste des figures

Figure 1 : Classification du réseau hydrographique selon l'ordre de Strahler (Environmental Protection Agency, 2009).....	3
Figure 2 : Localisation des sites d'études	12
Figure 3 : Analyse de la variabilité des données avec des diagrammes en boîtes	23
Figure 4 : Evolution de la richesse taxonomique de P1 à P9.....	24
Figure 5 : Comparaison des deux groupes afin d'atteindre 80% ou 100% de la richesse taxonomique .	24
Figure 6 : Analyse de la richesse taxonomique par substrat.....	25
Figure 7 : Analyse du substrat ayant la plus forte richesse taxonomique.....	26
Figure 8 : Comparaison de la richesse taxonomique en EPT par substrat.....	26
Figure 9 : Analyse des couples substrat/facies (R = Radier & M = Mouille)	27
Figure 10 : Apports en nouvelles espèces des substrats peu biogènes	27
Figure 11 : Nouvelle analyse de la richesse taxonomique.....	28
Figure 12 : Richesse taxonomique des stations de référence.....	29
Figure 13 : Densité d'individus et d'EPT.m ⁻²	29
Figure 14 : Indices de Shannon et d'équitabilité de Piélu	30
Figure 15 : Richesse taxonomique des stations dégradées	30
Figure 16 : Densité d'individus et d'EPT (m ⁻²)	31
Figure 17 : Indices de Shannon et d'équitabilité de Piélu	32
Figure 18 : Analyse des taxons déchetueurs (d'après Baudoin, 2007).....	32
Figure 19 : AFC des stations en fonction de leur composition taxonomique.....	33
Figure 20 : Composition de l'ichtyofaune des sites d'études	34

Liste des tableaux

Tableau 1: Matériels pour l'étape de prélèvement (Norme XPT 90-333, 2009).....	14
Tableau 2 : Différentes classes de substrats.....	16
Tableau 3 : Modalités de prélèvement sur des substrats biogènes	16
Tableau 4 : Prélèvements sur des substrats peu biogènes	17
Tableau 5 : tests statistiques sur les principaux descripteurs de peuplements de macro-invertébrés	23

Introduction

Les cours d'eau en tête de bassin versant (rangs de Strahler 1 et 2) sont vitaux pour le maintien du bon fonctionnement et de la bonne qualité de l'ensemble des rivières (Meyer & Wallace, 2001 ; Gomi, Sidle & Richardson, 2002 ; Bernhardt *et al.*, 2005 ; Lowe & Likens, 2005 ; Wipfli, Richardson & Naiman, 2007) et constituent des zones importantes pour le maintien de la biodiversité (Meyer & Wallace, 2001 ; Gomi *et al.*, 2002 ; Heino *et al.*, 2005 ; Lowe & Likens, 2005 ; Meyer *et al.*, 2007 ; Richardson & Danehy, 2007 in Clarke *et al.*, 2008). Ces cours d'eau sont souvent associés à des zones humides et les interactions entre ces deux entités jouent un rôle important pour la gestion des régimes hydrologiques (Barnaud, 2013). De plus ces écosystèmes aquatiques spécifiques représentent au moins 75% de la longueur totale du réseau hydrographique (Schumm, 1956 ; Leopold *et al.*, 1964 ; Shreve, 1969 ; Meyer & Wallace, 2001 ; Benda *et al.*, 2005 ; Malavoi, 2009 ; Le Bihan, 2009) et ils permettent l'alimentation en eau de l'ensemble des rivières. L'étude de ces écosystèmes est donc indispensable pour l'atteinte du bon état écologique fixé par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). Bien que reconnus par les scientifiques comme des écosystèmes indispensables au bon fonctionnement des milieux aquatiques, ces petits cours d'eau ont jusqu'à récemment été délaissés par les gestionnaires et les usagers de la ressource en eau et demeurent relativement peu étudiés par la communauté scientifiques.

Depuis 2013, la Délégation Interrégionale Bretagne - Pays de la Loire de l'ONEMA a effectué des études hydromorphologiques sur des cours d'eau de référence (Jan, 2013 ; Bossis, 2014) et sur des cours d'eau dégradés par des travaux hydrauliques (Colin, 2015). Afin de poursuivre l'amélioration des connaissances sur ces milieux, il a été décidé de réaliser une étude sur la biologie de ces cours d'eau. La mission confiée a deux objectifs principaux : le premier est de réaliser et tester un nouveau protocole d'échantillonnage des macro-invertébrés aquatiques et le second, de caractériser la faune invertébrée et piscicole présente dans deux types de milieux (cours d'eau dégradés et cours d'eau de référence).

La première partie sera axée sur la présentation des cours d'eau en tête de bassin en abordant leurs fonctionnalités et leurs spécificités. Dans un second temps seront présentés le matériel et la méthode avec le protocole d'échantillonnage et le choix des sites d'étude. Dans une troisième partie, les résultats seront présentés en commençant par l'analyse des prélèvements et des habitats puis en étudiant les peuplements de chaque station et en réalisant quelques tests statistiques. Enfin viendra une analyse plus approfondie des résultats afin de mettre en avant les perspectives offertes par ce travail.

1 Les cours d'eau en tête de bassin versant

1.1 Définitions

1.1.1 Définition d'un cours d'eau

La loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques impose que toute activité, installation ou travaux susceptible d'impacter un cours d'eau soit soumis à déclaration ou autorisation administrative. Il est donc indispensable de différencier les cours d'eau des fossés. L'instruction du gouvernement du 03/06/2015 relative à la cartographie, l'identification des cours d'eau et à leur entretien s'appuie sur la jurisprudence du 21 octobre 2011 du Conseil d'état pour définir un cours d'eau. « **Constitue un cours d'eau, un écoulement d'eaux courantes dans un lit naturel à l'origine, alimenté par une source et présentant un débit suffisant une majeure partie de l'année** » (www.assemble-nationale.fr). La caractérisation d'un cours d'eau est basée sur 3 critères cumulatifs :

- La présence et permanence d'un lit, naturel à l'origine ;
- Un débit suffisant une majeure partie de l'année ;
- L'alimentation par une source.

Il est nécessaire d'apprécier ces critères en fonction des caractéristiques géographiques et climatologiques de chaque bassin versant. De plus ces critères peuvent être difficiles à identifier à un instant précis. La présence d'une faune et / ou d'une flore aquatique peut alors permettre d'identifier si l'écoulement est un cours d'eau (www.ineris.fr).

Si l'écoulement n'est pas permanent, cette caractéristique ne prive pas le ruisseau de son caractère de cours d'eau (Arrêt du conseil d'état, 21/10/2011). En effet, les cours d'eau intermittents sont des cours d'eau à part entière. En France entre 25-40% des rivières sont intermittentes (Snelder *et al.*, 2013).

1.1.2 Définition d'un cours d'eau en tête de bassin versant

Les cours d'eau en tête de bassin versant sont représentés par les extrémités amont du réseau hydrographique (Benda *et al.*, 2005). À ce jour, il n'existe pas une définition précise pour ce type de milieu. Différents critères peuvent être utilisés pour définir les cours d'eau en tête de bassin versant. Adams & Spotila (2005) utilisent la superficie du bassin versant tandis que Wipfli *et al.* (2007), ainsi que AERM (2009) se basent sur la largeur du cours d'eau. Le SDAGE Loire-Bretagne ainsi que l'Agence Environnementale d'Irlande du Nord (NIEA) se servent de plusieurs critères complémentaires comme la pente. Au niveau national, les cours d'eau en tête de bassin versant correspondent aux rangs de Strahler 1 et 2 (voir figure 1) (Strahler, 1957) qui sont identifiés sur la carte IGN au 1 : 25000, en intégrant les cours d'eau non cartographiés (ONEMA, 2015). Le pourcentage de cours d'eau intermittents en France reste peu précis car les petits cours d'eau ne sont pas pris en compte dans ces statistiques car ils sont difficiles à détecter sur les cartes ou les photos aériennes (Benstead & Leigh, 2005 in Datry *et al.*, 2014). De plus, les cours d'eau intermittents peuvent représenter plus de 70% des cours d'ordre 1 et 2 (Lowe & Likens, 2005) ce qui peut constituer plusieurs millions de kilomètres de cours d'eau (Sheldon *et al.*, 2010 in Datry *et al.*, 2015). Les cartes restent très incomplètes et une partie

non-négligeable de petits cours d'eau ne sont pas encore cartographiés. Il n'existe donc pas une cartographie nationale précise des cours d'eau en tête de bassin versant et il reste nécessaire « d'aller sur le terrain » pour vérifier la pertinence des cartes IGN.

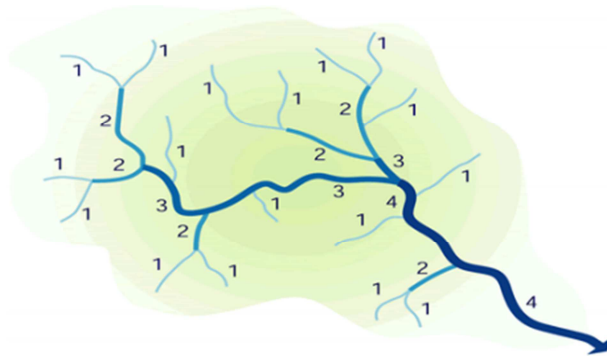


Figure 1 : Classification du réseau hydrographique selon l'ordre de Strahler (Environmental Protection Agency, 2009)

1.2 Fonctionnalités générales des cours d'eau en tête de bassin

Les cours d'eau en tête de bassin versant sont des écosystèmes particuliers mais ils sont souvent délaissés par les gestionnaires et usagers de la ressource en eau (Meyer & Wallace, 2001 ; Bishop *et al.*, 2008 in Gothe *et al.*, 2014). Ces milieux spécifiques assurent de nombreux rôles hydrologiques, physico-chimiques et biologiques.

1.2.1 Rôle hydrologique

Tout d'abord, les cours d'eau d'ordre supérieur (ordre 3 à 7) sont alimentés en eau de 50 à 70% par des cours d'eau d'ordre 1 à 2 (Alexander *et al.*, 2007). De par leur petite taille, leur forme et leur rugosité, ces ruisseaux amont réduisent les vitesses d'écoulement, régulent les régimes et écrètent les pointes de crues (Meyer *et al.*, 2007). Plus de 50% des cours d'eau en tête de bassin versant possèdent des zones humides associées (Janisch *et al.*, 2011). L'association de ces deux entités joue un rôle important notamment dans la gestion du régime hydrologique (Barnaud, 2013). Les zones humides fonctionnent comme des zones tampons. Elles absorbent d'importantes quantités d'eau lors des événements pluvieux et lors des niveaux d'eau importants (Mc Cartney *et al.*, 1998) ; ainsi elles atténuent les pics de crues et permettent un soutien naturel en périodes d'étiage en relarguant l'eau stockée lors de la période hivernale (PNZH, 2012). Les cours d'eau associés à leurs zones humides jouent un rôle majeur sur la gestion des ressources en eau (Mathieu, 2010) et ils conditionnent quantitativement et qualitativement les ressources en eau de l'aval (Alexander *et al.*, 2007).

1.2.2 Rôle physico-chimique

Ces milieux ont un intérêt auto-épuration très important (PNZH, 2012). Les cours d'eau en tête de bassin ont un rôle majeur dans le processus de dénitrification notamment dans la zone hyporhéique. Du fait de l'abondance de petits cours d'eau en tête de bassin, la superficie de cette zone est beaucoup plus importante que les cours d'eau d'ordre supérieur (Harvey & Wagner, 2000 ; Harvey *et al.*, 2003).

L'incorporation de la matière organique au milieu aquatique se fait majoritairement sous forme de feuilles mortes (70 à 80%), au moment de l'abscission en automne (Webster, Wallace *et al.*, 1995). Les organismes aquatiques décomposeurs et détritivores (microflore fongique, bactéries et invertébrés déchetiers) jouent un rôle fondamental dans la transformation de la matière organique et la distribution du carbone au sein des différents maillons du réseau trophique (Webster & Benfield, 1986 ; Suberkropp, 1998 ; Gessner, Chauvet *et al.*, 1999). Ainsi, 95% de la MO brute est transformée en MO particulaire fine et dissoute (Naiman, 1982 ; Wallace *et al.*, 1995 ; Kiffney *et al.*, 2000). La décomposition des litières est donc un processus-clé qui dirige le fonctionnement des cours d'eau en tête de bassin (Allan 1995 ; Gessner, Suberkropp *et al.*, 1997 ; Hieber & Gessner, 2002 ; Moore, Berlow *et al.*, 2004) (in Baudoin, 2007).

1.2.3 Rôle biologique

Les cours d'eau en tête de bassin versant présentent une grande variété d'habitats biologiques (Meyer *et al.*, 2007) et ils constituent des zones importantes pour le maintien de la biodiversité (Meyer & Wallace, 2001 ; Gomi *et al.*, 2002 ; Heino *et al.*, 2005 ; Lowe & Likens, 2005 ; Meyer *et al.*, 2007 ; Richardson & Danahy, 2007 in Clarke *et al.*, 2008). Ces milieux spécifiques abritent des espèces endémiques (Meyer *et al.*, 2007) ; aussi bien des invertébrés avec l'écrevisse à pattes blanches (*Austropotamobius pallipes*) et la moule perlière (*Margaritifera margaritifera*) que des poissons avec la lamproie de planer (*Lamnetra planeri*) et le chabot (*Cottus gobio*).

La connectivité entre les cours d'eau et les têtes de bassin versant est indispensable. Elle permet une meilleure dispersion des populations et limite le taux d'extinction des métapopulations (Fagan, 2002 ; Lowe, 2002 ; Clarke *et al.*, 2008).

1.3 Les macro-invertébrés aquatiques en tête de bassin versant

1.3.1 Répartition longitudinale

Il existe à ce jour peu d'études spécifiques caractérisant la richesse taxonomique des macro-invertébrés aquatiques présents sur les cours d'eau en tête de bassin. Pour certains, la richesse taxonomique des invertébrés aquatiques en tête de bassin est élevée (Dieterich & Anderson, 2000 ; Cole *et al.*, 2003 ; Herlihy *et al.*, 2005 in Clarke *et al.*, 2008). Cependant en 1980, Vannote *et al.* définissent le « **River Continuum Concept** », et ils suggèrent que plus l'ordre des cours d'eau est élevé, plus la richesse spécifique est grande, avec un maximum pour les ordres intermédiaires. Arscott, Tockner & Ward (2005) ont prouvé la corrélation entre la richesse taxonomique et l'ordre des cours d'eau. De plus ils ont montré que la densité moyenne des invertébrés en tête de bassin était de 7484 +/- 2480 individus m⁻² contre 98 811 +/- 18 037 individus m⁻² dans les grands cours d'eau (Arscott, 2005). D'autres études aux USA ont montré que la densité d'invertébrés en tête de bassin peut varier de 134 à 110 083 individus m⁻² (Haggerty, Batzer & Jackson, 2002 cité dans Clarke *et al.*, 2008). L'hétérogénéité des milieux et des habitats peut expliquer ces variations importantes.

Selon Vannote *et al.* (1980), la composition de l'ichtyofaune et de la faune invertébrée varient de l'amont vers l'aval. La structure fonctionnelle de chaque cours d'eau est plus influencée par les caractéristiques des habitats locaux que par d'autres facteurs comme le climat, l'altitude et la latitude

(Hoeinghaus *et al.*, 2007 in Bae *et al.*, 2014). De nombreux cours d'eau en tête de bassin versant (rangs 1 à 3) sont influencés par la ripisylve (Vannote *et al.*, 1980). Ces milieux sont généralement très riches en matière organique (MO) et ces apports en MO déterminent les communautés biologiques présentes (Wallace, 1999). La matière organique est alors transformée par une faune invertébrée et une flore spécialisée dans les processus de dégradation (Baudoin, 2007). Les invertébrés spécialisés dans ce processus sont principalement des larves d'insectes, dont le régime alimentaire est basé sur l'assimilation des biomasses foliaires, de façon spécialisée (*Séricostoma personatum*) ou plus opportuniste chez certaines espèces généralistes (*Gammarus fossarum* et *Leuctra sp*) (Webster & Benfield *et al.*, 1999) ; voir **Groupes Fonctionnels Trophiques (GFT)** proposée par Baudoin (2007) voir **Annexe 1**.

La diversité des macro-invertébrés augmente à partir des rangs 3 et 4 lorsque les habitats sont plus diversifiés (Melo & Froehlich, 2001 in Bae *et al.*, 2014). Plus l'ordre des cours d'eau augmente, plus les collecteurs de substrats (*Chironomidae*) occupent alors une place encore plus importante (Vannote *et al.*, 1980). Ainsi, les différences physico-chimiques entre l'amont et l'aval des sites sont caractérisées par un changement des groupes fonctionnels d'alimentation chez les invertébrés aquatiques (Vannote *et al.*, 1980 ; Minshall *et al.*, 1985 ; Minshall, 1988 ; Cummins *et al.*, 1989 in Cowell, 2004).

1.3.2 Habitat, nutrition, reproduction

Les cours d'eau en tête de bassin sont des habitats importants pour la production d'invertébrés (Wallace *et al.*, 1986, 1997 ; Stone & Wallace, 1998 in Wipfli, 2005). La rétention et l'accumulation de feuilles en tête de bassin a une influence majeure sur l'abondance et la distribution des invertébrés détritivores (Prochazka *et al.*, 1991 ; Dobson, 1992 in Haapala, 2003). Les paquets de feuilles ne constituent pas seulement une ressource alimentaire utilisable par les invertébrés déchetteurs, mais aussi un micro-habitat (Dobson, Hildrew *et al.*, 1992) pour de nombreuses espèces, ainsi qu'un filtre «piégeur» de matière organique particulaire dérivante, constituant elle-même une ressource intéressante pour divers invertébrés (Dangles, Guerold *et al.*, 2001) (in Baudoin, 2007).

Les invertébrés aquatiques utilisent les zones amont et les têtes de bassin versant pour se reproduire. Muller (1954, 1966) définit un cycle de colonisation où les femelles d'insectes aquatiques iraient pondre en amont tandis que les larves aquatiques dériveraient petit à petit vers la zone aval où elles se métamorphoseraient (Paimpont, 1994)

1.3.3 Méthode de bio-évaluation

Il existe un grand nombre de méthodes de prélèvement des macro-invertébrés aquatiques (Cole *et al.*, 2003). Sur 24 études, Clarke *et al* (2008) comptabilise plus de 14 méthodes basées sur des techniques d'échantillonnages et un nombre de prélèvements différents. L'hétérogénéité des milieux et des habitats présents en tête de bassin peut expliquer les nombreuses méthodes de prélèvement employées (Clarke *et al.*, 2008). Les méthodes les plus utilisées en France et en Europe sont :

- ✓ IBGN : Indice Biologique Global Normalisé
- ✓ IBG DCE : Indice Biologique Global

- ✓ MAG 20
- ✓ MRP MD
- ✓ Kick Sampling

Ces méthodes sont avant tout destinées à prélever des cours d'eau de taille moyenne. Une analyse plus approfondie de ces méthodes est présentée dans la partie 2.2.2.

1.3.4 Services écosystémiques

Les macro-invertébrés aquatiques dérivent de l'amont vers l'aval en permanence (phénomène de « drift », Needham, 1928). Les invertébrés aquatiques et terrestres peuvent être une proie commune pour les poissons des cours d'eau (Mundie, 1974 ; Hunt, 1975 ; Nielsen, 1992 ; Wipfli, 1997 ; Nakano *et al.*, 1999 ; Kawaguchi & Nakano, 2001 in Wipfli, 2005). En tête de bassin, chaque kilomètre de cours d'eau sans poissons est susceptible d'alimenter, par dérive des invertébrés, 100 à 2000 salmonidés de l'année (Wipfli & Gregovich, 2002 in Wipfli, 2005). Dans les ruisseaux amont de l'est et du nord-ouest de l'Amérique du Nord, les salamandres sont souvent les prédateurs vertébrés les plus abondants de macro-invertébrés (Keitzer & Goforth, 2013 in Trice *et al.*, 2015).

Alors que de nombreux taxons contribuent à la biodiversité dans les cours d'eau en tête de bassin versant, les macro-invertébrés aquatiques jouent un rôle écologique central dans de nombreux écosystèmes aquatiques (Boulton, 2003). Ils sont parmi les plus ubiquistes (Voelz & McArthur, 2000) et diversifiés (Strayer, 2006) des organismes d'eaux douces (in Clarke *et al.*, 2008).

1.4 L'ichtyofaune en tête de bassin versant

1.4.1 Répartition longitudinale

Comme pour les invertébrés aquatiques, la composition de l'ichtyofaune varie de l'amont à l'aval (Vannote *et al.*, 1980). Il existe plusieurs typologies dont la zonation piscicole de Huet (1949), la zonation d'Illies et Botosaneanu (1963) et la biotypologie de Verneaux (1980) (voir **Annexe 2**). Les cours d'eau en tête de bassin (rangs 1 et 2), font partie de la zone salmonicole et plus précisément de la zone à truite (Huet, 1949). Les principales espèces présentes sont la truite tario (*Salmo trutta*), le vairon (*Phoxinus phoxinus*) la loche franche (*Barbatula barbatula*) et le chabot (*Cottus gobio*). Les espèces cyprinicoles se trouvent normalement beaucoup plus en aval dans le potamon (Illies & Botosaneanu, 1963).

1.4.2 Habitat, nutrition, reproduction

Les cours d'eau de tête en bassin peuvent servir de zone de refuge lors de conditions extrêmes telles que les crues mais ils servent également de zone de reproduction pour la truite (Nihouarn, 1983). Le couvert forestier important en tête de bassin régule la température de l'eau et le rayonnement solaire alors que les arthropodes terrestres qui tombent dans les cours d'eau sont une source de nourriture essentielle pour les salmonidés (Wipfli, 1997 in Lecerf, 2013). De plus, les macro-invertébrés dérivant servent d'alimentation de base à l'ichtyofaune et les études ont montré le potentiel des poissons à modifier voire réguler les communautés et les processus écosystémiques dans les écosystèmes d'eau douce (Gilinsky, 1984 ; McIntosh & Townend, 1996). Plus les connexions sont nombreuses avec les

têtes de bassin versant, plus la densité de poissons est élevée grâce à un apport en proies beaucoup plus important (Binckley & Wipfli, NP). Aucune différence n'est observée entre la densité des invertébrés aquatiques dans les cours d'eau sans poissons et les cours d'eau à truites. Cependant, l'indice d'équitabilité, et de diversité de Simpson et de Shannon sont 10-20% plus élevés dans les cours d'eau sans truite (Herbst, 2009). Généralement, les cours d'eau sans poissons favorisent les amphibiens et les reptiles (Johnson *et al.*, 2009).

1.4.3 Méthode de bio-évaluation

Il existe plusieurs méthodes d'échantillonnage (par exemple la « pêche complète » et « l'Estimation Ponctuelle d'Abondance » ou « pêche par point ») avec différents matériels. Pour échantillonner les petits cours d'eau en tête de bassin une pêche complète (prospection de l'intégralité de la zone mouillée sur la station considérée) en un seul passage semble être une technique adaptée. Il s'agit d'une technique de pêche à l'électricité, destinée à la pêche en eau douce peu profonde, dans la plage de conductivité de 35 à 1700 microS/cm⁻¹. L'utilisation d'un appareil portable (comme le « *martin pêcheur* » produit par la société **DREAM Electronic**) est idéal pour les prélèvements sur les cours d'eau en tête de bassin. En effet, ces capacités techniques sont suffisantes, sa mise en œuvre est rapide et il permet de travailler en équipe réduite (2 personnes minimum).

1.5 Cas particulier : les cours d'eau intermittents

En France, 20 à 25% des cours d'eau présentent un caractère intermittent (Datry *et al.*, 2012). Les ruisseaux intermittents offrent un habitat pour un large éventail de la flore aquatique et la faune, en particulier les invertébrés (Boulton, 1989 ; Robson *et al.*, 2005 ; Bonada *et al.*, 2008 in Mackie, 2013). Les cours d'eau intermittents sont des habitats à part entière. Ils possèdent des espèces qui se sont adaptées aux conditions spécifiques. Elles ont pour la plupart des cycles de reproduction courts et elles peuvent rentrer en diapause durant certain stade de développement (Chrichton, 2011).

Cependant, les populations de macro-invertébrés dans les ruisseaux intermittents diffèrent de ceux des cours d'eau permanents (Williams & Hynes 1974 ; Price *et al.*, 2003 ; cité dans Collins, 2007). Les études de Datry (2012) dans la rivière Albarine permettent de révéler ces différences. La densité moyenne pour les cours d'eau intermittents est de 4672 invertébrés m⁻². Les quatre espèces les plus abondantes sont les *Chironomidae* (Diptères), *Baetis* spp. (Ephéméroptères), *Gammarus* spp. (Amphipodes). Les taxons benthiques les plus abondants appartenant aux EPT dans les cours d'eau intermittents sont *Baetis* spp. et *Ephemerella* spp. (Ephemeroptères), *Limnephilinae* (Trichoptères). Les taxons benthiques les plus abondants au niveau des zones pérennes de la rivière Albarine sont plus diversifiés, avec une proportion en Ephémères, Plécoptères et Trichoptères (EPT) beaucoup plus importante. Les principaux EPT sont *Caenis* spp., *Ecdyonurus* spp., *Epeorus* spp., *Ephemera* spp., *Habroleptoides* spp., *Rhithrogena* spp. et *Torleya* spp. (Ephemeroptères), *Leuctra* spp. (Plecoptères), *Hydropsyche* spp., *Hydroptila* spp., *Odontocerum* spp., *Rhyacophila* spp. et *Sericostoma* spp. (Trichoptères) (Datry, 2012).

