



**HAL**  
open science

# **Fonctionnement écologique de la Loire : une étude isotopique sur les bases alimentaires des réseaux trophiques “ Stable isotope analysis Loire, SIAL ” Rapport scientifique du projet**

Karl M Wantzen, Catherine Boisneau, Nina Richard

## **► To cite this version:**

Karl M Wantzen, Catherine Boisneau, Nina Richard. Fonctionnement écologique de la Loire : une étude isotopique sur les bases alimentaires des réseaux trophiques “ Stable isotope analysis Loire, SIAL ” Rapport scientifique du projet. [Rapport de recherche] Université de Tours / Région Centre; CITERES. 2015. <hal-02135668>

**HAL Id: hal-02135668**

**<https://hal.science/hal-02135668v1>**

Submitted on 21 May 2019

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



HAL Authorization

# Fonctionnement écologique de la Loire : une étude isotopique sur les bases alimentaires des réseaux trophiques

« Stable isotope analysis Loire, SIAL »



Rapport scientifique du projet

par

Karl Matthias Wantzen, Catherine Boisneau et Nina Richard

CITERES-IPAPE/

Université François-Rabelais

Parc Grandmont

37200 Tours, France

Email : [karl.wantzen@univ-tours.fr](mailto:karl.wantzen@univ-tours.fr)

<http://citeres.univ-tours.fr>



www.plan-loire.fr est cofinancé par l'Union européenne. L'Europe s'engage dans le bassin de la Loire et le Fonds européen de développement régional.



**Table des matières**

1.	Introduction: Contexte scientifique et objectifs du projet.....	5
2.	Réseaux trophiques.....	7
2.1.	Les isotopes stables .....	7
2.2.	Plan d'échantillonnage et expériences .....	8
2.3.	Secteur d'étude.....	11
2.4.	Traitement des échantillons.....	13
3.	Résultats et discussions .....	15
3.1.	Hydrologie.....	15
3.2.	Echantillonnage des corbicules et résultats des mesures de densité .....	16
3.3.	Résultats isotopiques de l'échantillonnage longitudinal .....	19
3.3.1.	Développement longitudinal du phytoplancton.....	20
3.3.2.	Isotopes stables de C des sources alimentaires et des consommateurs primaires le long de la Loire et ses affluents.....	24
3.3.3.	Isotopes stables de N des sources alimentaires et des consommateurs primaires le long de la Loire et ses affluents.....	27
3.4.	Résultats de la comparaison lit mineur - annexe hydraulique selon une dimension temporelle	27
3.4.1.	Isotopes stables de C des sources alimentaires et des consommateurs .....	27
3.4.2.	Isotopes stables de N des sources alimentaires et des consommateurs .....	29
3.4.3.	Comparaison des relations isotopiques C et N dans l'annexe et le lit principal .....	30
4.	Expérience 2 : efficacité de filtration des corbicules.....	31
4.1.	Rappel des objectifs .....	31
4.2.	Méthodes .....	31
4.3.	Résultats.....	35
5.	Conclusions .....	36
5.1.	La corbicule dans la Loire, ses limitations, facteurs favorables et son impact sur l'écosystème	36
5.2.	Vérifications des hypothèses initiales.....	38
5.3.	Perspectives scientifiques .....	<b>Erreur ! Signet non défini.</b>
6.	Bibliographie .....	40
7.	Annexes.....	43

7.1.	Composition de la solution nutritive de la souche d'algue <i>Scenedesmus obliquus</i> . ....	43
7.2.	Lien pour le film produit .....	44
7.3.	Lettre par la directrice du laboratoire isotopique confirmant le retard des analyses .....	45
7.4.	Présentations orales du projet SIAL .....	46
7.5.	Communication écrite « Hydrodynamique et fonctionnalités écologiques des fleuves»	48

## Résumé technique

Depuis quelques années, des changements importants interviennent dans les structures fonctionnelles et écologiques de la Loire. Parmi eux, la forte activité de filtration d'une palourde envahissante établie en Loire en très grandes quantités, la Corbicule, serait à l'origine d'une réduction considérable de la turbidité du fleuve, entraînant des conditions favorables au développement des plantes aquatiques. En effet, celles-ci, selon les conditions thermiques et hydrologiques profitent de la réduction du plancton, donc de la turbidité, pour se développer. Les gestionnaires ont exprimé une forte demande en termes d'études sur les effets de ces proliférations.

Ce projet vise à fournir des données quantitatives sur l'effet de cette espèce sur l'environnement en appliquant une technologie analytique récente, celle des isotopes stables du carbone et de l'azote, sur les corbicules, les sources alimentaires primaires (plancton et macrophytes), les macroinvertébrés et les poissons, comme consommateurs. Une cible importante de l'étude est d'identifier les principaux acteurs des réseaux trophiques. En outre, la combinaison des échantillonnages à une grande échelle spatiale, 33 points entre Nevers et Nantes en une date de prise des échantillons, avec une résolution temporelle sur le site de Bréhémont et des expérimentations en laboratoire pour identifier les taux de filtration a été conçue pour préparer une modélisation numérique des sources de l'azote, de la structure trophique par rapport à la situation hydrologique (crue – étiage), et de la réduction du plancton par la corbicule dans la Loire.

Vu que seulement une partie des analyses isotopiques a été réalisée au moment de l'écriture du rapport, les résultats et les conclusions seront produits ultérieurement. Néanmoins, les taux de filtration de la corbicule observés dans la Loire ( $101,87 \pm 33,22 \text{ ml} \cdot \text{indiv}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ ) correspondent à ceux rencontrés dans la littérature. Les densités rencontrées varient entre 0 et ca  $100 \text{ ind} \cdot \text{m}^{-1}$ . Les observations durant le projet ont confirmé une forte sensibilité des corbicules aux hautes et basses températures, au courant fort, renforçant un argumentaire en faveur d'une variété hydraulique et un pulse d'inondations.

Les valeurs isotopiques disponibles montrent une forte distinction des signatures isotopiques entre algues, macrophytes et feuilles d'arbres, permettant une bonne modélisation des trames trophiques (sources autochtones vs. allochtones) au futur, par contre les signatures de carbone des algues (incomplètes) ne montrent pas une forte distinction actuellement entre le lit mineur et les annexes hydrauliques. Sur le profil longitudinal, le rapport C/N augmente indiquant une hausse de la compétition pour l'azote le long du fleuve.

Plusieurs publications sont envisagées. Un film sur le projet SIAL se trouve sur la page web :

<http://www.latetedanslariviere.tv/mediatheque-multimedia/ecologie-fonctionnelle>

Page-web du projet :

<http://projets.plan-loire.fr/35246/607?plateforme=tout>

## 1. Introduction : Contexte scientifique et objectifs du projet

La compréhension du fonctionnement écologique et socioéconomique a été identifiée comme un des enjeux les plus importants pour l'aménagement des fleuves (Van der Velde *et al.*, 2006). Le fonctionnement et l'intégrité des écosystèmes se reflètent dans ses réseaux trophiques (Polis and Winemiller, 1995). Les relations trophiques entre des organismes productifs (plantes) et consommateurs (animaux) sont très divers dans les fleuves. Plusieurs concepts de l'écologie fonctionnelle ont mis l'accent sur les principales ressources alimentaires : (a) le matériel allochtone (feuilles) et ses substances résiduelles par le River Continuum Concept (Vannote