1.6 Pressions et impacts en tête de bassin

1.6.1 Pressions multiples

Les pressions humaines sur les écosystèmes aquatiques sont connues (Dynesius & Nilsson, 1994). Toutes modifications climatiques ou géologiques, sur la végétation ou sur l'usage du sol et de l'eau, auront des effets directs sur la biocénose aquatique (Schlosser 1991 ; Cooper *et al.*, 1998). Les facteurs qui menacent la biodiversité des ruisseaux en tête de bassin sont nombreux, mais la perte et la dégradation de l'habitat est probablement le plus important (Allan & Flecker 1993 in Preston *et al.*, 2015). Beaucoup de cours d'eau en tête de bassin étant forestiers, la gestion forestière à grande échelle et la déforestation ont un impact direct sur ces écosystèmes. Elles affectent directement les habitats du cours d'eau en incluant la morphologie du cours d'eau, les substrats, la température et les caractéristiques chimiques de l'eau. Au fil du temps, cela peut entraîner une homogénéisation des substrats et une diminution de la largeur mouillée du cours d'eau (Sweeney *et al.*, 2004 ; Zhang *et al.*, 2009 in Lecerf, 2013). La recolonisation à partir des perturbations est alors liée à la disponibilité en substrats stables qui servent de zones de refuge (Matthaei *et al.*, 1999). Les pesticides sont également un facteur limitant pour les communautés d'eau douce à l'échelle du continent (Malaj *et al.*, 2014). Leurs effets sont encore plus dévastateurs dans les petits cours d'eau. Ces substances sont alors présentes en forte concentration du fait de la faible dilution (Hurst & Sheahan, 2003) et pendant les fortes pluies avec le phénomène de ruissellement, les concentrations peuvent atteindre des niveaux biologiquement actifs (Matthiessen *et al.*, 1995 ; Berenzen *et al.*, 2005).

1.6.1.1 Impacts sur les invertébrés

La distribution et la densité des macro-invertébrés aquatiques dans les cours d'eau en tête de bassin, en milieu agricole, sont influencées par de nombreux facteurs comme la pollution organique (Whitehurst, 1991), la dégradation des habitats (Hilsenhoff, 1977, 1982 ; Plafkin *et al.*, 1989), et les pesticides (Schulz & Liess, 1999 in Berenzen, 2005). Les nombreuses pressions chimiques et physiques tendent à entraîner une diminution globale de l'abondance et de la diversité des macro-invertébrés notamment chez les taxons polluo-sensibles tels que les Ephéméroptères, les Plécoptères et les Trichoptères (EPT), et une augmentation des collecteurs-cueilleurs tels que les *Chironomidae* (Clements, Cherry & Cairns, 1988, 1990 ; Casper, 1994 ; Clements, 1994 ; Kiffney & Clements, 1994 ; Carlisle & Clements, 2003 in Woodcock & Huring, 2007).

Les pesticides présentent des impacts sur les communautés de macro-invertébrés sur le long terme (Berenzen *et al.*, 2005 ; Beketov & Liess, 2013). Cependant Liess *et al.* (2008) met en évidence que certains insecticides neurotoxiques déclenchent des taux de dérive importants des macro-invertébrés aquatiques. Que ce soit à faible ou à forte concentration, les pesticides sont reconnus comme un facteur de la « paupérisation » biologique en tête de bassin versant (Peterman *et al.*, 1996). Certaines espèces sont très mobiles (*Gammarus Pulex*) et sont capable d'éviter un tronçon d'un cours d'eau affecté par une contamination aux pesticides à court terme (Schulz & Liess, 1999).

Une forte abondance en collecteurs généralistes tel que les *Chironomidae* et les *Baetidae* sont couramment observés après la destruction d'une forêt riveraine (Wallace & Gurtz, 1986 ; Kiffney *et al.*, 2003 in Lecerf, 2013). Cette action peut également porter atteinte à l'abondance et à la diversité de

certains invertébrés prédateurs polluo-sensibles (*Perlidae*, *Chloroperlidae* et *Rhyacophilidae* (Tachet *et al.*, 2009) dans les ruisseaux (Zhang *et al.*, 2009). La diminution de ces taxons due à l'exploitation forestière suggère que la distribution des espèces bio-indicatrices ne peut pas être uniquement déterminée par la qualité de l'eau (Tachet *et al.*, 2009 in Lecerf, 2013).

A l'échelle de la station, le colmatage peut se traduire à court terme par une réduction de 10% (Clavel *et al.*, 1977) à 95 % (Wagener & Laperriere, 1985) de l'abondance initiale (Newcombe & McDonald, 1991 in Gayraud *et al.*, 2002). Lorsque les particules fines recouvrent entre 1/3 et 2/3 de la surface des éléments grossiers, la réduction de l'habitat interstitiel disponible pour les invertébrés conduit généralement à la diminution de l'abondance des EPT (Bjornn *et al.*, 1977 ; Lenat *et al.*, 1979 ; Lenat *et al.*, 1981 ; Richards *et al.*, 1993 ; Waters, 1995 ; Angradi, 1999 in Gayraud *et al.*, 2002), qui constituent la faune caractéristique des substrats grossiers (Hynes, 1970). Parallèlement, une augmentation de l'abondance et de la biomasse de taxons à tendance fouisseuse est observée, tels que les oligochètes, les chironomidae et certains mollusques. Lorsque le recouvrement dépasse les 2/3 de la surface des éléments grossiers, Lenat *et al.* (1981) interprètent cette modification non plus comme une réduction de l'habitat mais comme une substitution d'habitat. Les changements faunistiques évoqués précédemment sont alors amplifiés (Gayraud *et al.*, 2002).

1.6.1.2 Impacts sur l'ichtyofaune

Les poissons d'eau douce sont soumis à un large éventail de facteurs, mais les perturbations anthropiques semblent être à l'origine du déclin et à l'extinction de nombreuses espèces (Cowx, 2002). La dégradation des habitats et leur fragmentation aussi bien que les translocations des espèces et la surpêche peuvent causer également des graves problèmes sur les populations de poissons (Cowx & Collares-Pereira, 2002). Angermeier & Winston (1998) et Hutagalung (1998) notent que les impacts humains sur les cours d'eau peuvent réduire la diversité des poissons ou au contraire, augmenter la diversité locale.

L'ensemble des différentes sources de dégradation de ces écosystèmes uniques engendre également une augmentation du colmatage. Or le colmatage réduit le nombre d'habitats ainsi que la survie des œufs des poissons lithophiles ce qui amène à une forte diminution des effectifs piscicoles (Chapman 1988 ; Bjorn *et al.*, 1977 ; Alexander & Hansen, 1986).

1.6.2 Cas particulier : les travaux hydrauliques

Les travaux hydrauliques réalisés sur le lit mineur des cours d'eau sont recensés sous le nom de travaux de chenalisation (Brookes, 1985 ; Brookes, 1988 ; Wasson *et al.*, 1995) et regroupent les opérations de rectification, recalibrage, curage, endiguement et la protection des berges (Colin, 2015). Les travaux hydrauliques constituent l'une des principales causes de dégradation de l'habitat en tête de bassin versant (Muotka & Laasonen, 2002 in Mathieu, 2010). En effet, la taille réduite des cours d'eau en tête de bassin versant les rend particulièrement vulnérables à l'action anthropique (Smiley *et al.*, 2005 ; Meyer *et al.*, 2007 ; Bishop *et al.*, 2008 ; Nguyen Van, 2012). Les cours d'eau canalisés ont perdu beaucoup de leur hétérogénéité naturelle, caractérisée par des schémas d'écoulement simplifiés (Petersen *et al.*, 1987 in Preston *et al.*, 2015).

1.6.2.1 Impact sur les invertébrés

La réduction de la diversité des peuplements est généralement reliée à l'homogénéisation des conditions d'écoulement et à la disparition de la diversité des habitats particuliers (bordures, zones profondes, radiers...) qui abritent une faune spécifique (Hynes, 1970 ; Griswold *et al.*, 1978 ; Simpson *et al.*, 1982 in Lecerf, 2005). Les réductions drastiques de biomasses d'invertébrés s'expliquent par la déstructuration du substrat qui constitue leur lieu de vie et par la diminution de la capacité de rétention des débris végétaux qui constituent leur nourriture (Wasson *et al.*, 1996). Chez les invertébrés, le substrat est indispensable à l'accomplissement de nombreuses fonctions biologiques telles que la reproduction, le développement des œufs et l'alimentation (Hynes, 1970 ; Minshall, 1984 in Gayraud *et al.*, 2002). De plus, en tête de bassin, les invertébrés détritivores peuvent être sérieusement limités par le manque de matière organique nécessaire à leur alimentation (Haapala *et al.*, 2003). Le phénomène de dérive, traduisant une fuite vers l'aval des individus à la recherche d'habitats favorables, est nettement accentué dans les portions chenalisées (Ward & Stanford, 1980 ; Brookes, 1988).

L'accélération des écoulements générée par les travaux hydrauliques se traduit pas une disparition des organismes associés aux habitats lenticques au profit d'autres espèces préférant le courant (espèces rhéophiles) (Wasson *et al.*, 1996). L'instabilité quasi permanente du substrat dans les zones rapides crée également des conditions très défavorables (Arner *et al.*, 1976 ; Wasson *et al.*, 1984). Dans les zones lentes, le colmatage par des sédiments fins est connu depuis des décennies comme un facteur particulièrement limitant pour les invertébrés (Wasson *et al.*, 1984). A l'échelle du tronçon, la disparition des radiers se traduit en fait par la perte des zones les plus productives. A l'étiage, les conditions (ensoleillement plus important, faible profondeur d'eau...) sont plus propices au développement des végétaux aquatiques, algues et macrophytes. Cette production primaire compense quantitativement la perte de matière organique, mais se traduit par un déséquilibre de la structure de la communauté (Maridet, 1994), et une réduction de la diversité fonctionnelle groupes trophiques Cummins, 1975) (in Wasson, 1998). Dans certains cas, l'excès de végétaux n'est pas consommé et s'accumule, c'est l'eutrophisation qui peut entraîner la disparition de nombreuses espèces.

1.6.2.2 Impacts sur l'ichtyofaune

L'étude de Wyzga en 2009 montre l'impact des changements hydromorphologiques et notamment de la chenalisation sur la diversité et l'abondance de l'ichtyofaune ainsi que sur leurs habitats. L'homogénéisation des habitats sur certaines parties chenalisées entraîne une diminution de l'ensemble des adultes de l'ichtyofaune et une disparition des juvéniles (Wyzga, 2009). L'augmentation de la vitesse d'écoulement dans les sections modifiées peut être également un facteur limitant de l'étendue et de l'abondance de la loche (Santoul *et al.*, 2005). Les travaux hydrauliques sur les cours d'eau en tête de bassin induisent une diminution générale des peuplements de salmonidés. Cette baisse de la diversité a été évaluée à 56% par ELSER (1968) pour un cours d'eau chenalisé du Montana tandis que Knudsen *et al.* (1987) estiment à 26% la perte biomasse dans les rivières aménagées du nord-est des Etats-Unis.

2 Matériels et méthodes

2.1 Le choix des sites d'études

2.1.1 Les cours d'eau en tête de bassin versant du Massif Armoricaïn

Les deux régions Bretagne - Pays de la Loire sont constituées de 9 départements : Ile-et-Vilaine (35), Côtes d'Armor (22), Finistère (29), Morbihan (56), Loire-Atlantique (44), Vendée (85), Mayenne (53), Sarthe (72) et Maine-et-Loire (49). Ce vaste territoire représente une superficie de 59 730 km² (Guillerme, 2015). L'ensemble de ces départements font partie de l'HydroEcorégion (HER) Massif Armoricaïn (Wasson *et al.*, 2002). Cette zone est caractérisée par un réseau hydrographique ramifié et dense constitué de nombreux petits ruisseaux (Lefrançois *et al.*, 2005). Le territoire totalise environ 100 000 km de cours d'eau (Guillerme, 2015).

Le massif armoricaïn est caractérisé par des roches primaires dures, imperméables et non carbonatées, un relief de collines peu accentué et un climat océanique (Wasson *et al.*, 2002 in Colin, 2015). Les études sur l'hydromorphologie des cours d'eau en tête de bassin de Jan (2013), de Bossis (2014) et de Colin (2015) ont permis de caractériser 61 stations de référence et 31 stations dégradées sur l'ensemble du Massif Armoricaïn.

Au total 20 stations sont sélectionnées, 10 stations de référence et 10 stations dégradées. Une sélection aléatoire a été réalisée pour les deux lots de station. Cependant avant de déterminer les stations de référence à échantillonner, une étude plus précise est effectuée sur les cours d'eau de référence (voir partie 2.1.2). De plus, cette sélection a été réalisée afin d'avoir a minima un site d'étude par département pour offrir la possibilité à l'ensemble des services départementaux de l'ONEMA de participer à l'étape de prélèvement. Trois autres stations se sont ajoutées à l'étude au cours de la mission (notamment pour la qualification de l'état initial des cours d'eau dans le cadre de projet de restauration) (voir figure 2).

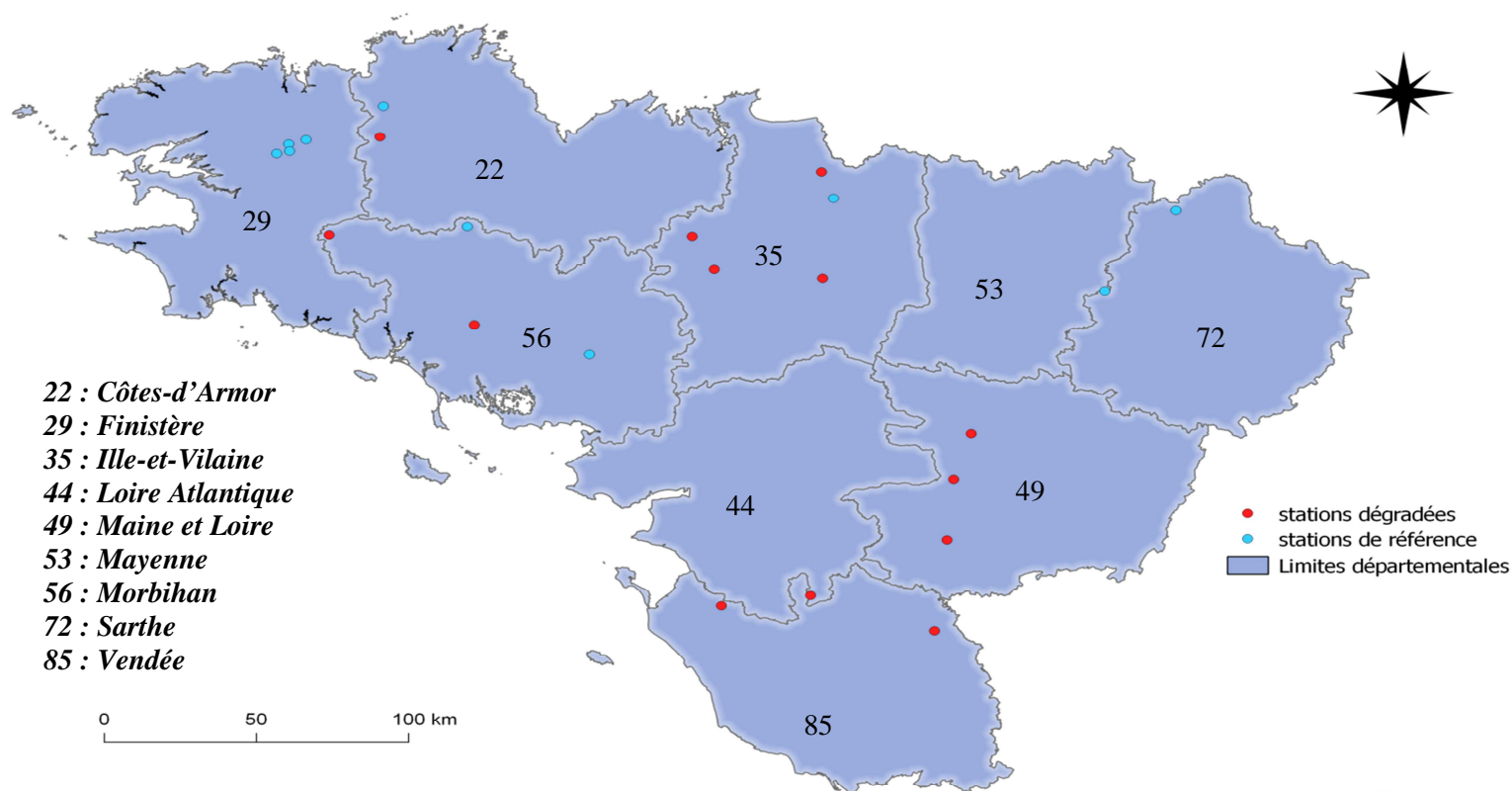
2.1.2 Critères pour le choix des stations de référence (voir Annexe 3)

Un milieu est dit de référence quand il est exempt de toute perturbation anthropique (Reynoldson & Wright, 2000 ; Bailey *et al.*, 2004 ; Stoddard *et al.*, 2006 in Sanchez-Montoya *et al.*, 2009). Cependant à ce jour, il est extrêmement rare de trouver des sites d'études qui ne présentent aucune perturbation humaine. Ainsi, d'autres scientifiques parlent de milieu de référence lorsque ceux-ci présentent de très faibles perturbations (Chaves *et al.*, 2006). Les perturbations anthropiques sont tolérées pour les cours d'eau de référence tant que celui-ci est en bon état écologique (Economou, 2002 ; Wallin *et al.*, 2003 ; Bailey *et al.*, 2004 ; Stoddard *et al.*, 2006 in Sanchez-Montoya *et al.*, 2009).

Les études précédentes de Jan (2013) et de Bossis (2014) permettent de caractériser 61 stations de référence sur l'ensemble du massif armoricaïn d'un point de vue hydromorphologique. Cependant, la qualification de « référence hydromorphologique » ne répond pas obligatoirement aux mêmes critères que des stations de « référence biologique ». Des conditions plus précises et plus spécifiques à la biologie ont donc été redéfinies ; elles prennent en compte les pollutions ponctuelles et diffuses, l'occupation du sol, les conditions hydrologiques, la qualité des habitats et la présence espèces

invasives. Les critères choisis sont analysés à l'aide des fiches terrain remplies lors des années précédentes et à l'aide de photographies du cours d'eau. Cela a permis dans un premier temps la déclassification de certains sites d'études afin de déterminer uniquement les stations de « référence biologique ».

Dans un second temps tous les bassins versant ont été tracés à partir des coordonnées puis une étude de l'occupation du sol a été réalisée à l'aide de Qgis. Un cours d'eau est dit de référence s'il y a moins de 10% d'occupation du sol anthropisé (Bonada *et al.*, 2004 in Chaves *et al.*, 2006). Pour notre étude, ce pourcentage a été fixé à 40% car la précision de l'occupation du sol (*Corine Land Cover*) à l'échelle de petit bassin versant reste faible. Toutes les stations ayant une anthropisation supérieure au potentielles de référence est alors passé de 61 à 22.



Sources des données : ONEMA
 Fonds cartographiques : BD_CARTHO
 © ONEMA, 2016



Figure 2 : Localisation des sites d'études

2.2 Choix du protocole adapté aux cours d'eau en tête de bassin versant

2.2.1 Etude des protocoles

2.2.1.1 Objectifs du protocole

Le protocole d'échantillonnage doit être facilement réalisable et reproductible sur tous types de cours d'eau (dégradés et de référence). Le temps de prélèvement doit être court (moins de deux heures). Les étapes de tri et de détermination sont limitées à une journée et demie maximum afin d'avoir un effort d'échantillonnage optimum. Les milieux pouvant être très sensibles aux dégradations et les stations étant limitées à 30 mètres, le nombre de prélèvements par station doit être « raisonnable ». Ils

doivent être tout de même assez représentatifs de la station et ceux-ci doivent prendre en compte l'ensemble des habitats afin d'obtenir une richesse taxonomique maximale. Les milieux pouvant être très isolés et difficile d'accès, le matériel doit être réduit au strict nécessaire et facilement transportable.

2.2.1.2 Protocoles Normalisés

Les cinq méthodes de prélèvement de macro-invertébrés aquatiques les plus utilisées en France et en Europe sont :

- ✓ IBGN : Indice Biologique Globale Normalisé
- ✓ IBG DCE : Indice Biologique Globale
- ✓ MAG 20
- ✓ MRP MD
- ✓ Kick Sampling

Afin d'évaluer les atouts et les limites de ces méthodes pour l'étude des invertébrés aquatiques en tête de bassin versant, un tableau synthétique avec les avantages et les inconvénients à été élaboré pour chaque protocole (**Annexe 4**). L'indice IBGN est global et sa note n'est pas pertinente pour certains milieux comme les sources et les tourbières (norme AFNOR GA T90-374, 2006). Le protocole IBG DCE est long et fastidieux à exécuter (norme AFNOR XPT 90-333, 2009). La méthode employée par la DREAL de Lorraine (MRP MD) ne prend pas assez en compte les substrats peu biogènes (DREAL Lorraine, 2012). Le Kick sampling est adapté aux petits cours d'eau mais cette technique basée sur un temps d'échantillonnage est impactante pour le cours d'eau. En effet, le but est de prélever un maximum d'habitat en un temps donné d'où le risque de perturber fortement le milieu. Cette méthode est également très variée puisque le nombre de réplicats réalisés pour atteindre 70% de la richesse taxonomique varie de 3 à 7 (Feeley et al., 2011)

Tous ces protocoles utilisent des gammes de vitesses très variés pour les prélèvements (0-5 ; 6-25 ; 26-75 ; 76-150 cm/sec). Le Mag 20 repose sur trois composantes : les substrats, les vitesses et la profondeur (Teleos, 2000). Toutes ces composantes diverses sont complexes à prendre en compte pour ce type de milieu.

2.2.1.3 Autres méthodes

Les recherches sont ensuite axées sur les techniques de prélèvement employées par des scientifiques français sur les cours d'eau en tête de bassin. Deux spécialistes français des macro-invertébrés aquatiques (Datry. T & Piscart. C) ont confirmé que les protocoles normalisés utilisés pour les grands cours d'eau ne sont pas adaptés pour ces milieux. Ces deux scientifiques utilisent la même méthode de prélèvement, soit 2 à 4 prélèvements sur des substrats biogènes (principalement la litière et les pierres). Ces prélèvements sont effectués sur les berges et dans les radiers (2 * 2). Piscart C estime tout de même que cette méthode d'échantillonnage permet d'obtenir environ 80 % de la richesse taxonomique du milieu (communication personnelle).

Aucun protocole normalisé n'est compatible avec les objectifs souhaités. Un nouveau protocole est donc proposé, en cherchant dans un premier temps à définir le nombre de prélèvements de substrats biogènes nécessaires afin d'atteindre une variété taxonomique maximale puis dans un second temps, de vérifier si l'échantillonnage de substrats peu biogènes sur ces cours d'eau apporte une diversité supplémentaire significative.

2.3 Protocole d'échantillonnage

2.3.1 Matériels et réactifs

2.3.1.1 Matériels

Pour la réalisation de l'échantillonnage, certains outils et appareillages de prélèvement sont indispensables. Le même matériel est utilisé pour la réalisation du protocole XPT 90 333 propre à l'I2M2.

Tableau 1: Matériels pour l'étape de prélèvement (Norme XPT 90-333, 2009)

	<i>Indispensable</i>	<i>Utile</i>
Matériel pour l'estimation des distances et la géolocalisation	<ul style="list-style-type: none">- Matériel de géolocalisation satellite (GPS) qui permet de localiser avec précision le site de prélèvement (amont / aval)- Décamètre ou télémètre pour la mesure des largeurs (mouillée / plein bord) et de la longueur de la station	
Matériel pour le prélèvement	<ul style="list-style-type: none">- Filet Surber / haveneau pour réaliser les échantillonnages (maille 500µm)- Tamis, de petites (500µm) et grosses mailles- Matériel pour l'<i>élutriation</i>* (seau)	<ul style="list-style-type: none">- Sondes pour la physico-chimie- Autres tests
Matériel pour la conservation	<ul style="list-style-type: none">- Récipients hermétiques (bien étiquetés) pour les échantillons- Ethanol / Formol / Glacière- Eau distillée	<ul style="list-style-type: none">- Des pissettes pour l'eau et l'éthanol
Autres	<ul style="list-style-type: none">- Bottes ou cuissardes- Machette, sécateur, serpe ou autres outils pour dégager la station de prélèvement- Produits pour la désinfection du matériel	<ul style="list-style-type: none">- Gants pour récupérer le substrat (potentielle présence d'objets coupants)- Appareil photographique étanche

2.3.1.2 Réactifs

Un réactif pour le transport et la conservation des échantillons est indispensable. Le formol étant une substance dangereuse et cancérigène, d'autres techniques de conservation sont à privilégier. L'utilisation de la congélation est une bonne alternative. La DREAL de Lorraine (2008) utilise cette méthode qui est beaucoup moins dangereuse pour la santé. Elle permet une bonne conservation des échantillons hormis pour quelques espèces comme les oligochètes. Cette méthode est contraignante puisque les prélèvements doivent être rapatriés chaque soir au laboratoire.

L'éthanol est une méthode simple et elle permet une bonne conservation des échantillons. Il faut dans ce cas utiliser de l'éthanol à 90° ou 95° afin que la concentration d'alcool dans l'échantillon après avoir été égoutté soit de 70 à 80%.

*Les cours d'eau en tête de bassin versant sont susceptibles d'accueillir des espèces protégées sensibles à certaines pathologies comme l'écrevisse à pattes blanches (*Austropotamobius pallipes*), la moule perlière (*Margaritifera margaritifera*), la lamproie de planer (*Lampetra planeri*) ou le chabot (*Cottus gobio*) (Meyer et al. 2007). Il est donc impératif de désinfecter l'ensemble du matériel (bottes, tamis, surber...) entre chaque site d'étude. Pour cela, il est recommandé d'utiliser des pastilles de chlore.*

2.3.2 La phase d'échantillonnage

En moyenne la durée de la phase terrain est de 90 minutes (+/- 20 minutes).

2.3.2.1 Etape préalable au prélèvement

➤ *Conditions de prélèvement*

Pour la réalisation de l'échantillonnage certaines conditions doivent être respectées (Norme XPT 90-333, 2009) :

- ✓ Une turbidité normale de l'eau ;
- ✓ Une hydrologie (vitesse, profondeur...) compatible avec le prélèvement des habitats ;
- ✓ Un délai suffisamment long après un évènement hydrologique important (forte crue / assec).

Si l'une des conditions n'est pas remplie, la date des prélèvements doit être repoussée de quelques jours. De manière générale, pour les cours d'eau qui ne présentent pas de variation saisonnière marquée, la campagne de prélèvement sera réalisée lors de la période de basses eaux.

➤ *Délimitation de la station de prélèvement*

Suite aux différentes études sur l'hydromorphologie des cours d'eau réalisées au cours des années précédentes par Jan (2013), Bossis (2014) et Colin (2015), la longueur d'une station a été fixée à 30 mètres. Elle doit être représentative du tronçon du cours d'eau. Elle est mesurée à l'aide d'un quintuple décimètre et de piquets plantés à chaque changement de direction (Jan, 2013). L'utilisation d'un GPS pour relever les coordonnées amont / aval du site d'étude peut être nécessaire notamment pour collecter de nouvelles données ou réaliser de nouveaux prélèvements sur la station.

➤ *Mesure des différentes largeurs et profondeurs (20 - 30 minutes)*

Une fois la station délimitée, afin de qualifier l'habitat et notamment la capacité d'accueil du milieu, il est nécessaire d'estimer la largeur mouillée et la profondeur de la station. Six transects sont réalisés. L'utilisation d'un télémètre est conseillé afin ne pas piétiner les substrats avant le début des prélèvements. Il est possible d'utiliser un simple décimètre ou une perche graduée pour les petits cours d'eau. Sur chaque transect, 5 profondeurs sont également mesurées avec une distance entre les points égale au 1/6^{ème} de la largeur mouillée. La superficie mouillée est calculée à partir de la largeur mouillée moyenne et de la longueur de la station. Cette mesure est nécessaire pour la différenciation des différentes classes de substrats selon leurs surfaces.

➤ *Différenciations des classes de substrat (20 - 30 minutes)*

Il existe 12 substrats différents classés selon leur habitabilité (**Annexe 5** : Norme XPT 90-333, 2009). Plus l'habitabilité d'un substrat est élevée, plus celui-ci est susceptible d'accueillir une diversité importante de macro-invertébrés. Les substrats ayant une habitabilité supérieure à 6 sont qualifiés de biogènes, les autres sont désignés comme « peu biogènes ». Pour les éléments les plus fins (vases, limons et argiles), il convient de bien différencier un substrat et un colmatage. L'ensemble des informations précédentes sont rapportés sur la grille d'échantillonnage afin de faciliter la compréhension des différentes phases de prélèvement (Voir **Annexe 6**).

La superficie de chaque substrat est estimée visuellement par l'ensemble des préleveurs. Si la superficie est inférieure à 1%, le substrat est prélevé une fois, dans le cas contraire, plusieurs prélèvements peuvent être effectués. Quatre classes de substrat sont prises en compte (voir tableau 2) :

Tableau 2 : Différentes classes de substrats

<i>Différentes classes de substrats</i>	<i>Superficie/surface mouillée totale</i>	<i>Substrat prélevé</i>
Présence (P)	[1% ; 100%]	Oui (plusieurs fois)
Présence faible (PF)] 0 ; 1% [Oui (une seule fois)
<i>Présence non échantillonnable*</i> (PNE)	Toutes superficies	Non
Absence (A)		

Une fois les différentes classes attribuées à chaque substrat, la présence ou l'absence de chaque substrat dans les deux types de faciès d'écoulement (radier / mouille) est notée. Il convient également de préciser le faciès où le substrat considéré est le plus représenté. *Pour cela, il est possible de différencier à l'aide de croix (+) la représentativité du substrat dans un faciès. Le faciès où il est le plus présent sera représenté par deux croix (++) et celui où il est le moins présent par une croix (+).*

Si les écoulements sur le site d'étude sont homogènes et qu'aucune distinction n'est possible entre des faciès lotiques et lentiques, les prélèvements suivent les mêmes règles d'échantillonnage sans prendre en compte les faciès d'écoulement.

2.3.3 Plan/grille d'échantillonnage

2.3.3.1 Généralités (40 minutes)

La phase de prélèvement est composée de deux phases principales bien distinctes et d'un prélèvement supplémentaire. La première d'entre elle est consacrée au prélèvement de **6** substrats biogènes dans des faciès d'écoulement différents afin d'obtenir une diversité maximale des couples substrats / faciès biogènes. La seconde consiste à échantillonner **2** substrats « peu biogènes » afin d'augmenter la diversité des habitats prélevés. Le prélèvement supplémentaire permet l'échantillonnage de faciès / zones / substrats non prélevés voire non prélevables durant les deux premières phases.

2.3.3.2 Spécificités de chaque phase

➤ Phase 1 : prélèvements des substrats biogènes (P1 à P6)

Les substrats sont échantillonnés suivant l'ordre d'habitabilité (*Annexe 5*) dans le faciès d'écoulement où ils sont le plus représentés. Les substrats présents en faible abondance sur le site (PF) qui ne peuvent être échantillonnés qu'une seule fois doivent également être pris en compte. Suivant le nombre de substrat biogène, la phase d'échantillonnage suit des modalités différentes (voir tableau 3 ci-dessous). Les prélèvements sont numérotés de P1 à P6.

*Présence Non Echantillonnage** : le substrat est présent mais ne peut être prélevé (faible superficie, lame d'eau trop faible)

Tableau 3 : Modalités de prélèvement sur des substrats biogènes

<i>Nombre de substrat biogènes</i>	<i>Spécificités et mode de prélèvement</i>
5 substrats ^{1*}	Echantillonner les cinq substrats en suivant l'ordre d'habitabilité dans le faciès d'écoulement où ils sont le plus représentés. Le dernier échantillon est effectué sur le couple substrat/faciès le plus biogène non échantillonné précédemment ^{1*} .
4 substrats ^{1*}	Echantillonner les 4 substrats en suivant l'ordre d'habitabilité dans le faciès d'écoulement où ils sont le plus représentés. Les deux derniers échantillons sont effectués sur les deux couples substrats/faciès les plus biogènes non échantillonnés précédemment ^{1*} .
3 substrats ^{2*}	Echantillonner deux fois chaque substrat en alternant si possible les faciès d'écoulement (radier/mouille) ^{2*}
2 substrats ^{2*}	Echantillonner trois fois les deux substrats en alternant si possible les faciès d'écoulement (radier/mouille) ^{2*}
1 substrat	Echantillonner six fois le même substrat en alternant si possible les faciès d'écoulement (radier/mouille)
Aucun	Echantillonner six fois le substrat qui possède la plus grande habitabilité en alternant si possible les faciès d'écoulement (radier/mouille)

^{1*} : Si tous les couples substrat/faciès ont été échantillonnés, faire un second prélèvement sur le/les couple(s) le(s) plus biogène(s) ; c'est à dire sur le(s) substrat(s) qui a/ont la plus forte(s) habitabilité(s) en privilégiant les vitesses d'écoulement élevées (*si la superficie du substrat le permet*).

^{2*} : Si les préleveurs estiment que la superficie d'un substrat est trop faible pour permettre d'effectuer le nombre de prélèvement théorique sur celui-ci, il faut alors réaliser le prélèvement sur le substrat le plus biogène.

Pour les stations très dégradées morphologiquement où les faciès d'écoulement sont difficilement différenciables, les mêmes modalités sont utilisées, sans prendre en compte l'alternance des faciès d'écoulement et les substrats biogènes sont échantillonnées une seconde fois en suivant l'ordre d'habitabilité.

➤ **Phase 2 : Modalités de prélèvement des substrats « peu biogènes » (P7 et P8)**

Les substrats sont échantillonnés suivant l'ordre d'habitabilité dans le faciès d'écoulement où ils sont le plus représentés. Cette phase a pour but d'échantillonner une gamme d'habitats supplémentaires. Les prélèvements sont notés P7 et P8. La phase suit des modalités proches de la phase 1 (voir tableau 4).

Tableau 4 : Prélèvements sur des substrats peu biogènes

<i>Nombre de substrat peu biogènes</i>	<i>Spécificités et mode de prélèvement</i>
2 substrats ou plus	Echantillonner les deux substrats en suivant l'ordre d'habitabilité dans le faciès d'écoulement où ils sont le plus représentés.
1 substrat	Echantillonner deux fois le même substrat en alternant si possible les faciès d'écoulement (radier / mouille).
Aucun	Re-échantillonner les deux substrats biogènes qui possèdent l'ordre d'habitabilité le plus élevé en privilégiant les zones de rades.

Pour les stations très dégradées morphologiquement où les faciès d'écoulement sont difficilement différenciables, les mêmes modalités sont utilisées sans prendre en compte l'alternance des faciès d'écoulement.

➤ **Prélèvement supplémentaire**

Le prélèvement « bonus » est constitué d'un seul et unique échantillon noté P9. Celui-ci n'est pas forcément contigu et ne suit pas de modalité stricte. Il permet de prélever des zones/substrats non échantillonnables telle que les caches sous berge, les chutes d'eau, les grosses racines/souches voire un couple substrat/faciès non échantillonné voire sous échantillonné précédemment. ***Ce prélèvement est facultatif.***

2.3.4 Phase d'échantillonnage

2.3.4.1 Généralités

Les prélèvements doivent suivre la grille d'échantillonnage. Ils sont réalisés de l'aval vers l'amont et ne suivent pas forcément l'ordre des échantillons. Faire les prélèvements de l'aval vers l'amont permet de ne pas troubler l'eau, de ne pas récupérer des insectes en dérive et surtout de ne pas piétiner un substrat qui sera prélevé ultérieurement. ***Il est fortement recommandé de réaliser une carte d'échantillonnage de la station afin de localiser les prélèvements.***

2.3.4.2 Technique de prélèvement

Il existe différents modes de prélèvement suivant les substrats (voir **Annexe 5**). De manière générale, les substrats échantillonnés doivent représenter une surface minimale au moins égale à 0,1 m² pour les très petits cours d'eau. Cette surface doit être contigüe pour les substrats minéraux et elle peut ne pas être d'un seul tenant pour les substrats non minéraux (bryophytes, racines, hélophytes). Les techniques de prélèvement suivent celle de la norme XPT 90 333. Pour les deux premières phases, il faut :

- ✓ Agiter, froter, gratter ou peigner les différents substrats avec les doigts ou une brosse pour décrocher les individus ;
- ✓ Agiter puis ramener dans le filet avec la main les différents substrats sur une couche d'environ 5 cm pour les substrats minéraux et 0,5 à 1 L pour les substrats organiques.

Pour les courants rapides, les prélèvements se font en veillant à ce que le courant entraîne tous les éléments récoltés dans le filet. Pour les courants lents, la main du préleveur vient remplacer le courant afin d'entraîner les éléments dans le filet. Le prélèvement « bonus » n'est pas soumis à ces modalités strictes.

2.3.4.3 Volume de récolte

Le volume ramené est déposé sur un tamis puis le contenu est transvasé dans un récipient de 0,5 à 1 litre. Pour un grand nombre de prélèvements, le volume prélevé dépasse souvent le volume du récipient. Dans ce cas, il faut le réduire par l'une des méthodes suivantes :

- ✓ Un simple rinçage dans le filet pour le limon et la vase ;
- ✓ Un nettoyage avec la main dans le courant soit dans le filet ou sur un tamis. Cette méthode est réalisée pour les éléments volumineux (branchages, pierres...) ;

- ✓ Une élimination des graviers sur le terrain à l'aide d'un tamis en vérifiant visuellement qu'il n'y a plus d'organismes ;
- ✓ Une élutriation pour certains substrats (sables) permet de séparer la fraction organique qui est peu dense et qui contient la majorité des invertébrés ainsi que la fraction minérale dit « refus » de l'élutriation, qui contient les mollusques et certains trichoptères à fourreaux.

Certains cours d'eau en tête de bassin auront un faible débit lors de la période de prélèvement rendant délicat, voire impossible la mise en œuvre des techniques énumérées précédemment.

2.3.4.4 Conservation des échantillons

Suivant la méthode de conservation choisie, les modalités diffèrent. Pour l'éthanol, une fixation immédiate après l'échantillonnage est réalisée. Pour ce faire, une fois les neuf prélèvements effectués ; chaque prélèvement est égoutté sur le tamis à mailles très fines puis l'éthanol est ajouté jusqu'à la submersion de l'ensemble du substrat dans le bocal. Le bocal est ensuite agité pour homogénéiser le prélèvement.

2.4 Autres informations

2.4.1 Relevé piscicole (Annexe 7)

Afin de comprendre et de caractériser au mieux la vie aquatique présente dans les cours d'eau en tête de bassin versant, un inventaire piscicole est effectué sur chaque station après la phase de prélèvement des invertébrés aquatiques. Une pêche complète sur 30 mètres est réalisée sur chaque site d'étude. Un seul passage est effectué (environ 10-15 minutes de temps de pêche).

Le matériel utilisé est un appareil d'échantillonnage à l'électricité (« Martin pêcheur » TM, Dream Electronic. L'efficacité de cet appareil a été estimée par l'INRA. Elle est comprise entre 40 et 80%, suivant la taille des poissons, l'espèce et l'importance du cours d'eau (Annexe 7).

2.4.2 Relevé des variables physico-chimique

Afin de caractériser le milieu lors des prélèvements, certaines variables sont mesurées comm :

- ✓ Le ph
- ✓ La température de l'eau
- ✓ O2 dissous
- ✓ Conductivité

2.5 Le tri

2.5.1 Réactifs et matériels

Peu de matériels sont nécessaires pour cette étape :

- Tamis de petites (500µm) et grosses mailles ;
- Récipients, bassines ;
- Pincettes ultras fines et pincettes diverses ;
- Matériels optiques à faible grossissement.

Comme pour l'étape précédente, si les taxons ne sont pas identifiés immédiatement après le tri, les individus seront conservés à nouveau dans de l'éthanol.

2.5.2 Différentes étapes du tri

2.5.2.1 Etape de prétraitement

Cette étape est facultative mais elle permet d'améliorer l'efficacité du tri. Différentes manipulations peuvent être effectuées en fonction des substrats prélevés :

- ✓ Un lavage du prélèvement sur un tamis de mailles très fines (500µm) permet une élimination des particules fines et une meilleure visualisation des petits individus dans la bassine ;
- ✓ Une élutriation peut être effectuée lors de cette étape pour certains prélèvements constitués de sable, de litière, de vase ou d'argile ;
- ✓ Un passage sur une colonne de tamis de mailles différentes permet d'évacuer une quantité plus importante de matériaux annexes et donc de diminuer la durée de cette phase.

1.1.1. Etape du tri

Le tri a pour objectif d'extraire le maximum des taxons présents dans les échantillons. Certains prélèvements tels que la litière et le sable nécessitent une grande attention. Certaines préconisations sont donc à respecter :

- ✓ Si nécessaire, le prélèvement est scindé en plusieurs fractions. En améliorant les capacités d'observations, la distinction entre les macro-invertébrés et les autres particules est améliorée ;
- ✓ L'utilisation d'une loupe de grossissement x5 / x10 permet de limiter l'omission des taxons de tailles réduites.

Le temps pour trier chaque prélèvement varie en fonction de plusieurs critères (les substrats, le volume, le nombre d'individus présents...), il est généralement compris entre une vingtaine de minutes (pierres, blocs) et plus de deux heures (litières, sables).

Lors de l'étape de tri, l'objectif est d'extraire l'ensemble des individus hormis pour les taxons présents en trop grand nombre. Pour ces derniers, une estimation des effectifs est effectuée et un échantillon d'une cinquantaine d'individus est prélevé. Lors de l'étape d'identification, ces 50 individus sont déterminés au genre ou à l'espèce et un prorata de chaque espèce est calculé.

Les exuvies, les fourreaux et coquilles vides, les statoblastes de bryozoaires et les gemmules de spongiaires ne sont pas identifiés mais leur présence est signalée lorsqu'ils sont en grande quantité.

2.6 La détermination

2.6.1 Matériels et documents

2.6.1.1 Matériels

La réalisation de cette étape nécessite peu de matériels :

- Une loupe binoculaire ;
- Un éclairage suffisamment puissant ;
- De nombreuses pinces pour la manipulation des invertébrés.

2.6.2 Documents

Pour l'identification de l'ensemble des individus suivant la norme XPT 90 333 le document communément appelé « Tachet » (Tachet, 2010) est l'outil essentiel pour la reconnaissance au genre d'un grand nombre d'individus. D'autres clés d'identification plus précises ont également été utilisées :

- Héteroptères aquatiques et ripicoles (Michel Dethier, 1985)
- Annélides et Oligochètes (Michel Lafont, 1983)
- Turbélariés, Triclades paludicoles (Eric Pattee & Nicole Gourbault, 1981)
- Coléoptères aquatiques (Philippe Richoux, 1982)

Une clé de détermination allemande sur les diptères (Elseler & Heldkopf, 2010) et une clé anglaise sur les plécoptères (Hynes, 1970) ont également été utilisées, de même que le site perla (www.perla.developpement-durable.gouv.fr).

2.6.3 L'identification

2.6.3.1 Généralités

La détermination s'effectue sur l'ensemble des larves et adultes. Suivant les taxons, la norme XPT 90 388 impose différents type de détermination :

- Détermination de niveau A, jusqu'à la famille ;
- Détermination de niveau B, jusqu'au genre.

2.6.3.2 Données à fournir et conservation des échantillons

Des fiches récapitulatives listant tous les individus déterminés sont établies pour chaque prélèvement (P1 à P8 ou P9) pour l'ensemble des stations. Cela permet de définir à partir de quel prélèvement la richesse taxonomique maximale est obtenue pour chaque station. Une liste faunistique générale de chaque station est également dressée, afin de calculer les différents indices pour comparer les sites d'études.

Une fois l'identification terminée, il est souhaitable de constituer un échantillon témoin contenant au moins un individu de chaque taxon observé. Cela permet de posséder une référence et, s'il y a des individus rares, de pouvoir justifier de leur existence.

2.7 Traitement des données

2.7.1 Analyse statistique des résultats

Dans un premier temps, la variabilité des données est étudiée à l'aide de diagrammes en boîtes, d'histogrammes et d'autres graphiques. Des tests statistiques sont effectués afin de vérifier l'existence de différences significatives entre les données issues des stations de référence et dégradées. Pour ces tests statistiques, la normalité de la distribution des données est analysée. Si la distribution des données suit une loi normale, un test t est réalisé. Dans le cas contraire, le test de Mann-Whitney (test non paramétrique) est utilisé. Pour ces deux tests statistiques, l'hypothèse H_0 posée est la même : les données suivent une même loi de distribution. Cependant, si la p-value calculée est inférieure au niveau de signification $\alpha = 0.05$, la distribution entre les deux échantillons est alors différente.

Une Analyse Factorielle des Correspondances a été réalisée. L'AFC réunit les modalités de deux variables afin d'étudier les liaisons entre ces deux modalités. Cela nous a permis de voir les liaisons entre les sites d'études et la composition taxonomique (Baccini, 2010).

2.7.2 Indices de Shannon-Weaver et d'équitabilité de Pielou :

L'indice de Shannon est l'un des indices les plus courants et recommandés par différents auteurs (Gray *et al.*, 1992). Il est exprimé selon la formule suivante :

$$H' = - \sum_{i=1}^n P_i \times \log_2(P_i)$$

P_i = Abondance proportionnelle ou pourcentage d'importance de l'espèce : $p_i = n_i/N$;

n_i = Nombre d'individus d'une espèce dans l'échantillon;

N = Nombre total d'individus de toutes les espèces dans l'échantillon.

L'indice de Shannon permet d'exprimer la diversité en prenant en compte le nombre d'espèces et l'abondance des individus au sein de chacune de ces espèces. La valeur de l'indice varie de 0 (une seule espèce, ou une espèce dominante toutes les autres) à une valeur maximale correspondant au logarithme base 2 de la richesse taxonomique (noté H'_{max}). L'indice de Shannon est souvent accompagné par l'indice d'équitabilité de Pielou :

$$J' = H'/H'_{max}$$

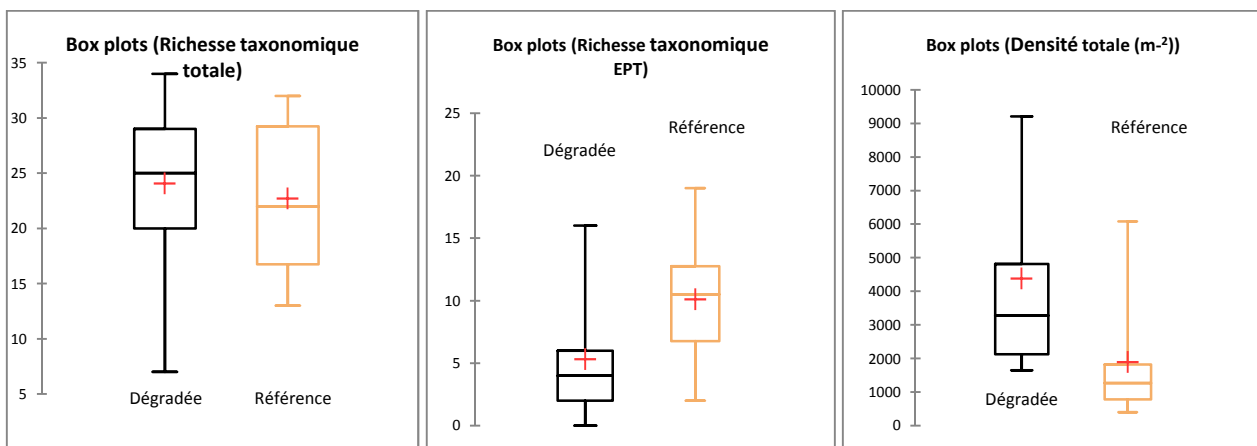
$H'_{max} = \log_2 S$

S = Nombre total d'espèces

L'indice d'équitabilité permet de mesurer la répartition des individus au sein des espèces, indépendamment de la richesse spécifique. Sa valeur varie de 0 (dominance d'une des espèces) à 1 (équi-répartition des individus dans les espèces). Ces deux indices restent dépendant de la taille des échantillons et dépendant du type d'habitat. Leur valeur est relativement basse dans les eaux de transition comme les lagunes, deltas ou estuaires, même lorsqu'ils ne sont pas perturbés. Il reste ainsi difficile d'en faire un descripteur de l'état d'un milieu (Grall, 2006).

3 Analyse des résultats (Annexe 8)

3.1 Variabilité des données



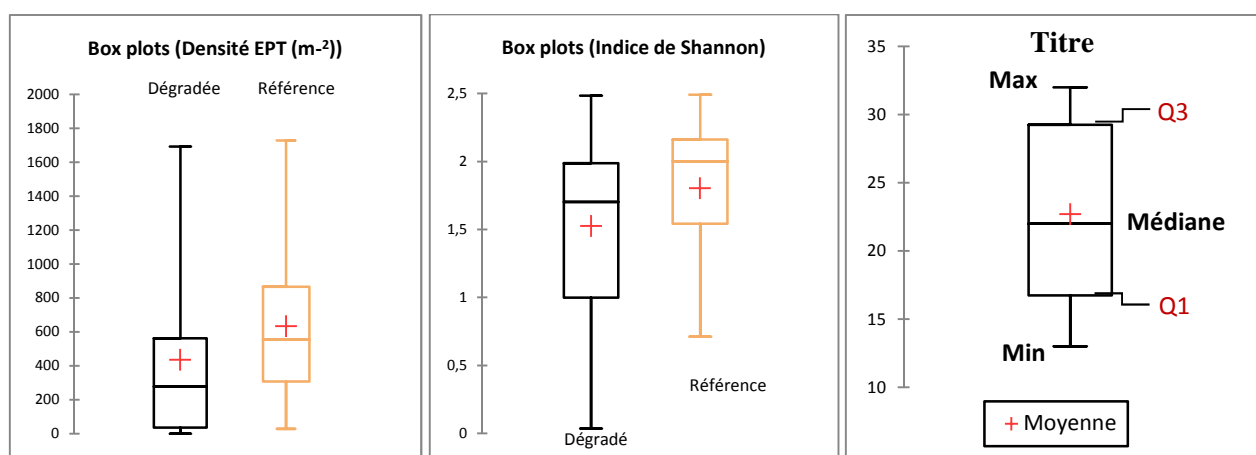


Figure 3 : Analyse de la variabilité des données avec des diagrammes en boîtes
(EPT : Ephemeroptères, Plécoptères et Trichoptères)

L'analyse de la richesse taxonomique totale, de la densité en EPT et de l'indice de Shannon permet de mettre en évidence la variabilité des résultats au sein des stations dégradées et de référence. L'étude de deux variables : la richesse taxonomique en EPT et la densité totale indique une différence de distribution selon le type de station (référence / dégradée). La richesse taxonomique moyenne est supérieure dans les cours d'eau dégradés mais la richesse en EPT est au contraire deux fois plus élevée dans les cours d'eau de référence. La densité d'individus est en moyenne 3 fois plus élevée dans les cours d'eau dégradés. Des tests statistiques sont effectués afin de mettre en évidence la significativité des différences observées (tableau 5).

Tableau 5 : tests statistiques sur les principaux descripteurs de peuplements de macro-invertébrés

	Richesse tax. totale	Richesse tax. EPT	Densité totale	DensitéEPT	Indice de Shannon	Gr. indicateur
Distribution Normale	Oui	Oui	Non	Non	Oui	Non
Choix du test	Test t	Test t	Mann-Whitney	Mann-Whitney	Test t	Mann-Whitney
P-value	0.663	0.043	0.006	0.203	0.32	0.006
Différences significatives	Non	Oui	Oui	Non	Non	Oui

Les tests confirment les différences observées sur la figure 3, la P-value est inférieure au niveau de signification de 0.05 pour trois variables : la richesse taxonomique en EPT, la densité totale et le groupe indicateur. L'hypothèse H0 (même distribution des données) est rejetée. Il existe donc des différences significatives pour ces 3 mesures.

3.2 Richesse taxonomique par échantillon et par substrat

3.2.1 Richesse taxonomique par échantillon

L'analyse de la richesse taxonomique cumulée a pour objectifs d'une part de vérifier s'il existe une différence entre les stations de référence et dégradées et d'autre part si une optimisation du nombre de prélèvement peut être effectuée.

3.2.1.1 Prélèvements P1 à P9

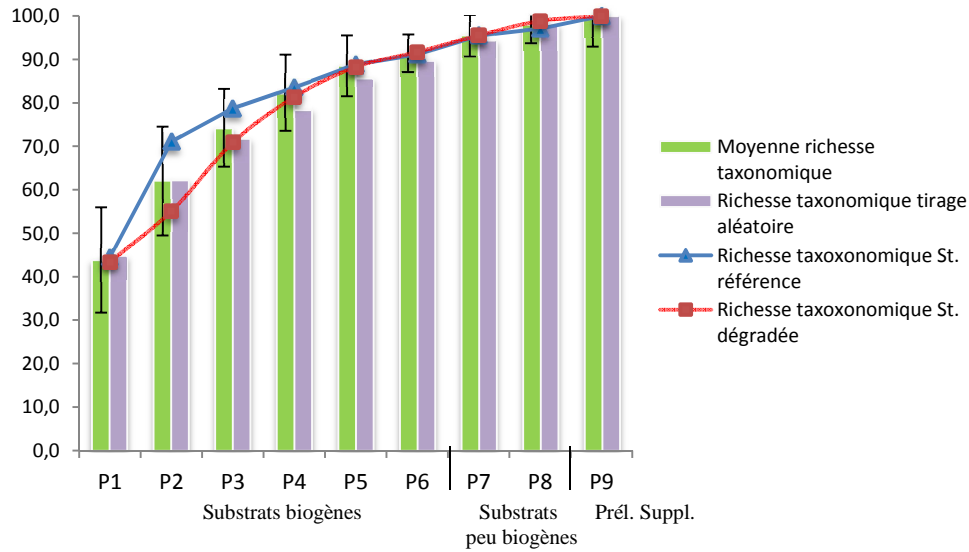


Figure 4 : Evolution de la richesse taxonomique de P1 à P9

Les courbes représentées sur la figure 4 ne semblent pas présenter une forme asymptotique qui correspondrait à l'obtention de la richesse taxonomique maximale effective. Néanmoins, afin de faciliter notre raisonnement, la richesse taxonomique atteinte lors du 8^{ème} ou au 9^{ème} prélèvement est considérée comme la richesse taxonomique totale (RTT). Sur les 23 sites d'étude, en moyenne, 80% de la richesse taxonomique totale est atteinte à partir du 4^{ème} prélèvement et 90% à partir du 6^{ème} prélèvement. Ce constat est identique en observant les stations de référence (en bleu) et les stations dégradées (en rouge). Cependant, il existe une différence entre nos deux types de stations puisqu'en moyenne, 70% de la richesse taxonomique maximale est atteinte au bout du 2^{ème} prélèvement pour les stations de référence contre 55% pour les stations dégradées. Les résultats sont quasiment identiques en effectuant un tirage aléatoire des prélèvements sur chaque station (l'ordre des prélèvements n'est plus respecté pour la construction de l'histogramme) (histogramme violet).

3.2.1.2 Comparaison entre les stations de référence et dégradées

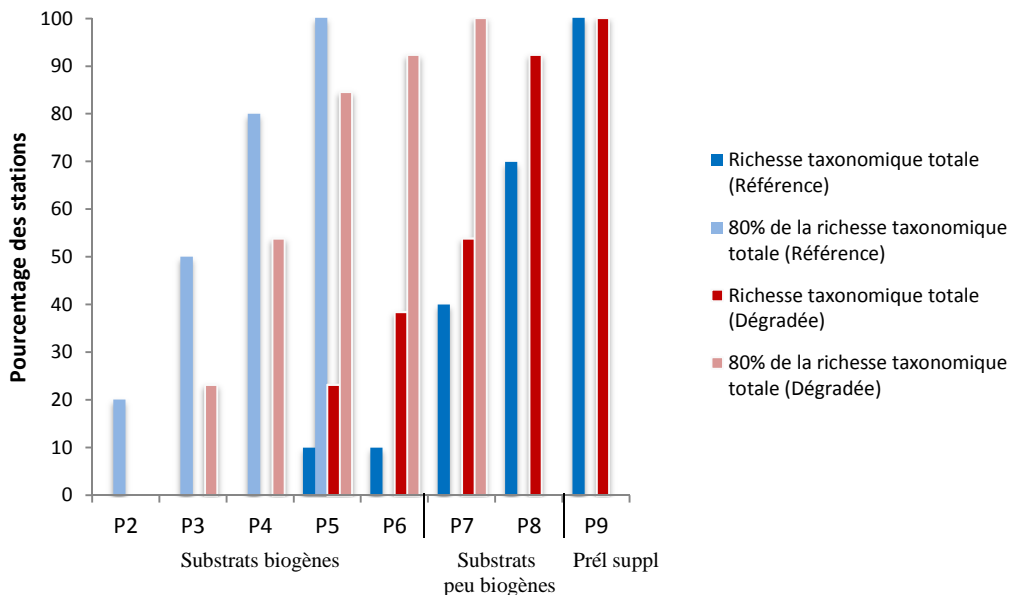


Figure 5 : Comparaison des deux groupes afin d'atteindre 80% ou 100% de la richesse taxonomique

L'objectif de ce graphique est de montrer plus précisément les différences observées entre les deux groupes (figure 5). L'étude du nombre de prélèvement à réaliser pour atteindre 80 ou 100% de la richesse taxonomique selon le type de stations (référence ou dégradées) montre que :

- Toutes les stations de référence ont atteint 80% de leur richesse taxonomique totale (RTT) à partir du 5^{ème} prélèvement alors qu'il faut attendre le 7^{ème} prélèvement pour les stations dégradées ;
- À partir du 6^{ème} prélèvement, environ 39% des stations dégradées ont atteint leur richesse taxonomique totale, contre 10% pour les stations de références.

3.2.1.3 9^{ème} prélèvement

Un 9^{ème} prélèvement a été réalisé sur 48% des stations (80% des stations de référence et 23% des stations dégradées). 30% de ces prélèvements ont permis d'apporter au moins une nouvelle espèce pour les stations de référence. Sur les 23 stations, seulement 17% des prélèvements complémentaires ont permis d'acquérir des espèces supplémentaires ; ainsi 83% des stations ont atteint leur variété taxonomique totale à partir du 8^{ème} prélèvement (voir **Annexe 9**).

3.2.2 Les substrats

L'objectif est ici de mettre en évidence l'habitabilité de chaque substrat, et de vérifier si les substrats « peu biogènes » permettent d'augmenter la richesse taxonomique des sites étudiés.

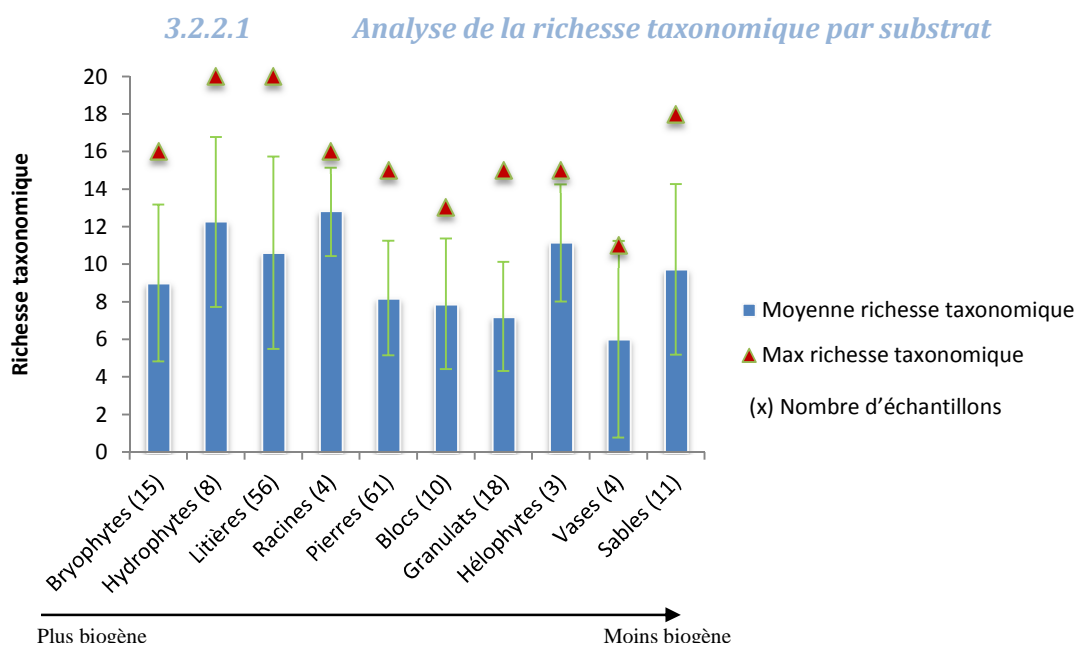


Figure 6 : Analyse de la richesse taxonomique par substrat

La figure 6 indique que la richesse taxonomique moyenne observée sur les différents substrats varie de 6 à 13. Les richesses taxonomiques moyennes les plus élevées sont observées dans les racines (13 taxons), les hydrophytes (12 taxons), les hélophytes et la litière (11 taxons). Les substrats les plus biogènes ne sont pas toujours les substrats qui abritent la plus forte richesse. Sur l'ensemble des stations, une richesse maximale de 20 taxons a été trouvée dans des hydrophytes et de la litière (sur une station chacune). *Il faut noter que les moyennes de la litière et des blocs se reposent sur 56 et 61 échantillons respectivement alors que les autres moyennes reposent sur moins de 20 échantillons. Les moyennes sont donc beaucoup plus fiables pour ces deux substrats.*

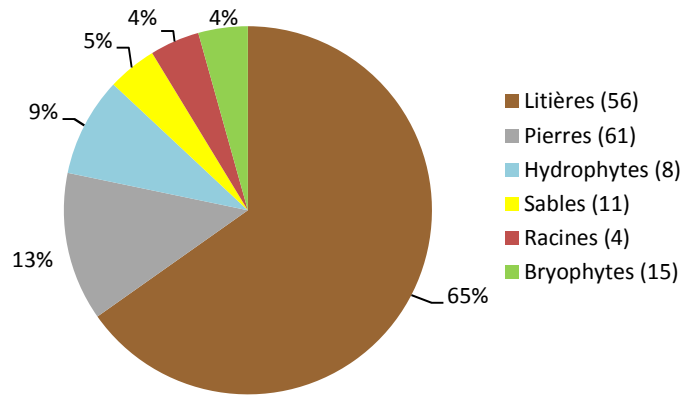


Figure 7 : Analyse du substrat ayant la plus forte richesse taxonomique

La figure 6 montre les richesses taxonomiques moyennes par substrat alors que la figure 7 met en évidence le substrat qui possède la **richesse taxonomique maximale** sur chacun des sites d'étude. Sur 65% des sites d'études, le nombre de taxon le plus élevé est observé dans un substrat de type litière. Sur 13 % des sites, cette valeur maximale a été trouvée dans des pierres et 9% dans des hydrophytes.

3.2.2.2 Analyse de la variété taxonomique d'EPT

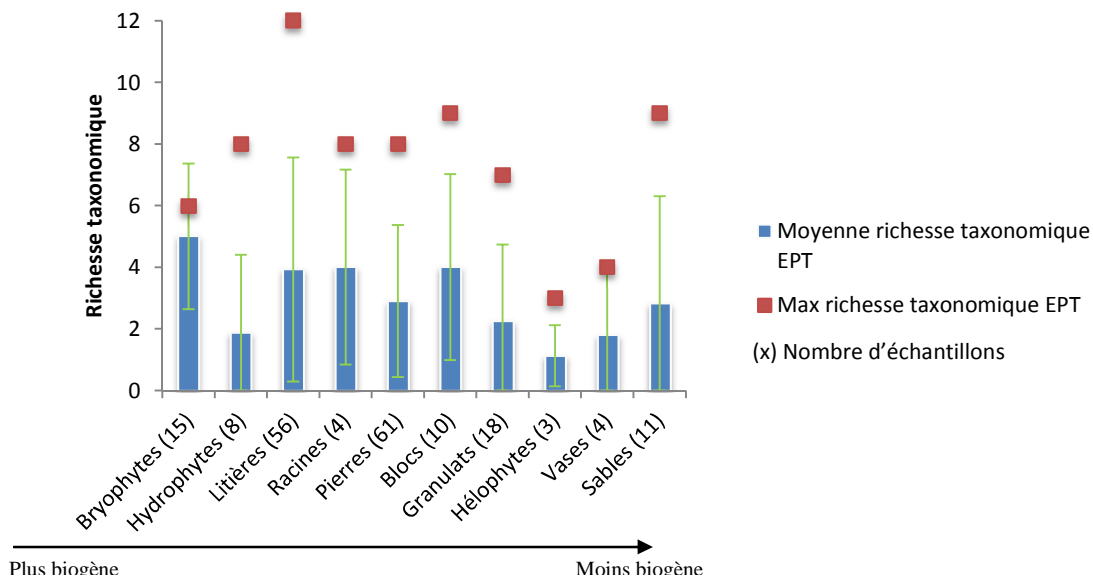


Figure 8 : Comparaison de la richesse taxonomique en EPT par substrat

Selon la figure 8, la richesse taxonomique moyenne en EPT varie de 1 à 5. Les taxons appartenant aux EPT sont les plus présents dans les substrats biogènes comme les bryophytes (moyenne de 5 EPT), la litière, les racines et également les blocs (moyenne de 4 EPT). Même remarque que précédemment, les substrats les plus biogènes ne sont pas forcément ceux qui possèdent la plus forte richesse en EPT. Les maximums sont observés pour les blocs avec 9 EPT et la litière avec un pic à 12 EPT. *Il faut également prendre en compte que les blocs et les hélophytes ont une richesse taxonomique en EPT élevée, mais leur moyenne repose sur un faible effectif (moins de 10).*

3.2.2.3 Analyse des couples substrat / faciès

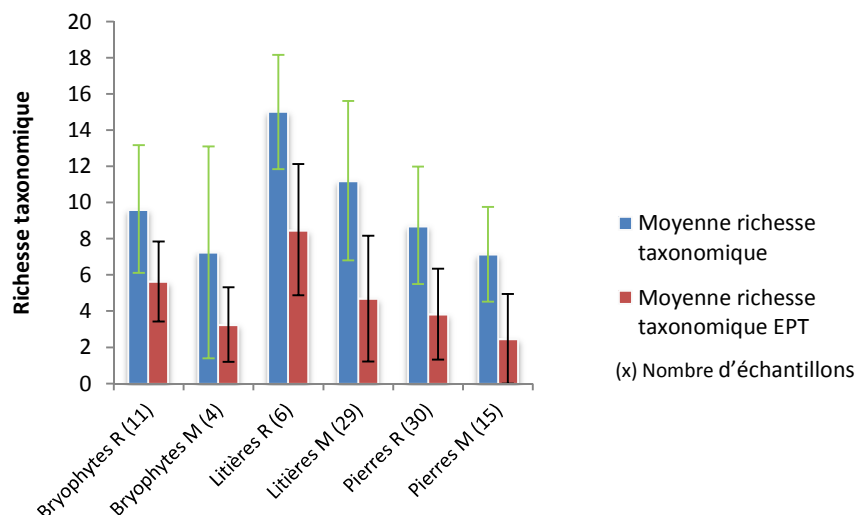
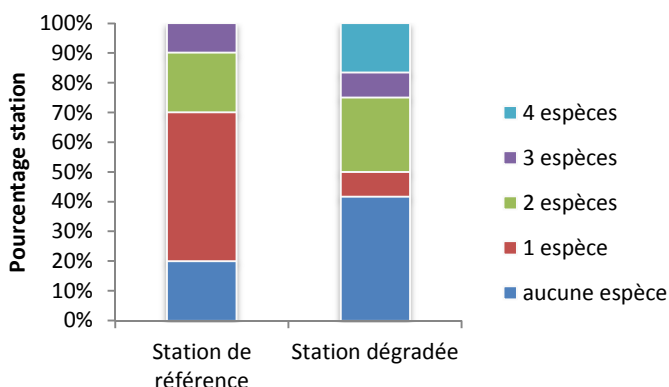


Figure 9 : Analyse des couples substrat/faciès (R = Radier & M = Mouille)

La richesse taxonomique moyenne est plus élevée dans un substrat situé dans un faciès d'écoulement qualifié de lotique que dans un ceux situés en zone lentique (figure 9). Un substrat échantillonné dans une mouille apporte environ deux fois moins d'EPT que ce même substrat prélevé dans un radier. Les richesses en EPT maximales ont toujours été observées dans un couple substrat / radier (R) avec un pic à 12 EPT pour la litière.



Les substrats peu biogènes : P7 et P8

Figure 10 : Apports en nouvelles espèces des substrats peu biogènes

Sur les stations de référence, les apports en taxons des substrats peu biogènes sont faibles (figure 10) (1 seule espèce dans 50% des cas et deux espèces et plus dans 30% des cas). Pour les stations dégradées, les substrats peu biogènes ont permis d'apporter des espèces sur 60% des sites. Sur 50% des stations les substrats peu biogènes apportent au minimum 2 taxons. Sur 20% des cours d'eau dégradés, l'échantillonnage de substrats peu biogènes a permis d'obtenir 4 taxons supplémentaires ce qui représente plus de 15% de la richesse taxonomique totale.

Ces substrats peu biogènes apportent principalement des taxons appartenant aux Diptères, aux Mollusques et aux Coléoptères mais dans certains cas, ces substrats ont également permis d'obtenir des espèces bio-indicatrices appartenant aux EPT (voir Annexe 10).

3.2.3 Optimisation du nombre de prélèvement

A partir des résultats précédents, un nouveau modèle d'échantillonnage est testé afin de vérifier si 6 prélèvements permettent d'obtenir une bonne image de la richesse taxonomique. Sur ces 6 prélèvements, les 5 premiers prélèvements sont toujours des substrats biogènes et le 6^{ème} est un substrat peu biogène. Pour réaliser ce test, pour chaque station, un substrat biogène et un substrat peu biogène sont supprimés afin d'obtenir 6 prélèvements par station (un autre substrat a été supprimé pour les stations ayant 9 échantillons). Le choix des 6 prélèvements parmi les 9 est décrit dans la partie 4.1.2.

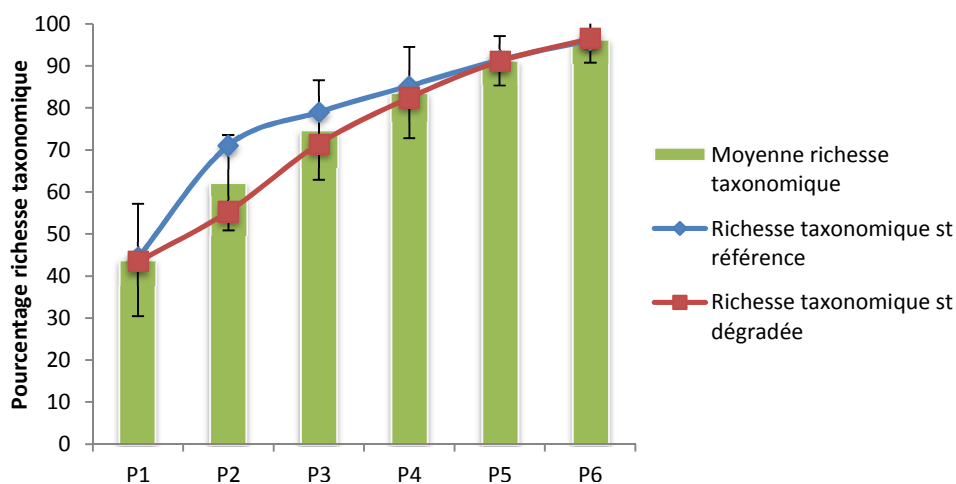


Figure 11 : Nouvelle analyse de la richesse taxonomique

Les résultats de ce test (figure 11) montrent qu'en moyenne, plus de 96% de la richesse taxonomique totale est obtenue avec uniquement 6 prélèvements. Douze stations (52% des sites d'études) ont atteint 100% de leur richesse taxonomique totale avec 6 prélèvements. La réalisation de 6 prélèvements ne permet pas d'atteindre 90% de la richesse taxonomique totale pour 2 stations (8,6 % des sites d'études) avec un minimum de 87% pour la station 37.

3.3 Analyse des sites d'études

3.3.1 Description morphologique

Au niveau de l'occupation du sol, 3 grands groupes de stations de référence peuvent être distingués. Les stations dont la majorité du BV est constitué d'herbacés et d'arbustes de types tourbières (13, 17, 23, 27). Les sites d'études de milieu forestier (37, 41, 103, 142) et les stations de prairie (03 et 128). Il faut également noter que les stations 03, 41, et 142 ont un BV avec une agriculture assez présente (entre 20 et 40% avec *Corine Land Cover*), voir **Annexe 8**.

Sur les 10 stations de références, 9 d'entre-elles présentent deux faciès d'écoulements (radier / mouille) et une seule station ne possède qu'un faciès d'écoulement différenciable (plat lent). Pour les stations dégradées, 46% des stations échantillonnées possèdent un faciès d'écoulement unique.

3.3.2 Stations de référence

Avant de comparer les stations de référence et dégradées, une analyse des variables (richesse taxonomique, densité et diversité) est réalisée au sein des stations de référence. Afin de compléter notre

analyse, les taxons polluo-sensible sont également étudiés, en précisant la valeur du Groupe indicateur (GI) la plus importante (Norme NF T90-350, 2000).

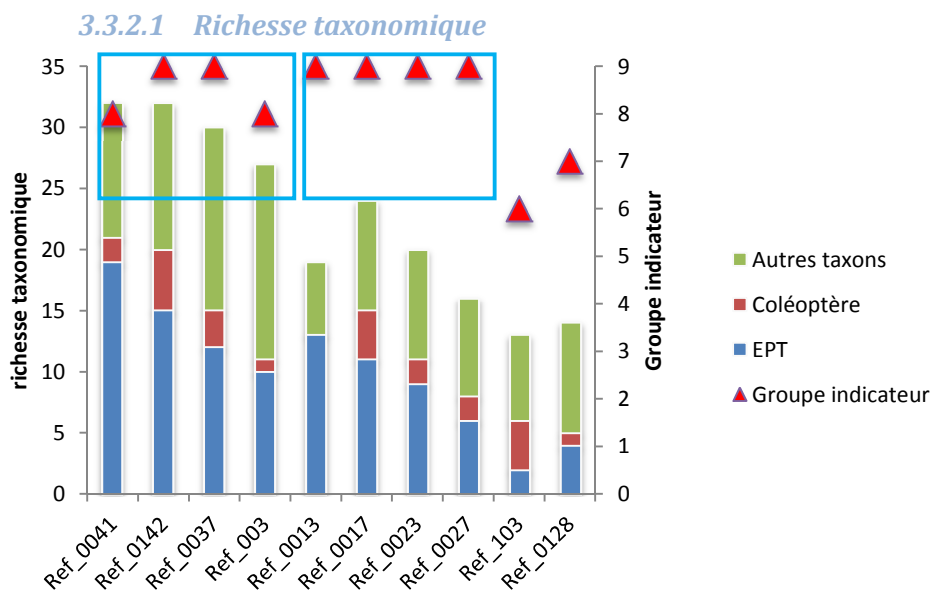


Figure 12 : Richesse taxonomique des stations de référence

La figure 12 met en évidence la variabilité de la richesse taxonomique au sein des stations de référence. Elle varie de 14 à 32. D'après le graphique, différents groupes peuvent être caractérisés :

- Un premier groupe composé de 4 stations (03, 37, 41 et 142) qui présentent une richesse taxonomique supérieure à 27 avec un minimum de 10 taxons appartenant aux EPT et un groupe indicateur variant de 8 (*Odotonceridae* & *Philopotamidae*) à 9 (*Perlodidae*).
- Un second groupe composé également de 4 stations (13, 17, 23 et 27), caractérisées par une richesse taxonomique plus faible variant de 16 à 24 avec au minimum 38% de taxons appartenant aux EPT et un groupe indicateur maximum de 9 (*Chloroperlidae* et *Perlodidae*).
- Un troisième groupe avec deux stations (103 et 128) qui possèdent une richesse taxonomique inférieure (moins de 15 taxons), une proportion d'EPT beaucoup plus faible et un groupe indicateur d'une valeur de 6 et 7 (*Nemouridae* et *Leptophlebidae*).

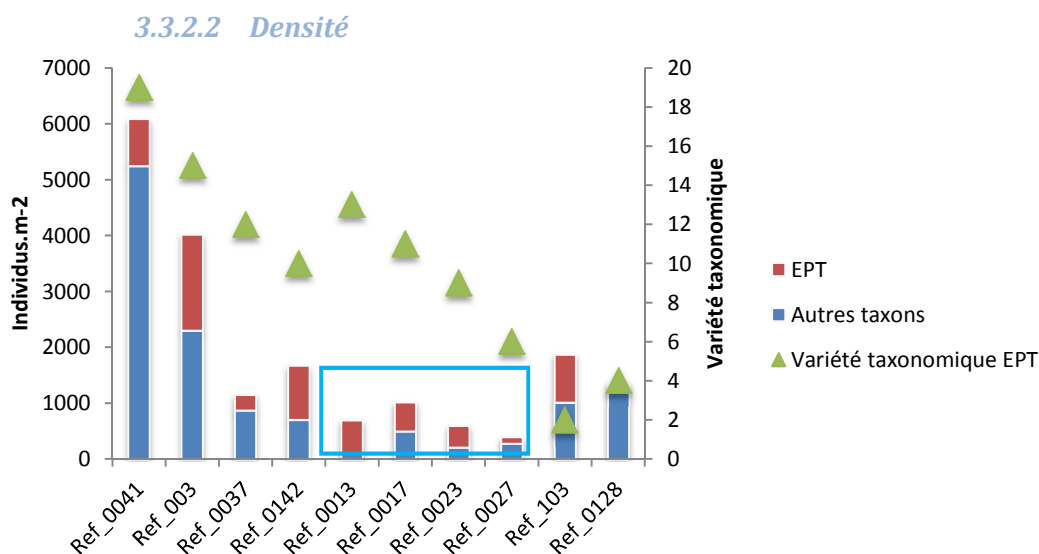


Figure 13 : Densité d'individus et d'EPT.m⁻²

La figure 13 souligne les variations de densités entre les stations de référence. Le seul groupe réellement identifiable est constitué des 4 stations (13, 17, 23 et 27). La densité sur ces 4 stations est très faible, elle varie de 400 à 1022 individus. m⁻² et de 118 à 587 EPT. m⁻². La part d'EPT pour ces 4 stations est très élevée avec par exemple plus de 85% d'individus appartenant à ce groupe sur la station 13. Les stations 41 et 03 ont une densité supérieure à 4000 individus. m⁻² avec un maximum de 6082 individus. m⁻² pour la station 41. La station 128 possède une abondance d'EPT très faible puisque que les EPT représentent moins de 1% de l'abondance totale soit moins de 30 EPT. m⁻².

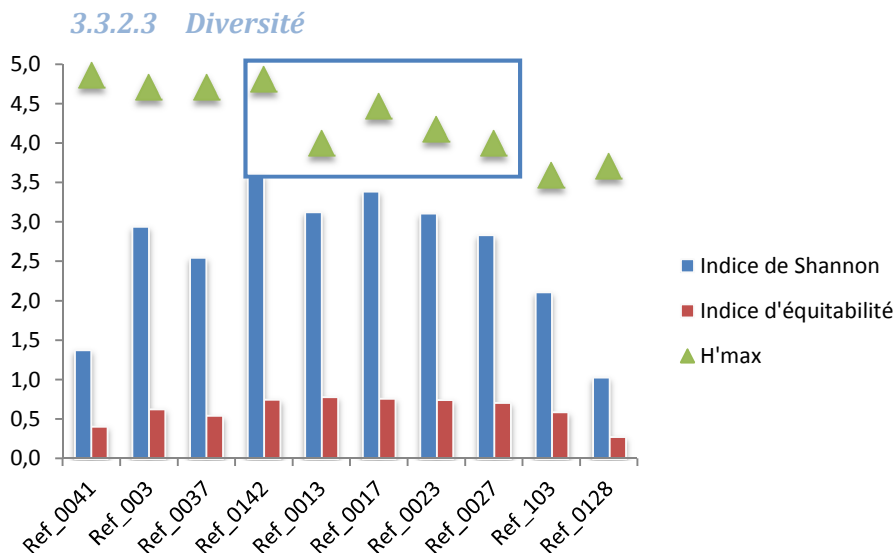


Figure 14 : Indices de Shannon et d'équitabilité de Pielou

La figure 14 montre que les stations 41 et 128 ont un indice de Shannon beaucoup plus faible que leur valeur maximale H'max et un indice d'équitabilité inférieur à 0,5. Au contraire les stations 13, 17, 23, 27 et 142 ont un indice proche de leur H'max et un indice d'équitabilité supérieur à 0,7.

3.3.3 Stations dégradées

Les mêmes variables sont analysés pour exposer l'existence de différences au sein des stations dégradées.

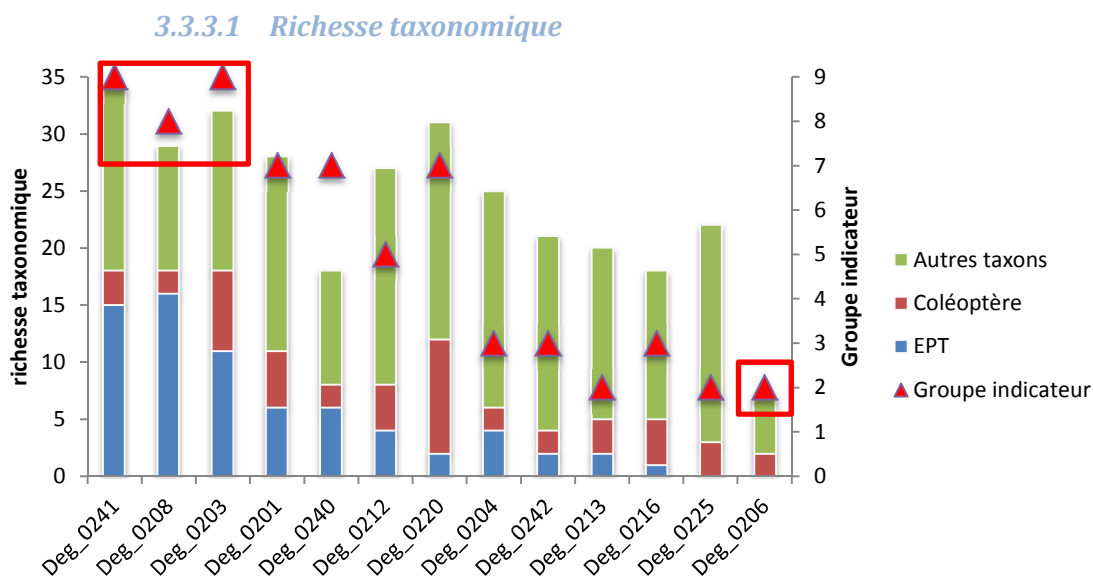


Figure 15 : Richesse taxonomique des stations dégradées

La figure 15 met en évidence les variations de la richesse taxonomique et du groupe indicateur entre les stations dégradées. Les stations (203, 208 et 241) possèdent une richesse taxonomique élevée comprise entre 29 et 34 et un groupe indicateur élevé de 8 (*Philopotamidae*) ou 9 (*Chloroperlidae*). De plus ces stations possèdent plus de 11 taxons appartenant aux EPT. Au contraire, les stations 206 et 225 sont caractérisées par un groupe indicateur très faible (2), et une absence d'espèces pollu-sensibles (EPT). Les stations 204, 213, 216 et 242 possèdent très peu de taxons appartenant aux EPT et un taxon indicateur de 3 au maximum (*Limnephilidae*).

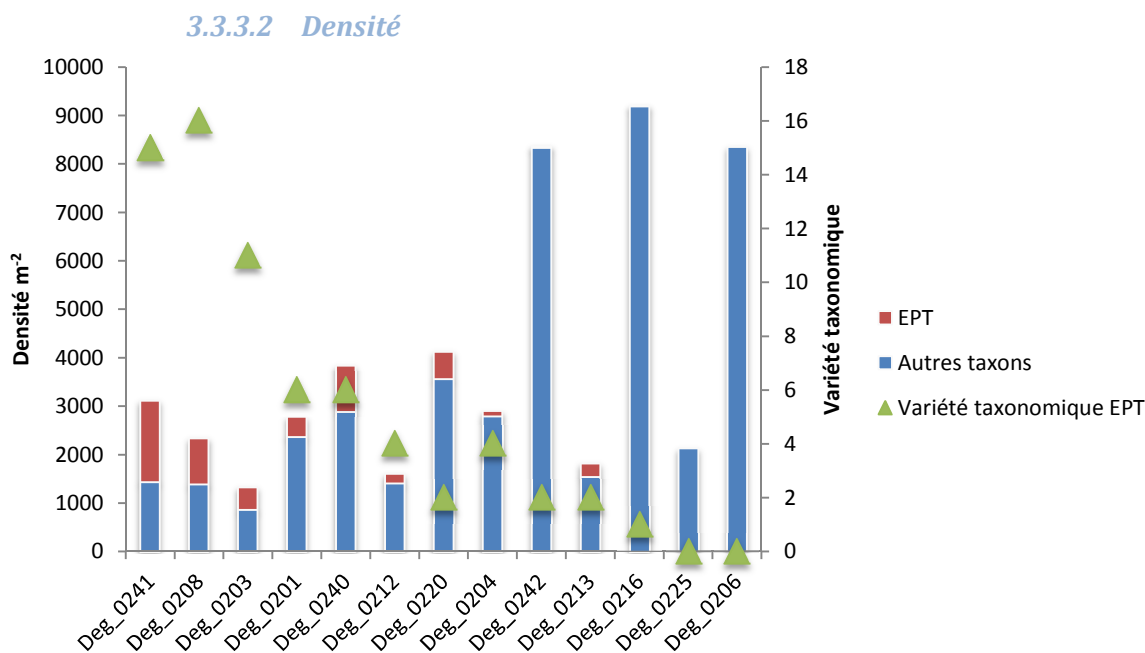


Figure 16 : Densité d'individus et d'EPT (m⁻²)

De manière générale, la figure 16 souligne les écarts de densité au sein des stations dégradées. Les stations 203, 208 et 241 possèdent une densité comprise entre 1325 et 3123 individus.m⁻² et une proportion EPT supérieure à 40% avec un maximum de 54% pour la station 241 soit plus de 1693 EPT.m⁻². Les stations 206, 213, 216, 225 et 242 possèdent une proportion d'EPT très faible voire égale à 0. Elle est inférieure à 0,4% et représente moins de 35 EPT. m⁻² pour 4 stations. Les stations 206, 216 et 242 sont caractérisées par une abondance supérieure à 8350 individus.m⁻².

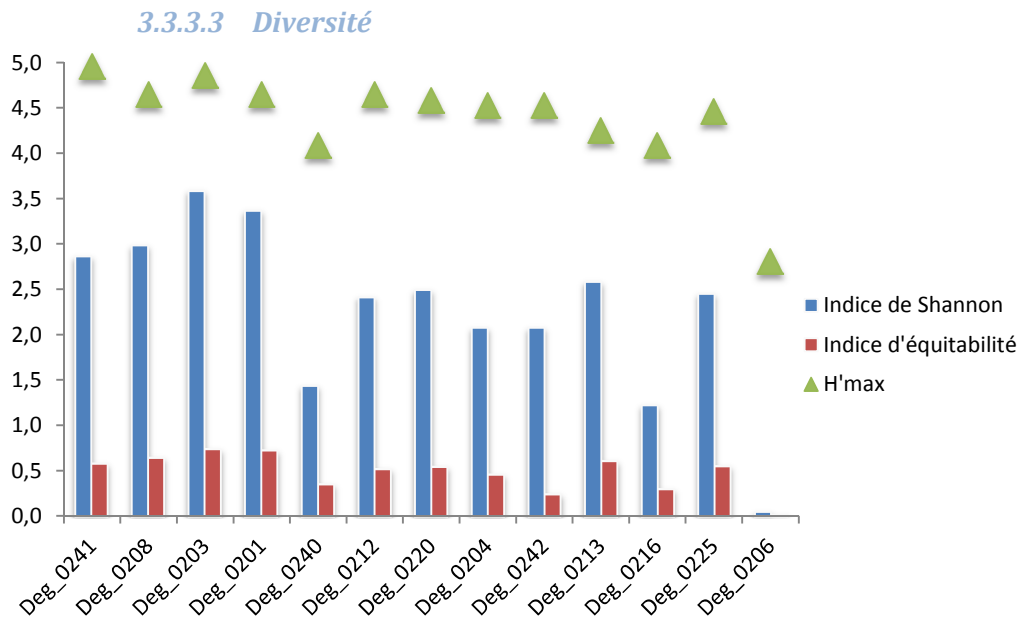


Figure 17 : Indices de Shannon et d'équitabilité de Piélu

La figure 17 souligne la forte amplitude des valeurs des deux indices au sein des stations dégradées. La station 206 possède un indice de Shannon et d'équitabilité proche de 0 tandis que les stations 203 et 201 ont un indice de Shannon proche de leur valeur maximale H'max.

3.3.4 Comparaison stations de référence et dégradées

➤ Analyse des taxons déchetiers

Les taxons déchetiers étant très présents dans les cours d'eau en tête de bassin versant (Vannote *et al.*, 1980), une analyse précise de la composition des taxons déchetiers permettra d'apporter des informations supplémentaires (figure 18).

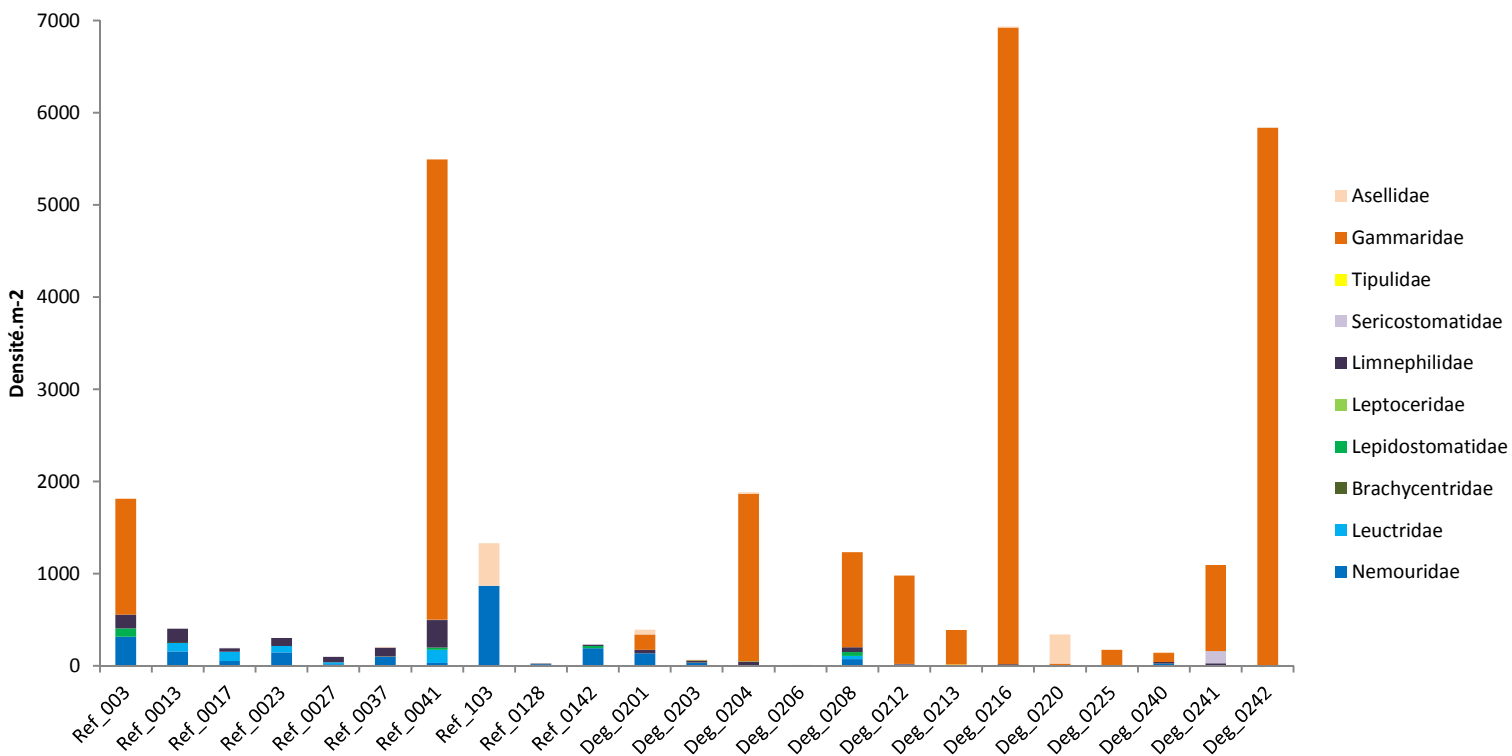


Figure 18 : Analyse des taxons déchetiers (d'après Baudoin, 2007)

Les stations de référence possèdent une richesse de taxons décheteteurs plus élevée que les stations dégradées. Les *Nemouridae*, les *Leuctridae* et les *Limnephilidae* sont présents sur la quasi-totalité des stations de référence. Deux stations de référence (03 et 41) sont dominées par les *Gammaridae* qui représentent plus de 4000 individus.m⁻² pour la station 41. Sur les stations dégradées, les principaux taxons décheteteurs sont représentés par les *Gammaridae* ou les *Asellidae*.

La densité de taxons décheteteurs varie sensiblement au sein des deux groupes de sites d'études.

➤ **Réalisation d'une AFC**

L'AFC cherche à établir un groupe de station en fonction de l'abondance de chaque taxon par site d'étude. L'axe F1 et F2 contribuent à 37% de l'inertie totale (les taxons présentant une occurrence inférieure à 15% ont été supprimés pour faciliter l'interprétation de l'AFC). De plus afin de ne pas donner trop d'importance aux taxons ayant une forte densité, le logarithme de l'abondance de chaque taxon a été utilisé.

**Graphique symétrique
(axes F1 et F2 : 37.14 %)**

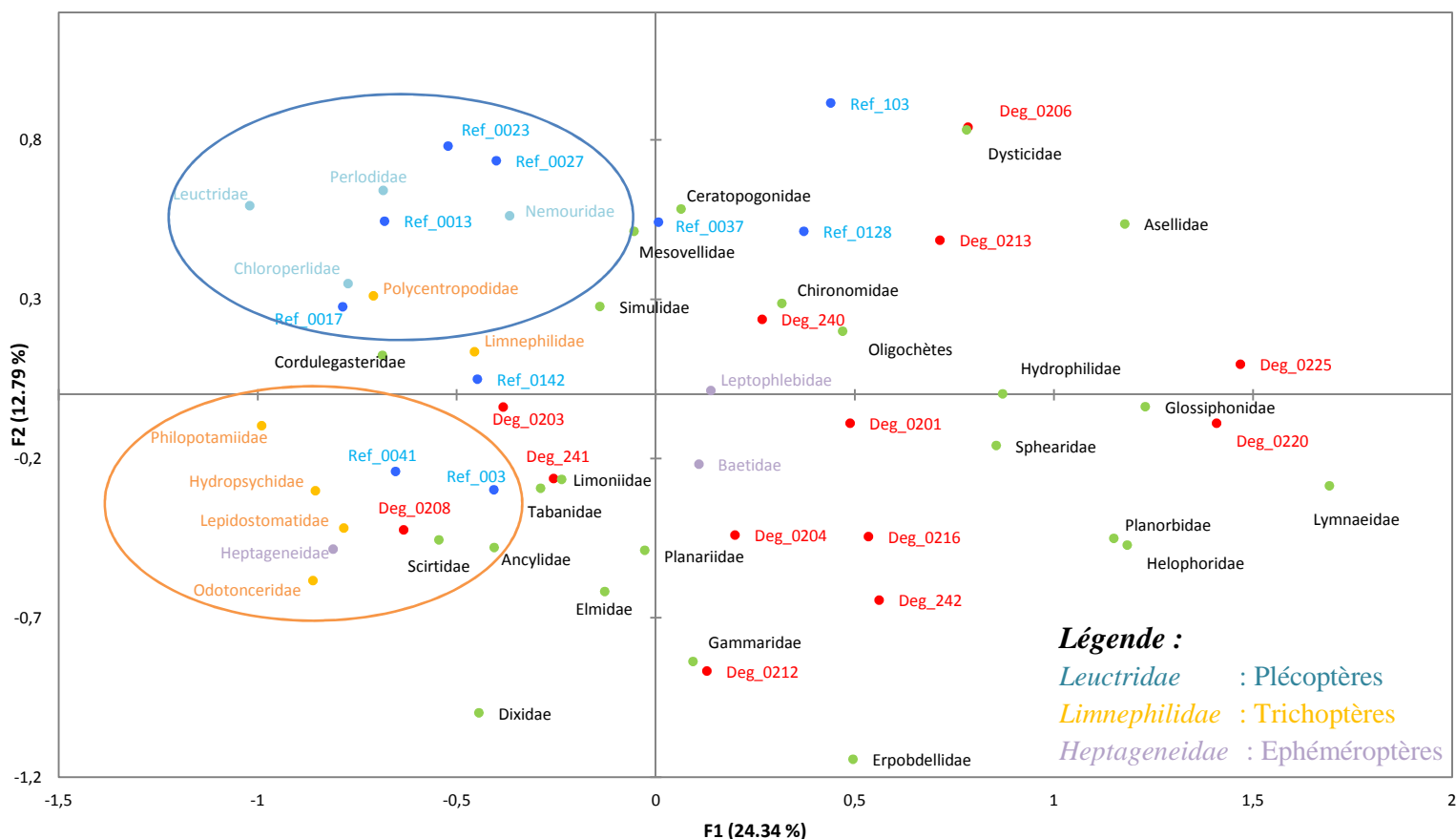


Figure 19 : AFC des stations en fonction de leur composition taxonomique

L'axe F1 est caractérisé en coordonnées positives par la présence de taxons peu sensibles aux pollutions et de nombreuses stations dégradées (75%). Au contraire en coordonnées négatives se

trouvent l'ensemble des taxons polluo-sensibles appartenant aux EPT ainsi qu'une majorité des stations de référence (80%). L'axe F1 semble donc correspondre à un gradient de qualité d'eau avec en coordonnées négatives les espèces polluo-sensibles (EPT), en position intermédiaire les espèces ubiquistes et en coordonnées positives les espèces polluo-résistantes (Diptères, Mollusques et Coléoptères).

Deux groupes de stations semblent se dégager selon les résultats de l'AFC. Le premier groupe est composé de 4 stations (13, 17, 23 et 27). Ces stations sont dominées par la présence des Plécoptères (*Perlodidae*, *Chloroperlidae*, *Leuctridae* et *Nemouridae*) et présentent alors une bonne qualité d'eau. L'autre groupe est composé des stations 03, 41, 208 qui sont caractérisées par des Trichoptères (*Hydropsychidae*, *Lepidostomatidae*, *Odotonceridae*, et *Philopotamiidae*). Les stations 142, 203 et 241 peuvent être attachées à ce groupe qui est également caractérisé par une bonne qualité d'eau. Les autres stations de référence (37, 103 et 128) sont dans un plan intermédiaire et possèdent des espèces plus ubiquistes.

Hormis les stations 203, 208 et 241, toutes les stations dégradées sont caractérisées par une mauvaise qualité d'eau selon l'axe F1 et possèdent des taxons polluo-résistants avec de nombreux Mollusques, Diptères, Coléoptères et Oligochètes.

3.3.5 Ichtyofaune et amphibiens

Les vertébrés aquatiques (poissons et / ou amphibiens) sont absents sur 10% des stations de référence et sur 48% des stations dégradées. L'association amphibien / poisson est très faible, elle est présente sur environ 10% des sites d'étude (voir **Annexe 11**).

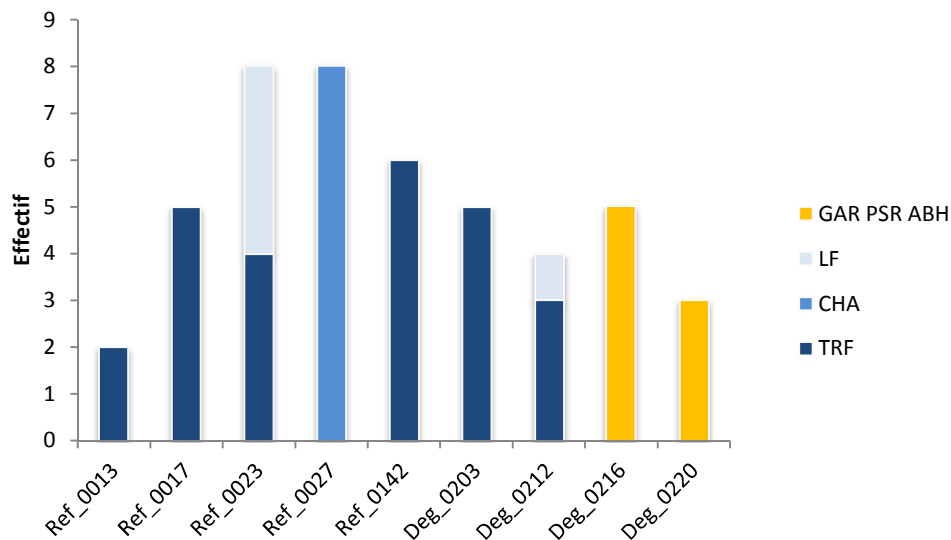


Figure 20 : Composition de l'ichtyofaune des sites d'études

La composition de l'ichtyofaune diffère suivant les stations. La truite (*Salmo trutta*) est présente sur six des neuf stations dont 4 stations de référence et deux stations dégradées (203 et 212), et elle est en association avec la loche franche (*Barbatula barbatula*) sur deux sites d'études (023 et 212). Le chabot (*Cottus gobio*) est présent sur une station (027) et trois autres espèces sont présentes sur deux cours d'eau dégradés (216 et 220) ; le gardon (*Rutilus rutilus*), le pseudorasbora (*Pseudorasbora parva*) et l'able de heckel (*Leucaspius delineatus*).

4 Discussion

4.1 Analyse du protocole d'échantillonnage

4.1.1 Nombre de prélèvement et habitabilité des substrats

Le protocole utilisé lors de cette étude est constitué de 9 prélèvements, les 6 premiers sont réalisés sur des substrats dit « biogènes » (**Annexe 5**), le 6^{ème} et le 7^{ème} sur des substrats peu biogènes et le 9^{ème} est réalisé sur un substrat supplémentaire en fonction du choix du préleveur. La figure 4 montre que le nombre de prélèvement aurait dû être plus élevé afin de déterminer avec certitudes le nombre de prélèvements nécessaire pour atteindre la richesse taxonomique maximale. Cependant il est probable qu'en augmentant le nombre d'échantillon, la richesse taxonomique aurait peu augmenté contrairement à l'effort d'échantillonnage. Or l'objectif de l'étude était d'avoir un compromis entre l'effort réalisé sur une station et un lot plus important de sites prospectés. Afin de faciliter l'analyse des résultats, le terme de richesse taxonomique maximale sera employé.

Les résultats obtenus figure 4 concordent avec les éléments fournis par Piscart (2016, communication personnelle) qui explique que 4 prélèvements permettent d'obtenir en moyenne 80% de la richesse taxonomique maximale. ***Le graphique met en évidence que les autres prélèvements dont les substrats peu biogènes apportent en moyenne peu d'espèces supplémentaires.*** La figure 5 montre la variabilité du nombre de prélèvements nécessaires pour atteindre 80% ou 100% de la richesse taxonomique maximale entre les stations de référence et dégradées. Cette variation peut être expliquée par la différence entre le nombre du substrat total et biogène observé entre les stations de référence et dégradées

L'analyse plus précise des prélèvements peu biogènes et du prélèvement supplémentaire confirment leur faible contribution à l'obtention de la richesse taxonomique maximale. Le 9^{ème} prélèvement (facultatif) a été effectué sur moins de 50% des stations et il a permis d'obtenir des nouvelles espèces sur uniquement 17% des stations (4 stations). Les substrats peu biogènes ont apporté peu d'espèces sur les stations de référence (voir figure 10 et **Annexe 10**). Cependant sur 20% des cours d'eau dégradées les substrats peu biogènes ont permis d'obtenir 4 espèces supplémentaires soit plus de 15% de la richesse taxonomique totale. Les taxons supplémentaires sont principalement des espèces appartenant aux Diptères, Coléoptères et Mollusques mais ces espèces sont indispensables pour décrire précisément un milieu.

L'analyse des substrats semble indiquer que les substrats les plus biogènes ne possèdent pas forcément la plus forte richesse taxonomique moyenne totale ni celle des EPT. Cependant, les moyennes calculées ne reposent sur un nombre d'observations très variables. La litière semble être le substrat qui possède la plus forte habitabilité en tête de bassin (voir figure 5, 6, 7 et 8). La litière constitue à la fois une ressource alimentaire utilisable par les invertébrés déchiqueteurs, mais aussi un micro-habitat (Dobson, Hildrew *et al.*, 1992) ce qui peut expliquer les fortes richesses taxonomiques observées dans ce substrat. De plus les résultats montrent que la richesse taxonomique est plus élevée dans un couple substrat / radier (figure 7). Les résultats mettent en évidence que certains couple

substrats facies (pierre / mouille) apportent peu de taxons. Une optimisation du nombre de prélèvement est alors réalisable afin de diminuer l'effort d'échantillonnage.

4.1.2 Nouveau modèle d'échantillonnage

Un nouveau modèle d'échantillonnage constitué de 6 prélèvements est testé d'après notre jeu de données. Les 5 premiers prélèvements sont des substrats biogènes car les résultats montrent que ce sont ces substrats et notamment la litière qui abritent généralement le plus de taxons. Le 6^{ème} prélèvement est alors un substrat peu biogène car sur certaines stations le prélèvement de ce substrat s'est révélé indispensable. Pour obtenir ce nouveau modèle, au minimum un prélèvement d'un substrat biogène et un prélèvement d'un substrat peu biogène ont été supprimés afin d'obtenir 6 prélèvements par station (un prélèvement supplémentaire a été supprimé pour les stations constituées de 9 échantillons).

L'analyse de la richesse taxonomique des substrats a été très utile. Le couple pierre / mouille s'est révélé comme le couple substrat / facies biogène qui apporte le moins de taxon. Les prélèvements constitués de ce couple ont donc été « supprimés » sur l'ensemble des stations. Sur les autres stations, le substrat biogène prélevé lors du 6^{ème} prélèvement a généralement été supprimé (60% des cas) car il apporte très peu voire aucune espèce supplémentaire. Dans certains cas (15%) un autre échantillon constitué d'un substrat biogène a été supprimé *si et seulement si cet échantillon apporte moins d'espèce qu'un autre prélèvement constitué du même couple substrat / facies* (exemple : pour la station 37, suppression du 3^{ème} prélèvement (pierre / radier) car le 9^{ème} prélèvement (pierre / radier) apporte plus d'espèces).

Le 6^{ème} prélèvement de ce nouveau modèle correspond cette fois à un substrat peu biogène. Une même règle a été utilisée pour l'ensemble des sites d'études. *Si* deux prélèvements ou plus ont été réalisés sur un substrat granulométrique de type pierre, les substrats non granulométrique ou de granulométrie très différentes ont été privilégiés : héliophyte, vase et sable (en suivant l'ordre d'habitabilité). Dans le cas contraire, le substrat peu biogène gardé est alors le 7^{ème} prélèvement.

Le nouveau modèle d'échantillonnage composé de 6 prélèvements met en évidence les similarités avec le protocole à 9 prélèvements. En considérant que les valeurs obtenues avec 9 prélèvements correspondent à la richesse taxonomique totale, la réalisation de 6 prélèvements permet en moyenne d'obtenir 96% de cette valeur. Pour douze stations (52 %) la même richesse taxonomique est obtenue après suppression de 2 voire 3 prélèvements. Malgré les différences avec la méthode du kick sampling, l'étude de Feelay (2011) montrent également que 6 échantillons permettent également d'obtenir la richesse taxonomique d'un site d'étude. Il semble alors possible de diminuer le nombre de prélèvements afin d'optimiser l'effort d'échantillonnage.

4.2 Analyse des peuplements invertébrés

L'analyse des peuplements d'invertébrés au sein des stations de référence et dégradées a permis d'effectuer des groupes en fonction des différentes variables. Cela permettra ensuite de comparer les deux groupes de stations. Sur l'ensemble des sites d'études, la densité varie de 400 à 9212 individus.m⁻². Les valeurs observées sont comprises dans l'intervalle de densité d'invertébrés définis

par Haggerty, Batzer & Jackson (2002) qui varie de 134 à 110 083 individus.m⁻², cependant la densité d'invertébrés des cours d'eau de rang de Strahler 1 du massif armoricain est tout de même peu élevée.

4.2.1 Stations de référence

Les peuplements de macro-invertébrés observés sur les stations de référence semble pouvoir être répartis selon différents groupes (comparaison des variables et résultats de l'AFC, figure 19). Ces groupes pourraient être induits par des caractéristiques mésologiques particulières.

➤ *Des cours d'eau à faible densité et richesse taxonomique : Les monts d'Arrées*

Les stations 13, 17, 23 et 27 sont localisées dans les monts d'Arrées (figure 2) qui sont situés sur des terrains entrecoupés de massifs cristallins en zone tourbeuse et sont caractérisés par un ph acide compris entre 6 et 6,7 pour la station 23 (Service Régional de l'Aménagement des Eaux de Bretagne, 1971). Dans les tourbières le ph peut être encore plus acide ; il peut varier de 3 à 7 (Julve, 1994). L'acidité des sols peut également provenir de la pollution atmosphérique (Baudoin, 2007) qui est également à l'origine du lessivage rapide des cations basiques (Ca et Mg) (Baudoin, 2007). L'absence de nombreux taxons comme les Mollusques et les Crustacés est justifiée par l'impossibilité de fixer du calcium pour la formation de la chitine. Ces conditions particulières sont inappropriés pour de nombreux macro-invertébrés aquatiques ce qui permet d'expliquer les faibles variétés taxonomiques (entre 16 et 24) et les faibles densités observées (entre 1024 à 400 individus.m⁻²). L'oligotrophie de ces milieux et leur pauvreté en nutriment peut également justifier ces faibles valeurs.

Au contraire, d'autres taxons prolifèrent dans ces milieux acides tels que les Plécoptères (Tachet, 2009). Cela permet d'expliquer les résultats de l'AFC (figure 19) qui mettent en évidence les nombreuses familles de plécoptères caractéristiques de ces milieux (*Chloroperlidae*, *Leuctridae*, *Nemouridae* et *Perlodidae*).

➤ *Les cours d'eau intermittents et les zones de transitions : stations 128 et 103*

Les deux stations sont caractérisées par une faible richesse taxonomique (moins de 15, voir figure 12). La station 103 possède seulement 2 taxons appartenant aux EPT (*Nemoura*, *Plectrocnemia*). Le groupe indicateur est de 6, il est caractérisé par les *Nemouridae* qui représentent plus de 45% de la densité des individus présents sur le site, soit environ 868 *Nemouridae*.m⁻². La station est située dans une zone de transition entre la source et le cours d'eau. Elle est caractérisée par une vaste zone humide et une absence totale de zone de courant. Cela permet d'expliquer la faible présence de taxon appartenant aux EPT qui sont pour la plupart rhéophiles et qui ont besoin d'oxygène. La présence d'une ripisylve épaisse et diversifiée associée à une litière abondantes dans le cours d'eau est caractéristique des têtes de bassin (Vannote *et al.*, 1980) et justifie la forte abondance de décheteteurs comme les *Nemouridae* (Webster, Benfiel *et al.*, 1999).

Lors des prélèvements (fin mai), le cours d'eau de la station 128 présentait une rupture d'écoulement (présence de flaque) ce qui est caractéristique des cours d'eau intermittents. Or, les peuplements de macro-invertébrés des cours d'eau intermittents sont différents de ceux des cours d'eau permanents (Williams & Hynes 1974 ; Price *et al.*, 2003). La station possède alors une faible richesse taxonomique avec uniquement 4 taxons appartenant aux EPT (*Habrophlebia*, *Nemoura*, *Amphinemura*

& *Limnephilinae*). La densité moyenne est de 1374 individus.m⁻², et la proportion d'EPT est inférieure à 3%. Les résultats sont en corrélation avec les études de Datry réalisées en 2012 puisque les *Chironomidae* dominent l'ensemble des autres espèces (86 % de la densité totale) et les espèces polluo-sensibles sont quasi-absentes du cours d'eau.

➤ **Les cours autres cours d'eau de références : stations 03, 37, 41 et 142**

La ripisylve présente sur les stations 03 et 41 semble jouer un rôle important. Ces deux cours d'eau sont caractérisés par la présence d'un seul substrat biogène dominant : la litière. La rétention et l'accumulation de feuilles jouant un rôle important sur l'abondance et la distribution des invertébrés détritivores (Prochazka *et al.*, 1991 ; Dobson, 1992 in Haapala, 2003), la densité de taxons déchetteurs appartenant aux Trichoptères et aux Plécoptères est alors importante sur ces deux sites d'études (voire figure 18). Plus de 82% des individus présents sur la station 41 sont des *Gammaridae* soit plus de 4943 *Gammaridae*.m⁻². Les densités d'individus sur ces deux stations sont donc plus élevées que sur les autres stations de référence due à une quantité en matière organique plus importante caractéristique de milieu mésotrophe. Elles sont également caractérisées par un groupe indicateur de 8 appartenant aux Trichoptères (*Philopotamidae* et *Odontoceridae*) et une richesse taxonomique élevée.

Les stations 142 et 37 possèdent un groupe indicateur maximum (*Perlodidae*), une richesse taxonomique élevée et une variété en EPT supérieure à 12. La densité d'individus est inférieure à 2000 individus.m⁻². L'ensemble des résultats montrent que ces stations sont des stations de référence aux faibles impacts anthropiques.

4.2.2 Stations dégradées

L'ensemble des stations sont morphologiquement dégradées, cependant certaines d'entre elles subissent de multiples perturbations issues de pollutions ponctuelles et diffuses. Ces perturbations entraînent généralement une diminution globale de l'abondance et de la diversité des macro-invertébrés notamment chez les taxons polluo-sensibles tels que les Epheméroptères, les Plécoptères et les Trichoptères (EPT) (Clements, Cherry & Cairns, 1988, 1990 ; Casper, 1994 ; Clements, 1994 ; Kiffney & Clements, 1994 ; Carlisle & Clements, 2003 in Woodcock & Huring, 2007). Trois types de cours d'eau semblent pouvoir être distingués.

➤ **Les cours d'eau à forte capacité de résilience : 203, 208 et 241**

Malgré les fortes dégradations morphologiques subies il y a des dizaines d'années, les fortes capacités de résiliences de ces sites ont permis à ces écosystèmes de retrouver des conditions favorables aux macro-invertébrés et de nouveaux micro-habitats (granulométrie hétérogène, bois en rivière ...). Chez les invertébrés, le substrat est en effet indispensable à l'accomplissement de nombreuses fonctions biologiques telles que la reproduction, le développement des œufs et l'alimentation (Hynes, 1970 ; Minshall, 1984 in Gayraud *et al.*, 2002), cette forte capacité de résilience a permis la recolonisation des sites d'études par de nombreuses espèces bio-indicatrices appartenant aux EPT.

Ces stations sont caractérisées par une richesse taxonomique élevée (entre 29 et 34), un taxon indicateur supérieur ou égal à 8 (*Chloroperlidae* & *Philopotamidae*). La litière étant assez présente dans ces cours d'eau, les taxons déchetteurs sont assez présents pour les stations 208 et 241 avec la

présence de nombreuses familles (*Gammaridae*, *Lepidostotamidae*, *Leptoceridae*, *Limnephilidae* et *Sericostomatidae*). Du point de vue de la composition des peuplements de macro-invertébrés présents, ces stations présentent des peuplements comparables à certaines stations de référence.

➤ **Les cours d'eau aux multiples sources d'anthropisations : 204, 206, 213, 216, 225 et 242**

Ces stations ont également subies des travaux hydrauliques il y a des dizaines d'années cependant elles sont également soumises à d'autres perturbations anthropiques telles que des pollutions diffuses et ponctuelles. L'homogénéisation des conditions d'écoulements, la disparition des habitats particuliers, le colmatage, les rejets et les pesticides conduisent généralement à la diminution de l'abondance des taxons polluo-sensibles (EPT) et une augmentation des taxons opportunistes comme les *Chironomidae*, les Oligochètes et les Mollusques (Hynes, 1970 ; Bjornn *et al.*, 1977 ; Lenat *et al.*, Griswold *et al.*, 1978, 1979 ; Lenat *et al.*, 1981, Simpsons *et al.*, 1982 ; Richards *et al.*, 1993 ; Waters, 1995 ; Angradi, 1999 in Gayraud *et al.*, 2002). Ces taxons plus opportunistes et polluo-résistants s'adaptent et prolifèrent dans ces milieux, ce qui engendre une augmentation globale de la densité (plus de 8000 individus.m⁻², voir figure 16). Leur richesse taxonomique reste comprise entre 6 et 25, mais leur groupe indicateur est au contraire très faible de 2 ou 3 (*Limnephilidae*, *Beatidae* et Mollusque). Cela montre la présence de fortes perturbations anthropiques qui impactent la composition et la structure des peuplements de macro-invertébrés aquatiques.

Les autres stations : 201, 212, 220 et 240

Ces 4 stations sont caractérisées par des groupes indicateurs moyens compris entre 5 et 7 (*Sericostomatidae*, *Leptophlebidae*). Les autres caractéristiques (richesse taxonomique, nombre EPT et indice de Shannon) sont très variables. Ces stations sont soumises à plusieurs impacts anthropiques et elles ne possèdent pas de capacité de résilience suffisante afin de retrouver de nouveaux habitats. Ces conditions entraînent au fur et à mesure une « paupérisation » biologique des cours d'eau en tête de bassin versant (Peterman *et al.*, 1996).

4.2.3 Utilisation des macro-invertébrés aquatiques comme bio-indicateurs de l'état écologique des cours d'eau en tête de bassin

Certains indicateurs présentent des différences significatives entre les stations de référence et les stations dégradées : la richesse en EPT, la densité totale et le groupe indicateur (figure 3, tableau 7).

En moyenne la richesse taxonomique est plus élevée pour les cours d'eau dégradés mais la richesse en EPT est en moyenne deux fois plus faible. De plus sur les stations dégradées, en moyenne la densité d'individus est 3 fois plus forte que la densité des stations de référence. Cette diminution du nombre d'EPT et l'augmentation de la densité d'autres taxons comme les *Chironomidae* et les *Gammaridae* traduisent la présence de pressions chimiques ou physiques (Woodcock & Huring, 2007). Les taxons bio-indicateurs disparaissent des cours d'eau au profit de taxons ubiquistes (Crustacés, Mollusques, Achètes) ce qui explique l'augmentation générale de la richesse taxonomique des cours d'eau dégradés. L'analyse des taxons déchetteurs permet également de différencier les deux groupes de stations. La figure 18 met en évidence la diversité des taxons déchetteurs au sein des

stations de référence contrairement aux stations dégradées où ce sont principalement les *Gammaridae* qui dominent l'ensemble des sites d'études (figure 18). Ainsi il semble possible de différencier deux lots de stations selon leur état morphologiques et l'importance des pressions anthropiques en étudiant certaines caractéristiques des peuplements de macro-invertébrés suivant ces trois paramètres : la richesse en EPT, le taxon indicateur et la densité.

Avec les résultats issus de l'AFC, certaines stations semblent pouvoir se regrouper. Les stations des Monts d'Arrées ont une faune spécifique caractérisée par une faible richesse taxonomique mais une forte abondance de Plécoptères. Le deuxième groupe constitué par l'AFC des stations 03, 41, 142, 203, 208 et 241 est caractérisé par une richesse taxonomique élevée et forte abondance de trichoptères. Les trois stations dégradées présentes dans ce groupe sont altérés morphologiquement mais les pressions anthropiques qui s'y exercent aujourd'hui sont faibles. Ces stations sont caractérisées par les plus fortes richesses taxonomiques observées, un taxon indicateur élevé et une forte abondance d'EPT. Les travaux hydrauliques réalisés sur les stations 203, 208 et 241 ont entraîné une déstructuration des substrats et une diminution de la capacité de rétention des végétaux qui sert de nourriture aux invertébrés aquatiques (Wasson *et al.*, 1996). La capacité de résilience des milieux a permis au milieu de retrouver des micro-habitats (granulométrie, bois en rivière) qui permettent l'accueil de macro-invertébrés appartenant aux espèces polluo-sensibles. L'étude des peuplements de macro-invertébrés permet très difficilement de les distinguer des stations de référence

L'AFC semble indiquer un « gradient » de qualité d'eau. L'ensemble des taxons bio-indicateurs (EPT) sont présents en coordonnées négatives, excepté les *Leptophlebitidae*. En coordonnées positives se trouvent les taxons ubiquistes qui sont moins sensibles à la pollution. Une grande majorité des stations de référence (80%) possèdent alors une bonne qualité d'eau. Les stations 103 et 128 qui sont en coordonnées négatives sont des milieux très spécifiques ce qui explique leur présence de ce côté de l'axe. Au contraire seulement 3 stations dégradées semblent avoir une bonne qualité d'eau.

L'ensemble des analyses, des tests ainsi que l'AFC réalisés sur les peuplements de macro-invertébrés montrent une forte variabilité des données au sein des stations de référence et dégradées qui sont dues aux spécificités de nombreux sites de référence (intermittence, zone de transition et acidité...) et à celle des sites dégradés (forte capacité de résilience et multiples impacts anthropiques).

4.3 Analyse des peuplements piscicoles

Plus de 90% des stations de référence possèdent une ichtyofaune et / ou des amphibiens contre moins de 60% pour les stations dégradées. Les changements hydromorphologiques ont donc un impact direct sur l'abondance de l'ichtyofaune et leurs habitats (Wizga, 2009). Deux des trois stations ayant de forte capacité de résilience possèdent une ichtyofaune ou des amphibiens. L'ichtyofaune des stations de référence est constituée d'espèces typiques des cours d'eau salmonicoles (Huet, 1949), avec principalement la truite Fario (*Salmo trutta*). Les fortes capacités de déplacements et de franchissements d'obstacle de la truite explique sa forte abondance par rapport à celle du chabot (*Cottus Gobio*) Au contraire certains cours d'eau dégradés sont composés d'espèces cyprinicoles voire d'espèces invasives. La dégradation des habitats a engendré l'extinction de la truite aux profits d'espèces ubiquistes qui proviennent d'autres perturbations anthropiques (présence d'étangs en amont).

L'association amphibien / ichtyofaune est faible car elle est présente en moyenne sur 13% des sites d'études. Généralement les cours d'eau sans poisson favorise les amphibiens (Johnson et al., 2009), ce qui permet d'expliquer les fortes abondances d'amphibiens observés sur certains sites d'études avec notamment des centaines de tritons sur la station 41.

5 Perspectives

5.1.1 Protocole

L'étude a permis d'élaborer un premier outil pour l'étude des peuplements de macro-invertébrés dans les très petits cours d'eau. Ce protocole doit cependant être amélioré, affiné et finalisé. Pour valider le nombre de prélèvements à réaliser selon l'image de la richesse taxonomique souhaitée, il serait souhaitable de réaliser un nombre plus important de prélèvements (plus de 10) sur quelques stations afin d'obtenir l'asymptote de la courbe exprimant la richesse en fonction du nombre d'échantillons. Cette seconde étude devrait permettre d'infirmer ou de confirmer la « piste » du modèle d'échantillonnage à 6 prélèvements.

Concernant la réalisation des prélèvements, les cours d'eau étant très petits, leurs habitats le sont tout autant. Il serait utile de s'interroger sur la nécessité de concevoir un filet surber adapté à la taille du cours d'eau.

5.1.2 Comparaisons des sites de référence et dégradés

L'importante variabilité des milieux au sein des stations de référence et dégradées et donc de leurs peuplements de macro-invertébrés rend très difficile la discrimination des stations selon leur état morphologique d'après l'étude de ce groupe biologique.

Les travaux de Jan (2013) montrent que les stations de références semblent former 4 groupes selon différents critères caractérisant leur morphologie : la pente, la sinuosité, la rugosité, la hauteur de plein bord et la granulométrie d'un radier (D50). Afin d'améliorer la compréhension du fonctionnement biologique de ces cours d'eau, il serait intéressant de réaliser des échantillonnages biologiques dans ces différents groupes de stations, afin notamment de vérifier si les peuplements de macro-invertébrés et de poissons sont relativement homogènes au sein de chaque groupe.

De plus, pour mieux comprendre et caractériser l'effet des pressions anthropiques sur les macro-invertébrés et les poissons, il est indispensable de comparer des lots de stations de référence et dégradées qui présentent une occupation du sol similaire (forêt, prairie...) et / ou avec des caractéristiques physico-chimiques proches (ph similaire).

De même, le lot de station « dégradé » a été sélectionné selon des critères liés à leurs géométries (cours d'eau rectifiés et recalibrés). Or ces cours d'eau sont souvent dans des zones agricoles exploitées et sont généralement soumis à des flux et types de produits phytosanitaires extrêmement variables (selon notamment la proximité immédiate de culture et selon la nature de ces dernières). L'utilisation de produits phytosanitaires a un impact direct sur les communautés de macro-invertébrés aquatiques sur le long terme (Berenzen et al., 2005 ; Beketoy & Liess, 2013). Il conviendrait alors de réaliser une typologie des pressions s'exerçant sur ce type de milieu afin de chercher l'impact relatif de l'hydromorphologie et de la qualité de l'eau sur les peuplements de macro-invertébrés et de poissons.

Conclusion

L'ensemble des résultats montrent que le protocole d'échantillonnage a permis de caractériser les peuplements de macro-invertébrés sur les 23 sites d'études. L'analyse des prélèvements montre qu'un nombre supplémentaire de prélèvements (supérieur à 10) aurait dû être réalisé sur quelques stations afin d'obtenir l'asymptote de la courbe exprimant la richesse maximale en fonction du nombre d'échantillons. Cependant en estimant que la richesse taxonomique maximale est atteinte pour chaque station, en moyenne 4 prélèvements permettent d'obtenir 80% de la richesse taxonomique du milieu. En supprimant les substrats qui contribuent peu à l'évolution de la richesse taxonomique, un nouveau modèle d'échantillonnage basé sur 6 prélèvements permet d'obtenir 96% de la richesse taxonomique obtenue avec le protocole à 9 prélèvements.

Certaines variables : l'abondance, le groupe indicateur et la richesse taxonomique en EPT présentes des différences significatives entre les cours d'eau dégradés et de référence. En moyenne les cours d'eau dégradés ont un groupe indicateur plus faible, une abondance plus élevée et une richesse en EPT plus faible. Cette diminution du nombre d'EPT et l'augmentation de la densité d'autres taxons comme les *Chironomidae* et les *Gammaridae* traduisent la présence de pressions chimiques ou physiques (Woodcock & Huring, 2007). Cependant la capacité de résilience de certaines stations dégradées a permis aux milieux de retrouver des micro-habitats (granulométrie, bois en rivière) qui permettent l'accueil de macro-invertébrés appartenant aux espèces polluo-sensibles (EPT). L'étude des peuplements de macro-invertébrés permet très difficilement de les distinguer des stations de référence. Cette capacité de résilience après des travaux hydrauliques anciens constatée sur les peuplements de macro invertébrés révèle l'efficacité de l'encadrement réglementaire des curages de cours d'eau. En effet, depuis le décret nomenclature de 1993 du Code de l'Environnement, les installations, ouvrages, travaux ou activités conduisant à modifier le profil en long et en travers d'un cours d'eau sont soumis aux procédures de déclaration ou d'autorisation administrative. A l'inverse, au regard de ces résultats, l'application de l'article L.215-14 du Code de l'Environnement qui encadre l'entretien des cours d'eau notamment pour la préservation écologique des cours d'eau pose question et rejoint les réflexions des scientifiques qui montrent l'importance du bois en rivière (Le Lay & Piégay, 2007).

Les vertébrés aquatiques (poissons et amphibiens) sont nettement plus présents dans les cours d'eau de référence mais leur absence ne permet pas de distinguer les deux groupes de stations.

L'importante variabilité des milieux au sein des stations de référence et dégradées et donc de leurs peuplements de macro-invertébrés rend très difficile la discrimination des stations selon leur état morphologique. De plus, le lot de station « dégradé » a été sélectionné selon des critères liés à leurs géométries (cours d'eau rectifiés et recalibrés). Or ces cours d'eau sont généralement soumis à des flux et types de produits phytosanitaires extrêmement variables (selon notamment la proximité immédiate de culture et selon la nature de ces dernières). L'utilisation de produits phytosanitaires a un impact direct sur les communautés de macro-invertébrés aquatiques sur le long terme (Berenzen *et al.*, 2005 ; Beketoy & Liess, 2013). Il conviendrait alors de réaliser une typologie des pressions s'exerçant sur ce type de milieu afin de chercher l'impact relatif de l'hydromorphologie et de la qualité de l'eau sur les peuplements de macro-invertébrés et de poissons.

Bibliographie

- ADAMS R.K. & SPOTILA J.A., 2005, The form and function of headwater streams based on field and modeling investigations in the Southern Appalachian Mountains, *Earth Surface Processes and Landforms*, 30, p1521-1546
- AERM, 2009, Guide de gestion des travaux de renaturation des émissaires agricoles (ruisseaux et fossés) sur le bassin Rhin-Meuse de plaine, 46p
- ALEXANDER R.B., BOYER E.W., SMITH R.A., SCHWARZ G.E., & MOORE R.B., 2007, The role of headwater streams in downstream water quality. *Journal of the American Water Resources Association*, 43, p41-59
- AFNOR., 2006, Norme GA T90-374, Guide d'application de la norme NF T 90-350, IBGN (Détermination de l'indice biologique global normalisé), 52p
- AFNOR., 2009, Norme XP T90-333, Prélèvement des macro-invertébrés aquatiques en rivières peu profondes, 24p
- AFNOR., 2010, Norme XP T90-388, Traitement au laboratoire d'échantillons contenant des macro-invertébrés de cours d'eau, 23p
- BACCINI A., 2013, Statistique Descriptive Multidimensionnelle, Institut de Mathématiques de Toulouse, 33p
- BAE M.J., LI F., KWON Y.S., CHUNG N., CHOI H., HWANG S.J., PARK Y.S., 2014, Concordance of diatom macroinvertebrate and fish assemblages in streams at nested spatial scales : Implications for ecological intergrity, *Ecological Indicators*, 47, p89-101
- BARNAUD G., 2013, Spécificités des têtes de bassin, cours d'eau et zones humides associées, Rencontres Eau, Espaces, Espèces - Préservation des zones humides, de la continuité écologique et de la biodiversité - Atelier « Têtes de bassin », Tours
- BAUDOIN J-M., 2007, Biodiversité et fonctionnement de cours d'eau forestiers de tête de bassin, effet de l'acidification anthropique et d'une restauration, 229p
- BENDA L., HASSAN M., CHURCH M. & MAY C., 2005, Geomorphology of steepland headwaters : The transition from hillslopes to channels, *Journal of the American water resources association*, p 835-851
- BERENZEN N., KUMBE T., SCHULZ H., SCHULZ R., 2005, Macroinvertebrate community structure in agricultural streams: impact of runoff-related pesticide contamination, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 60, p37-46

- BINCKLEY, WIPFLI M.S. in WIPFLI M.S., RICHARDSON J.S., NAIMAN R.J., 2007, Ecological linkages between headwaters and downstream ecosystems : transport of organic matter, invertebrates, and wood down headwater channels, *Journal of the American Water Resources Association*, 43, p72-85
- BISHOP K., BUFFAM I., ERLANDSSON M., FÖLSTER J., LAUDON H., SEIBERT J. & TEMNERUD J., 2008, Aqua incognita the unknown headwaters, *Hydrological processes*, 22, p1239-1242
- BOSSIS M., 2014, Étude de l'hydromorphologie à l'échelle stationnelle des cours d'eau de tête de bassin versant armoricains en situation de référence, Rapport de stage de Master 2, ONEMA / Université de Rennes 1, 19p
- BOULTON A.J., 2003, Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages, *Freshwater Biology*, 48, p1173-1185
- BROOKES A., 1985, River channelization: traditional engineering methods, *Progress in Physical Geography*, 9, p44-73
- BROOKES A., 1988, (in Wasson *et al*, 1995) Rivers channelization, Perspectives for environmental management, *Wiley interscience*, 326p
- BRUA R., CULP J., BENOY G., 2011, Comparison of benthic macroinvertebrate communities by two methods: Kick- and U-net sampling, *Hydrobiologia*, 658, p293-302
- CHAVES M.L., COSTA J.L., CHAINHO P., COSTA M.J & PRAT N., 2006, Selection of reference sites in small river basins. *Hydrobiologia*, 573, p133-154
- CLARKE A., MAC NALLY R., BOND N., LAKE P.S., 2008, Macroinvertebrates diversity in headwaters stream : a review, 619, p39-54
- COLIN M., 2015. Etude de l'hydromorphologie à l'échelle stationnelle des cours d'eau de tête de bassin versant. Evaluation de l'impact des travaux de chenalisation. Rapport de stage de Master 2, ONEMA / Université de Rennes 1, 57p
- COLLARES-PEREIRA M.J., COWX I.G., 2004, The role of catchment scale environmental management in freshwater fish conservation, *Fisheries management and ecology*, 11, p300-312
- COLLINS B., SOBCZAK W., COLBURN E., 2007, Subsurface flowpaths in a forested headwater stream harbor a diverse macroinvertebrate community, 27, p319-325
- COWELL B., REMLEY A., LYNCH D., 2004, Seasonal changes in the distribution and abundance of benthic invertebrates in six headwaters streams in central Floridae, *Hydrobiologia*, 522, p99-115

- DATRY T., LARNED S., FRITZ K., BOGAN M., WOOD P., MEYER E., SANTOS A., 2013, Broad scale of invertebrate richness and community composition in temporary rivers : effects of flow intermittence, *Ecography*, 37, p94-104
- DATRY T., Benthic and hyporheic invertebrate assemblages along a flow intermittence gradient: effects of duration of dry events, 2011, *Freshwater Ecology*, 57, p563-574
- DIREN Lorraine, 2008. La congélation : une alternative au formol pour la conservation des macro-invertébrés. 58p
- DREAL Lorraine, 2012. Méthode rapide de prélèvement des macro-invertébrés, 18p
- EAU & RIVIERES DE BRETAGNE, Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN), 6p
- FAIVRE L & LE BIHAN. M., 2014. Protocole Kick Sampling, 2p
- FEELEY H.B., WOODS M., BAARS J.R., KELLY-QUINN M., 2012, Refining a kick sampling strategy for the bioassessment of benthic macroinvertebrates in headwater streams, *Hydrobiologia*, 683, p53-68
- GAYRAUD S., HEROUIN E., PHILIPPE M., 2002, Le colmatage minéral du lit des cours d'eau : revue bibliographique des mécanismes et des conséquences sur les habitats et les peuplements de macroinvertébrés, *Bulletin France Pêche Pisciculture*, 365-366, p339-355
- GOTHE E., FRIBERG N., KALHERT M., TEMNERUD J., SANDIN L., 2014. Headwater biodiversity among different levels of stream habitat hierarchy, *Biodiversity Conserve*, p63-80
- GUEROLD F., BOUDOT J-P., JACQUEMIN G., VEIN D., MERLET D. & ROUILLER J., 2000, Macroinvertebrate community loss a result of headwater stream acidification in the Vosges Mountains (N-E France), *Biodiversity and Conservation*, 9, p767-783
- GUILLERME N., 2015, Caractérisation de la pression « enterrement des cours d'eau » sur le territoire Bretagne – Pays de la Loire, Rapport de stage de Master 2, ONEMA / Université de Rennes 1, 59p
- GRALL J & COIC N., 2006, Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier, laboratoire des sciences de l'Environnement Marin, 91p
- HAAPALA A., MUOTKA T., LAASONEN P., 2003, Distribution of benthic macroinvertebrates and leaf litter in relation to streambed retentivity: implications for headwater stream restoration, *Boreal Environment Research*, 8, p19-30
- HARVEY J.W., WAGNER B.J., 2000, Quantifying hydrologic interactions between streams and their subsurface hyporheic zones, *Streams and Groundwaters*, p3-44

- HERBST D., SILLDORFF E. COOPER S., The influence of introduced trout on the benthic communities of paired headwaters streams in the Sierra Nevada of California, *Freshwater Biology*, 54, p1324-1342
- JAN A., 2013, Etude du fonctionnement hydromorphologique de référence des cours d'eau en tête de bassin versant sur le Massif Armoricaïn, Rapport de stage de Master 2, ONEMA / Université de Rennes 1, 40p
- JANISCH J.E., FOSTER A.D., EHINGER W.J., 2011, Characteristics of small headwater wetlands in second-growth forests of Washington, USA, *Forest Ecology and Management*, 261, p1265-1274
- JOHNSON B.R., FRITZ K.M., BLOCKSOM K.A., WALTERS D.M., 2009, Larval salamanders and channel geomorphology are indicators of hydrologic permanence in forested headwater streams, *Ecological indicators*, 9, p150-159
- JULVE P., 1994, Les tourbières de France : répartition, caractères biogéographiques, fonctionnement écologique et dynamique, valeur patrimoniale, *Bulletin de l'Association géographiques français*, 71, p287-293
- KAIL J., BRABEC K., POPPE M. & JANUSCHKE K., 2015, The effect of river restoration on fish, macroinvertebrates and aquatic macrophytes : A meta-analysis, *Ecological Indicators*, 58, p311-321
- LECERF A., BAUDOIN J.M., BESSON A., LAMOTHE S. & LAGRUE C., 2012, Is smaller necessarily better? Effects of small-scale forest harvesting on stream ecosystems, *Ann. Limnologie*, 48, p401-409
- LEFRANCOIS J., GRIMALDI C., GASCUEL-ODOUX C. & GILLIET N., 2005, Origins and dynamics of suspended sediments in small agricultural catchments. In: The Fourth Inter-Celtic Colloquium on Hydrology and Management of Water Ressources. Presented at Guimarães, Portugal
- LENNOX P., RASMUSSEN .J, 2015, Long-term effects of channelization on a cold-water stream community, Department of Biological Sciences
- LETOVSKY E., MYERS I., CANEPA A., McCABE D., 2012, Differences between kick sampling techniques and short term Hester-Dendy sampling for stream macroinvertebrates, *BioScience*, 83, p 47-55
- LOWE W & LIKENS G., 2005, Moving headwater Streams to the Head of the Class. *BioScience*, 55, p196-197
- LE BIHAN M., 2009, L'enterrement des cours d'eau en tête de bassin en Moselle (57), Rapport de stage, ONEMA/Université Paul Verlaine Metz, 49p
- LE LAY Y. & PIEGAY H., 2007, Le bois mort dans les paysages fluviaux français : éléments pour une gestion renouvelée, *L'espace géographique*, 1, p51-64

- MACKIE K., CHESTER E., MATTHEWS T., ROBSON B., 2013. Macroinvertebrate response to environmental flows in headwaters streams in western Victoria, Australia, *Ecological Engineering*, p100-105
- MALAVOI J-R., 2009, Ouvrages transversaux sur les cours d'eau : impacts hydromorphologiques et écologiques et principes de restauration globale, 88ème congrès de l'ASTEE, 15p
- MATHIEU A., 2010. Quels pré-requis pour la restauration des cours d'eau enterrés en tête de bassin ? Rapport de stage, ONEMA / Université de Rennes 1, 36 pages.
- MC ISAAC G.F., HU X., 2004, Net N Input and Riverine N Export from Illinois Agricultural Watersheds With and Without Extensive Tile Drainage, *Biogeochemistry*, 70, p251-271
- MEYER J.L. & WALLACE J.B., 2001, Lost Linkages and Lotic Ecology : Rediscovering Small Streams, *Ecology : Achievement and Challenge*, p295-317.
- MEYER J.L., STRAYER D.L., WALLACE J.B., EGGERT S.L., HELFMAN G.S & LEONARD N.E., 2007, The contribution of headwaters streams to biodiversity in river networks, *Journal of the American water resources association*, 43, p86-103
- NIHOARN A., 1983, Etude de la Truite commune (*Salmo trutta* L.) dans le bassin du Scorff (Morbihan) : démographie, reproduction, migrations, *Thèse spécialité Ecologie*, Université de Rennes 1, U.E.R. Science de la Vie et de l'Environnement, 64 pages
- NGUYEN VAN R., 2012, Les altérations physiques en têtes de bassin versant sur les régions Bretagne-Pays de la Loire. A la recherche d' « aqua incognita », Rapport de stage, ONEMA DIR2/ Université Paris Diderot, 97p
- ONEMA, 2015, Têtes de Bassin - Comment concilier les enjeux sur ces territoires hors du commun? Paris, Espace Saint Martin les 4 et 5 Mars 2015
- Parc Nature Régional du Morvan, 2008. Analyse des peuplements de macro-invertébrés benthiques sur les stations à Moules perlières, 108p
- PAIMPONT., 1994, La Dérive des macro-invertébrés aquatiques, Exemple de *Chaoborus flavicans*, p1-28
- REYJOL Y., SPYRATOS V & BASILICO L., 2013. Bioindication : des outils pour évaluer l'état écologique des milieux aquatiques, 31p
- SANCHEZ-MONTOYA M., VIDAL-ABARCA M., PUNTI T., POQUET J.M., RIERADEVAAL M., ALBA-TERCEDOR J., ZAMORA-MUNOZ C., TORO M., ROBLES S., ALVAREZ M., SUAREZ M., 2009, Defining criteria to select sites in Mediterranean streams, *Hydrobiologia*, 619, p39-54

- SCHUMM S.A., 1956, Evolution of drainage systems and slopes in badlands at Perth Amboy, New Jersey, *Bulletin of the Geological Society of America*, 67p
- SHIELDS F.D., LIZOTTE R.E., KNIGHT S.S., COOPER C.M. & WILCOX D., 2010, The stream channel incision syndrome and water quality, *Ecological Engineering*, 36, p78–90
- SHREVE R.W., 1969, Stream lengths and basin areas in topologically random channel networks. *Journal of Geology*, 77p
- STOREY A., EDWARD D. & GAZEYP., 1991, Surber and kick sampling: a comparison for the assessment of macroinvertebrate community structure in streams of south-western Australia, *Hydrobiologia*, 211, p111-121
- STRAHLER A.N., 1957, Quantitative analysis of watershed geomorphology, *American Geophysical Union Transaction* , 38, p913-920
- TACHET H., 2010, Invertébrés d'eau douce, systématique, biologie, écologie CNRS EDITION, 607p
- TELEOS., 2000, Protocole d'analyse semi-quantitative des communautés benthiques : le MAG20, 4p
- TRICE A., ROSEMOND A., MAERZ J., 2015. Diet composition of two larval headwater stream salamanders and spatial distribution of prey, *Freshwater biology*, 60, p2424–2434
- URBAN.M, SKELLY.D, BURCHSTED.D, PRICE.W & LOWRY S. 2006. Stream communities across a rural-urban landscape gradient, *Diversity and Distributions*, 12, p337-350
- USSEGLIO-POLATERA P., WASSON J.G., ARCHAIMBAULT V., 2007, Protocole de prélèvement des invertébrés sur le réseau de contrôle de surveillance, 33p
- VANNOTE R.L., MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., SEDELL J.R. & CUSHING C.E., 1980, The river continuum concept, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, 103-137.
- VERDONSCHOT R., KAIL J., MCKIE B., VERDONSCHOT P, 2016. The role of benthic microhabitats in determining the effects of hydromorphological river restoration on macroinvertebrates, *Hydrobiologia*, 768, p55-66
- WALLACE J.B., EGGERT S.L., MEYER J.L. & WEBSTER J.R., 1999, Effects of resource limitation on a detrital-based ecosystem, *Ecological Monographs*, 69, 409-442
- WASSON J.G., CHANDESRIIS A., PELLA H. & BLANC L., 2002, Les hydro-écorégions de France métropolitaine, approche régionale de la typologie des eaux courantes et éléments pour la définition des peuplements de référence d'invertébrés. HYDRECO-LHQ, Ministère de l'écologie et du développement durable et Cemagref, 190p

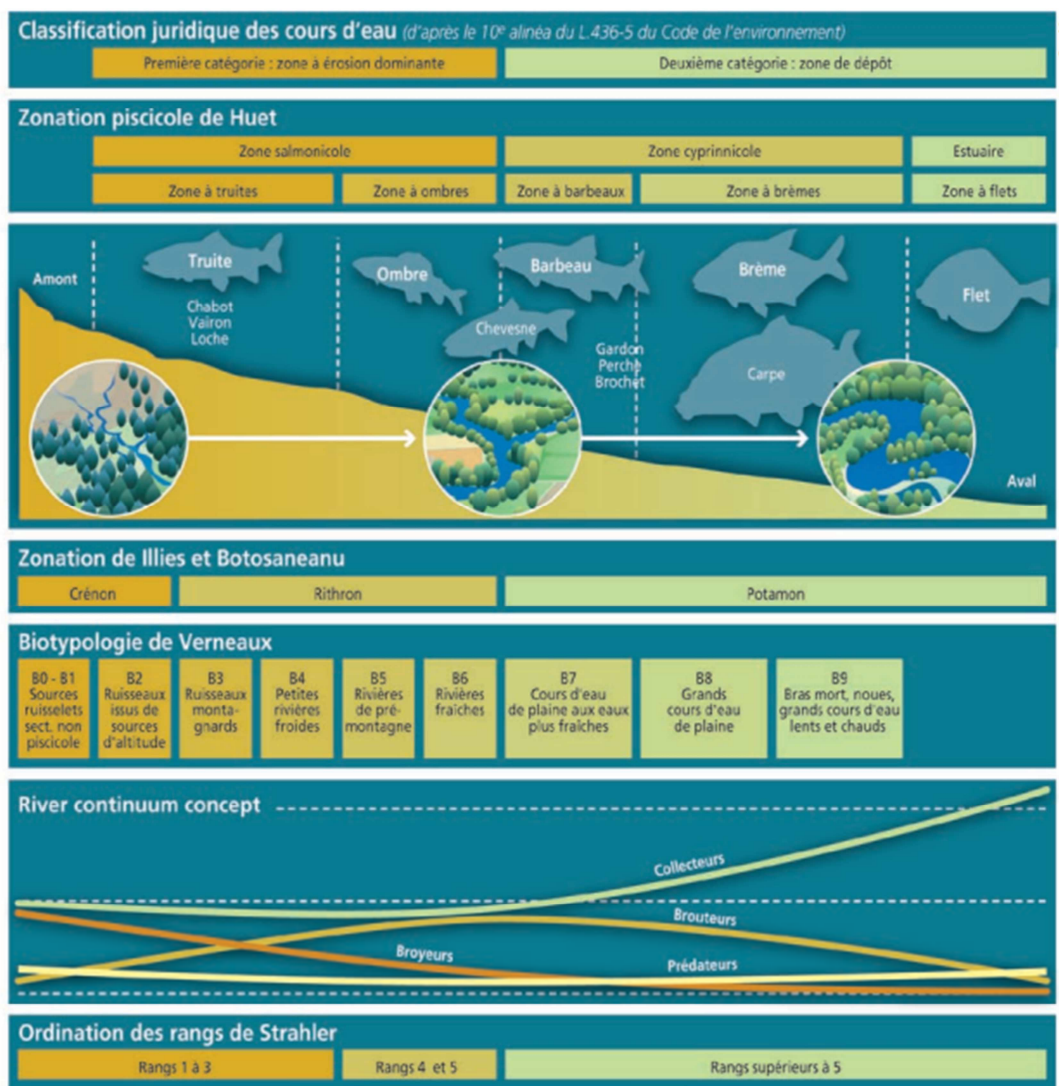
- WASSON J.G., MALAVOI J.R., MARIDET L., SOUCHON Y. & PAULIN L., 1998, Impacts écologiques de la chenalisation des rivières, Cemagref Editions, Collection Etudes du Cemagref, série Gestion des milieux aquatiques, 162p
- WATERS T.F., 1995, Sediment in streams : sources, biological effects and control, *American Fisheries Society*, 251p
- WEBSTER J.R., BENFIELD E.F., 1986, Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems, *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17, p567-594
- WEBSTER J.R., WALLACE J.B., BENFIELD E.F., 1995, Organic Processes in Streams of the Eastern United States, *River and Stream Ecosystems*, p117-187
- WIPFLI M.S., 2005, Trophic linkages between headwater forests and downstream fish habitats : implications for forest and fish management, *Landscape and Urban Planning*, 72, p205-213
- WIPFLI M.S., RICHARDSON J.S. & NAIMAN R.J., 2007, Ecological linkages between headwaters and downstream ecosystems : transport of organic matter, invertebrates, and wood down headwater channels, *Journal of the American Water Resources Association*, 43, p72-85
- WIZGA B., AMIROWICZ A., RADECKI-PAWLIK A. & ZAWIEJSKA J., 2009, Hydromorphological conditions, potential fish habitats and the fish community in a mountain river subjected to variable human impacts, the czarny dunajec, polish Carpathians, *River research an applications*, 25, p517-536
- WOODCOCK T., HURYN A.D., 2007, The response of macroinvertebrate production to a pollution gradient in a headwater stream, *Freshwater Ecology*, 52, p177-196

Webographie

- Assemblée-nationale, consulté le 03/08/2016, disponible sur :
<http://www.assembleenationale.fr/14/amendements/2064/AN/1495.pdf>
- Eduterre, consulté le 12/05/2016, disponible sur :
<http://eduterre.ens-lyon.fr/thematiques/hydro/travail-coop/protocoles/ibgn/ibgntxt>
- Environmental protection agency, consulté le 17/06/2016 disponible sur :
<http://www.epa.gov/watertrain/stream/r11.html>.
- Ineris, consulté le 03/08/2016, disponible sur :
http://www.ineris.fr/aida/consultation_document/7053
- Portail National des Zones Humides, Intérêts et milieux en danger, consulté le 30/08/2016, disponible sur : <http://www.zones-humides.eaufrance.fr/>

ANNEXES

Annexe 2 : Différentes typologies de la zonation piscicole (www.onema.fr)



Annexe 3 : Critères de détermination des stations de références biologiques

	<i>Critères</i>	<i>Bibliographie</i>
<i>Pollution/Pollution diffuse</i>	1. Bonne qualité/apparance du cours d'eau	Hughes (1995), Barbour et al. (1996)
	2. Absence ou très faible présence de déchets	CEPA (1994), Hughes (1995), Barbour et al. (1996) Hering et al. (2003), Nijboer et al. (2004), Sanchez-Montoya et al. (2005)
	3. Absence de rejets	CEPA (1994), Hughes (1995), Barbour et al. (1996), Davies (1994) Hering et al. (2003), Nijboer et al. (2004)
	4. Absence de source de pollution agricole à proximité du site d'étude	Davies (1994), Hering et al. (2003)
	5. Trâce de pâturage non significative	Hughes (1995)
<i>Occupation du sol</i>	6. Occupation du sol raisonnée	Hughes (1995), Davies (1994), Hering et al. (2003)
<i>Conditions hydrologiques</i>	7. Absence ou faible présence de réseaux de drainage ; absence de déviation significative du cours d'eau et de canalisation	Hughes (1995), CEPA (1994), Barbour et al. (1996), Bonada et al. (2002), Hering et al., (2003), Sa ´nchez-Montoya et al. (2005)
	8. Absence de modification significative du régime hydraulique	CEPA (1994), Hughes (1995), Barbour et al. (1996), Muhar et al. (2000), Bonada et al. (2002), Ehlert
<i>Végétation et plaine alluviale</i>	9. Présence d'une végétation riparienne	Bonada et al. (2002)
<i>Morphologie et habitats</i>	10. Bonne qualité des habitats du cours d'eau	Barbour et al. (1996), Hughes (1995), Bonada et al. (2002), Ehlert et al. (2002)
	11. Absence de chenalisation, de curage et de tout changement significatif du lit de la rivière	CEPA (1994), Hughes (1995), Barbour et al. (1996), Bonada et al. (2002), Ehlert et al. (2002), Hering et al. (2003), Nijboer et al. (2004), Sa ´nchez-Montoya et al. (2005)
	12. Absence d'extraction de granulats	Davies (1994), Hughes (1995)
<i>Espèces invasives</i>	13. Absence ou faible présence d'espèces invasives	Hering et al. (2003), Wallin et al. (2003)
<i>Autres</i>	14. Absence de pisciculture et d'étangs en amont ou à proximité	Wallin et al. (2003)
	15. Présence Amphibiens, oiseau etc.	Barbour et al. (1996)

Annexe 4 : Avantages et inconvénients des différents protocoles pour les têtes de bassin

	<i>Avantages</i>	<i>Inconvénients</i>	<i>Bibliographie</i>
IBGN	« Une méthode qui permet d'apprécier l'évolution dans l'espace et dans le temps de l'aptitude biogène globale » des cours d'eau (eduterre.ens) + Note finale permet d'effectuer des comparaisons spatiales et temporelles	8 prélèvements axés sur les substrats biogènes + indice Ibgn est trop général (il ne permet pas d'interpréter précisément l'impact de plusieurs perturbations ou la cause d'une note faible) + identification à la famille trop imprécise + La note ne reflète pas la qualité pour certains milieux (sources, tourbières)	-eduterre.ens -Eau & Rivières de Bretagne -Reyjol Y & al, 2013
Mag 20	Les 20 prélèvements permettent d'avoir une gamme d'habitats très diversifiés et potentiellement une forte diversité taxonomique + Prise en compte trois composantes majeures (nature du substrat, vitesse de courant et hauteur d'eau) + note finale	Protocole à 20 prélèvements non adapté au cours d'eau de tête de bassin versant	-Teleos, 2000 -Parc Nature Régional du Morvan, 2008
IBG DCE	Les 12 prélèvements permettent d'avoir une gamme d'habitats diversifiée et potentiellement une forte diversité taxonomique + note équivalente à l'Ibgn + indice invertébré multimétrique I2M2 beaucoup plus sensibles aux actions anthropiques (en cours de réalisation)	Protocole à 12 prélèvement long et fastidieux , pas totalement adapté au cours d'eau de tête de bassin versant	-Norme XP T90-333, 2009 -Guide d'application de la norme XP T90-333, 2009 -Usseglio-Polatera. P <i>et al.</i> , 2007
MRP MD	Protocole applicable sur les petits cours d'eau + Recherche de diversité + Etape de tri et terrain rapide	Beaucoup de substrat non pris en compte dans les prélèvements : substrats « complémentaires » et « par défauts » (litière, sables et substrat ligneux) or ces substrats sont susceptibles d'accueillir un grand nombre d'autres espèces	-DREAL Lorraine, 2012
Kick sampling	Applicable sur les petits cours d'eau + Phase de terrain rapide + Bonne représentativité de la diversité des espèces + Possibilité de récupérer des espèces supplémentaires avec cette méthode (prélèvement en pleine eau et zones non échantillonnables)	Pas de protocole précis + possible dégradation des prélèvements et du milieu avec la technique du kick sampling (prélèvement avec le pied)	-Faivre L & Le Bihan M., 2014 -Feeley H.B., Woods M., Baars J.R., Kelly-Quinn M., 2012 -Letovsky. E <i>et al.</i> , 2012

Annexe 5 : Liste des différents substrats (norme XP T90-333, 2009)

<i>Définition du substrat</i>	<i>Habitabilité</i>	<i>Protocole de Prélèvement simplifié</i>
<i>Bryophytes</i> : hépatiques et mousses	11	Frotter, peigner et agiter doucement
<i>Spermaphytes immergés (Hydrophytes)</i> : ce substrat dépend l'immersion ou de l'émersion de la plante à la date du prélèvement	10	Frotter, peigner et agiter doucement
<i>Litières et substrat ligneux</i> : débris organiques grossiers tels que les feuilles ou les brindilles et petites branches de 5 mm à 2 cm	9	Récupérer le substrat + Elutriation
<i>Chevelus racinaires libres dans l'eau</i> : racines	8	Frotter, peigner et agiter doucement
<i>Sédiments minéraux de grandes tailles (pierre, galet...)</i> : éléments minéraux de grandes tailles (entre 25 et 250 mm)	7	Frotter toute les surfaces des pierres volumineuses, s'assurer qu'il n'y a plus d'organismes accrochés et agiter la couche sous les pierres sur 5 cm environ
<i>Blocs facilement déplaçables</i> : éléments supérieur à 250mm (le bloc doit pouvoir être déplacé par une seule personne)	6	Frotter toute les surfaces du bloc, s'assurer qu'il n'y a plus d'organismes accrochés et agiter la couche sous le bloc sur 5 cm environ
<i>Graviers</i> : éléments minéraux compris entre 2 et 25 mm	5	Récupérer le substrat sur 5cm environ
<i>Spermaphytes émergents (hélophytes)</i>	4	Frotter, peigner et agiter doucement
<i>Vases</i> : sédiments fins et organiques souvent accompagnés d'une odeur de décomposition (< 0,1 mm)	3	Récupérer le substrat sur 5 cm environ
<i>Sables et limons</i> : éléments < 2mm	2	Récupérer le substrat sur 5cm environ + Elutriation
<i>Algues</i> : substrat variable morphologiquement	1	Frotter, peigner et agiter doucement
<i>Surfaces uniformes dures ou artificielles</i> : roches, dalles, blocs non facilement déplaçables et argiles compactes	0	Frotter toute la surface

Annexe 6 : Grille d'échantillonnage

Date : Nom du cours d'eau : Début/Fin Mesure+Identification : Début/Fin des prélèvements :	Largeur plein bord : Largeur mouillée : Superficie mouillée :		PH : O2 dissous : Nitrates :	Température : Conductivité : Autres:			
Substrats		Zone de radier/courant		Zone de mouille/sans courant		Aucune distinction de facies	
Habitabilité	Présence/Absence	Présence/ Absence	Prélèvements	Présence/ Absence	Prélèvements	Présence/ Absence	Prélèvements
Prélèvements 1 à 6	11. Bryophytes						
	10. Hydrophytes						
	9. Litière, Branchages						
	8. Racines						
	7. Pierres, galets (25-250mm)						
Prélèvements 7 et 8	6. Blocs (>250mm)						
	5. Granulats (2,5-25mm)						
	4. Hélophytes						
	3. Vases						
	2. Sables (<2mm) et limons						
	1. Algues						
	0. Dalles, argiles						
	Différentes classes de substrats : <i>Présence (P)</i> ; <i>Présence faible (soit <1%) (PF)</i> ; <i>Présent non échantillonnable (PNE)</i> ; <i>Absence (A)</i> Remarques (prélèvement supplémentaire) :						

Annexe 7 : Informations supplémentaires martin pêcheur

La technique de pêche utilisée est différente de celle du **Héron**. L'anode est constituée d'un cercle en aluminium amovible fixé à l'extrémité d'une canne porte anode de 1,50 mètre de long. A l'intérieur de la canne se trouve un mini rupteur à déclenchement magnétique permettant la commande du courant. Pour cela il faut utiliser des gants spéciaux équipés d'un aimant. La cathode est constituée d'un ensemble de 6 tresses conductrices. Elles sont fixées mécaniquement au châssis de l'appareil par un mousqueton. Elles sont traînées à environ 3 mètres à l'arrière de l'opérateur.

Avec le Martin pêcheur, il est souhaitable d'interrompre fréquemment le courant afin de prolonger la durée de fonctionnement de la batterie mais également pour tenter de surprendre les poissons à proximité de leurs caches. Il faut alors placer l'anode près d'une cache présumée et établir le courant. Ensuite il faut déplacer légèrement l'électrode de manière à bien prospecter l'endroit. La technique consiste à progresser par « bonds » successif, plutôt que d'avancer d'une manière régulière. Il ne faut pas soumettre les poissons trop longtemps au courant électrique pour éviter la mortalité des individus. Une personne sur la berge, munie de gants et d'une époussette veille à capturer les poissons juste derrière l'anode le plus rapidement possible et les place dans un seau. Une fois la pêche finie, les poissons sont déterminés, mesurés puis remis dans le cours d'eau dans un bref délai.

	<i>Qualités du martin pêcheur</i>
Ergonomie	Faible volume et poids sur le dos (appareil seul de 5,5kg et batterie de 3 kg) pour faciliter le passage sous les branches et diminuer la fatigue
Solidité	Boîtiers en résine de polyester armée fibres de verre qui permet de résister aux intempéries
Sécurité	Conformité à l'arrêt du 2 février 1989, à la législation Européenne et commande par gant aimanté
Puissance de 240 W	Permet l'utilisation sur une large gamme de conductivité
Alimentation	Par batterie Ni-Cd étanche spéciale charge rapide qui peut être stockée quelque soit son état de charge
Charge	Par chargeur « intelligent » géré par microprocesseur permettant de charger 2 batteries
Rangement	L'ensemble du matériel est installé dans une cantine de transport métallique (26,5 kg)

Annexe 8 : Données brutes

	Station	Ref_003	Ref_0013	Ref_0017	Ref_0023	Ref_0027	Ref_0037	Ref_0041	Ref_103	Ref_0128	Ref_0142
		Date	18/04/2016	04/05/2016	04/05/2016	03/05/2016	03/05/2016	08/06/2016	25/05/2016	11/05/2016	08/06/2016
	Département	35	29	29	29	29	53	22	56	72	56
Occupation du sol	Prairies	80	15	20		10				70	
	Herbacées + arbustre		80	80	100	90					
	Forêt		5				100	60	60	30	70
	Terres Arables								40		
	Agricultures	20						40			30
Physico-chimie	Température (°C)	8.7	7.9	10.2	7.7	9.8	15.3	11.2	14.2	13.6	12.1
	Conductivité (uS)	0.34	0.06	0.07	0.05	0.06	0.1	0.2	0.11	0.27	0.08
	Ph						6.5	7		6.5	6.5
	Oxygène (mg/l)						9	8			8
Morphologie/habitats	Faciès différenciables	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2
	Nombre de substrat	5	7	7	9	9	7	4	4	5	6
	Litière	oui	oui	oui	oui	oui	oui	oui	oui	oui	oui
	Substrat biogènes	2	4	4	5	4	3	1	3	2	3
	Colmatage	non	non	non	non	faible	faible	non	non	faible	non
	Largeur mouillée (m)	0.94	1.31	0.91	0.64	1.3	0.72	0.87	0.72	0.38	0.92
	Profondeur moyenne (cm)	2.1	23	13.4	17	21.5	5.1	4.2	12.4	2.6	11.4
	Profondeur maximum (cm)	3.2	38	23.8	31.2	34.8	17	6.2	17.2	7	15.6
Ichtyofaune / Amphibiens	Amphibiens	oui	non	non	non	non	oui (très abondant)	non	oui (abondant)	oui	oui
	Poissons	non	oui	oui	oui	oui	non	non	non	non	oui
	Poissons (TF, CHA, LOT, VAI)		oui	oui	oui	oui					oui
Données / Informations Macro-invertébrés	Richesse taxonomique I2M2	27	19	24	20	16	30	33	13	14	32
	Richesse taxonomique familiale	26	16	22	18	16	26	29	12	13	28
	Richesse EPT I2M2	10	13	11	9	6	12	19	2	4	15
	Richesse EPT familiale	10	10	10	7	6	10	17	2	3	13
	Richesse coléoptère	1	0	4	2	2	3	2	4	1	5
	Abondance	1810	316	460	270	180	518	2737	748	551	753
	Abondance EPT	778	264	236	175	53	126	379	350	13	436
	Proportion EPT	43.0%	83.5%	51.3%	64.8%	29.4%	24.3%	13.8%	46.8%	2.4%	57.9%
	Classe de variété	8	5	7	6	6	8	9	5	5	8
	Groupe indicateur	8	9	9	9	9	9	9	8	6	7
	Taxon indicateur	Philopotamidae	Chloroperlidae	Chloroperlidae	Perlodidae	Chloroperlidae	Perlodidae	Odotonceridae	Nemouridae	Leptophlebiae	Perlodidae
	Taxon indicateur 2	7	9	9	7	7	7	8	4	6	9
	Indice de Shannon	2.9	3.1	3.4	3.1	2.8	2.6	1.4	2.1	1.0	3.6
	Equitabilité	0.6	0.8	0.8	0.7	0.7	0.5	0.3	0.6	0.3	0.7
	H' max	4.7	4.0	4.5	4.2	4.0	4.7	4.9	3.6	3.7	4.8

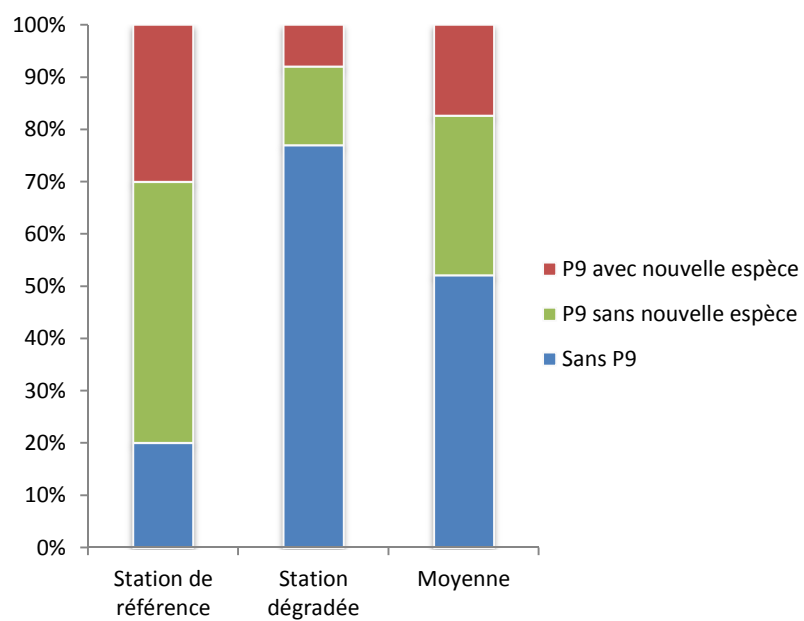
Remarques : Certains paramètres comme le ph n'ayant pu être relevé sur chaque site d'études, l'étude de la qualité des eaux de l'Elorn (Service régional de m'Aménagement des Eaux de Bretagne) a permis d'avoir des informations physico chimique sur l'Elorn (quelques kilomètres de la station 23) : ph compris entre 6 et 6,7 et faibles teneurs en calcium et Magnésium

	Station	Deg_0201	Deg_0203	Deg_0204	Deg_0206	Deg_0208	Deg_0212	Deg_0213	Deg_0216	Deg_0220	Deg_0225	Deg_240	Deg_241	Deg_242
	Date	29/04/2016	26/05/2016	29/04/2016	18/05/2016	25/05/2016	18/04/2016	18/05/2016	18/05/2016	02/06/2016	02/06/2016	27/04/2016	09/06/2016	28/06/2016
	Département	35	56	35	49	22	35	49	49	85	44	85	56	35
Physico-chimie	Température (°C)	11	12.1	8.6	14	13.1	12.7	12.3	15.5	15.4	14.9	10.9	14.6	15.6
	Conductivité (uS)	0.33	0.23	0.35	0.93	0.19	0.17	0.47	0.79	0.32	0.46	0.63	0.14	0.31
	Ph		7		6	7		7	7	7	7	7.09	7	7
	Oxygène (mg/l)		9			8				8	6		8	6
Morphologie/habitats	Faciès différenciables	1	2	2	1	2	1	2	2	1	1	1	2	2
	Nombre de substrat	5	8	4	2	6	3	6	6	6	5	3	3	4
	Litière	oui	oui	oui	oui	oui	non	non	oui	non	oui	oui	oui	oui
	Substrat biogènes	2	4	2	1	3	2	1	3	2	2	2	2	2
	Colmatage	faible	faible	moyen	non	moyen	faible	faible	moyen	élevé	fort	non	non	moyen
	Largeur mouillée (m)	0.88	0.92	0.88	0.77	0.57	0.46	0.72	0.95	1.3	0.55	0.83	0.96	
	Profondeur moyenne (cm)	10.8	7	6.1	8	3.2	10.8	3.7	6.3	28.3	12.1	6.5	3.5	
Profondeur maximum (cm)	12	9	9.7	13.6	5	13	5.8	9.6	30.4	12.1	10	4.2		
Ichtyofaune / Amphibiens	Amphibiens	non	oui	non	oui	oui	non	non	non	oui	non	non	non	oui
	Poissons	non	oui	non	non	non	oui	non	oui	oui	non	non	non	non
	Poissons (TF, CHA, LOT, VAI)		oui				oui		non	non				
Données / Informations Macro-invertébrés	Richesse taxonomique I2M2	28	33	25	7	29	27	20	18	31	22	18	34	21
	Richesse taxonomique familiale	25	29	23	7	25	25	19	17	24	22	17	31	21
	Richesse EPT I2M2	6	11	4	0	16	4	2	1	2	0	6	15	2
	Richesse EPT familiale	5	9	4	0	13	4	2	1	2	0	5	13	2
	Richesse coléoptère	5	7	2	2	2	4	3	4	10	3	2	3	2
	Abondance	1108	530	1156	3342	932	641	726	3679	1651	848	1535	1249	3347
	Abondance EPT	187	210	46	0	379	80	125	6	225	0	376	677	14
	Proportion EPT	16.88%	39.62%	3.98%	0.00%	40.67%	12.48%	17.22%	0.16%	13.63%	0.00%	24.50%	54.20%	0.42%
	Classe de variété	7	8	7	3	8	8	6	6	7	2	6	9	7
	Groupe indicateur	7	9	3	2	8	5	2	3	7	2	7	9	3
	Taxon indicateur	Leptophlebiidae	Chloroperlidae	Limnephilidae	Mollusque	Philopotamidae	Sericostomatidae	Beatidae	Limnephilidae	Leptophlebiidae	Lymnaeidae	Leptophlebiidae	Chloroperlidae	Limnephilidae
	Taxon indicateur 2	6	9	2	1	7	3	2	2	2	2	6	9	2
	Indice de Shannon	3.4	3.6	2.1	0.1	3.0	2.4	2.6	1.2	2.5	2.5	1.4	2.9	1.1
Equitabilité	0.7	0.7	0.5	0.0	0.6	0.5	0.6	0.3	0.5	0.6	0.4	0.6	0.2	
H' max	4.6	4.9	4.5	2.8	4.6	4.6	4.2	4.1	4.6	4.5	4.1	5.0	4.4	

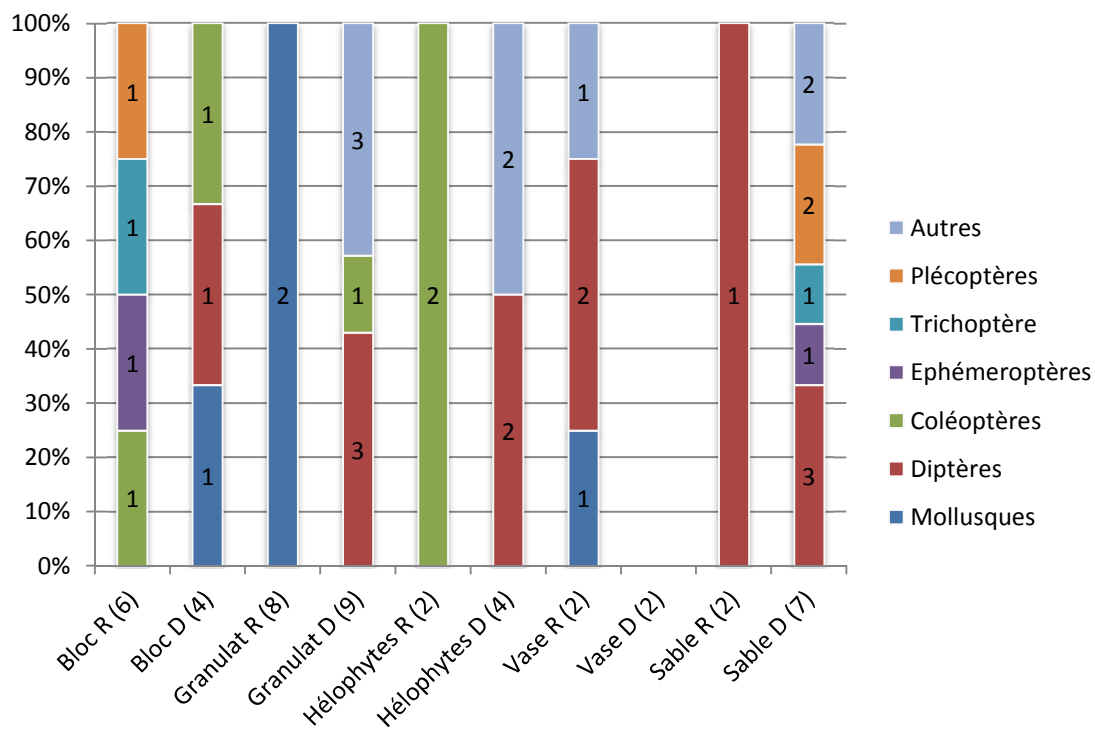
Remarques : L'ichtyofaune observée pour les stations 216 et 220 sont des cyprinicoles ; des gardons (*Rutilus rutilus*) pour la station 220, des ables de heckel (*Leucaspius delineatus*) et des pseudorasbora (*Pseudorasbora parva*).

	Ref_003	Ref_0013	Ref_0017	Ref_0023	Ref_0027	Ref_0037	Ref_0041	Ref_103	Ref_0128	Ref_0142	Deg_0201	Deg_0203	Deg_0204	Deg_0206	Deg_0208	Deg_0212	Deg_0213	Deg_0216	Deg_0220	Deg_0225	Deg_240	Deg_241	Deg_242
Haliplidae																				1			
Helophoridae			1			1		1		7	1					1	2	60	1	1	1	1	7
Heptageneidae			1			1	9			8		9		1	49								7
Hydracariens					1																		
Hydraenidae																	1						
Hydrochidae					1																		
Hydrophilidae			2	1						1		2				1			6				
Hydroporinae												2											
Hydropsychidae	498	8	52				17			92					119	5							
Hydroptilidae						1																	
Laccophilinae																			1				
Lepidoptères													1				24			5			
Leptophlebidae		39				1	3		4	27	23				28				224		356	478	
Lepidostomatidae	41						11			10		94			18								
Leptoceridae						1						1											
Lestidae																			12				
Leuctridae		42	45	31	9		64								13								
Libellulidae																							1
Limoniidae	5	4	7	6		13	18	3		7	2	18	21		13	5	1	78				43	9
Lymnaeidae											24	1			1	10	2		826	55	1		1
Lymnephilidae	68	67	18	40	27	44	135		2	7	16	11	19		20	7		6	1		6	8	1
Mesovellidae				2		10	1						1		5	1	7			1	1	3	1
Nemouridae	141	70	23	65	7	43	13	347	7	86	61	14			29						10	3	
Nepidae																				1			2
Notonectidae																			5				
Odotonceridae							10			2					5							4	
Oligochètes	8	2	3	12	4	3	5	74	9	3	210	1	12	2	2	8	12	124	7	21	44	2	4

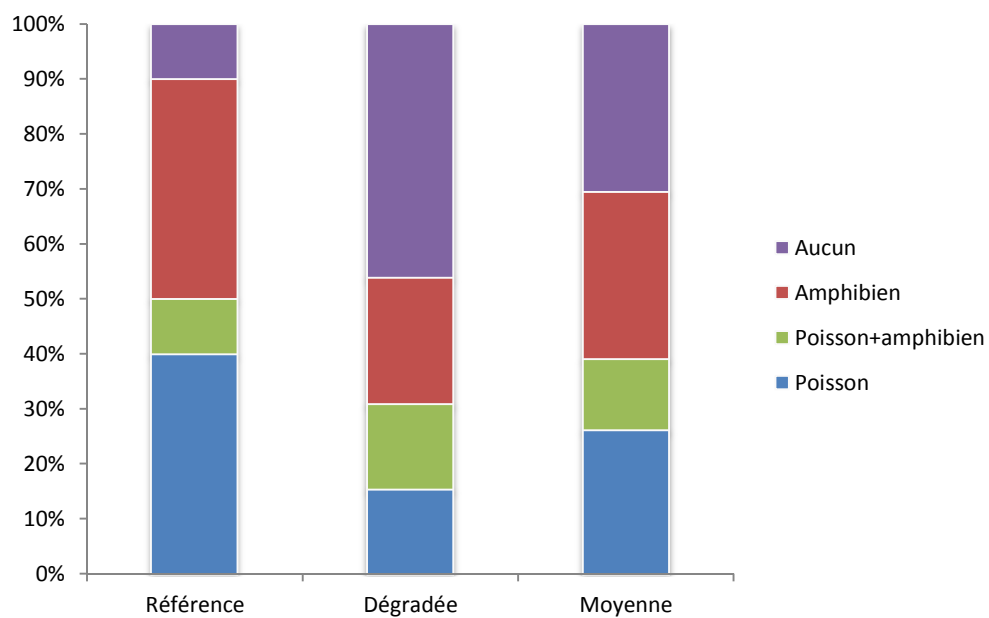
Annexe 9 : Comparaison stations avec / sans 9^{ème} prélèvement



Annexe 10 : Comparaison du nombre de taxons supplémentaires observé dans les substrats peu biogènes entre les stations de référence (R) et les stations dégradées (D)



Annexe 11 : Présence/Absence poisson et/ou amphibien entre les stations de référence et dégradées



Résumé

Les cours d'eau en tête de bassin versant sont vitaux pour le maintien du bon fonctionnement et de la bonne qualité des rivières (Meyer & Wallace, 2001 ; Gomi, Sidle & Richardson, 2002 ; Bernhardt *et al.*, 2005 ; Lowe & Likens, 2005 ; Wipfli, Richardson & Naiman, 2007 cité dans Clarke *et al.*, 2008). Ces écosystèmes sont donc indispensables pour l'atteinte du bon état écologique des cours d'eau fixé par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). Suite aux premières études hydromorphologiques réalisées à la Dir Bretagne - Pays de la Loire de l'ONEMA par Jan (2013), Bossis (2014) et Colin (2015) sur les cours d'eau en tête de bassin versant, il a été décidé de compléter ces études pour améliorer les connaissances sur ces milieux qui abritent une forte biodiversité (Meyer *et al.*, 2007).

Cette étude vise d'une part à expérimenter un protocole de prélèvements des invertébrés aquatiques sur les cours d'eau en tête de bassin et d'autre part à caractériser la faune invertébrée et piscicole sur deux types de cours d'eau (« référence » et « dégradé »). Des prélèvements de macro-invertébrés et des inventaires piscicoles par pêches électriques ont été réalisés sur 23 sites d'études.

Le protocole initial est basé sur 9 prélèvements : 6 substrats biogènes, 2 substrats peu biogènes et un substrat supplémentaire. Celui-ci a pu être amélioré et une optimisation du nombre de prélèvement peut être réalisée. L'analyse des résultats met en évidence certaines différences entre les sites de référence et dégradés, mais la forte variabilité des milieux n'a pas permis de différencier précisément les peuplements de macro-invertébrés entre les deux entités.

Mots-clés : tête de bassin, ruisseaux, macro-invertébré, bioindication, poisson, référence, dégradé,

Abstract

Headwaters may be vital for maintaining the function and 'health' of whole river networks (Meyer & Wallace, 2001, Gomi, Sidle & Richardson, 2002, Bernhardt *et al.*, 2005, Lowe & Likens 2005, Wipfli, Richardson & Naiman, 2007). These ecosystems are essential to achieve the good ecological status of rivers determined by the Water Framework Directive (WFD). Following the first hydro-morphological studies on headwaters done at the Dir Bretagne - Pays de la Loire de l'ONEMA by Jan (2013) Bossis (2014) and Colin (2015), it was decided to complete these studies to improve knowledge of these environments which shelter high biodiversity (Meyer *et al.*, 2007).

Firstly, this study aims to experiment a new invertebrate sampling method for headwater and secondly, the goal is to characterize the invertebrate and fish fauna on two types of streams ("reference" and "degraded"). Macroinvertebrate and fish samples were realized on 23 study sites.

The initial macroinvertebrate protocol is based on 9 samples : 6 biogenic substrates, 2 few biogenic substrates and an additional substrate. This method has been improved and the number of sampling can be optimized. Analysis of the results reveal some differences between the reference and degraded sites, but the high variability of environment do not allowed to differentiate precisely macroinvertebrates populations between the two entities.

Key words : headwaters, macroinvertebrate, bio indicator, reference, degraded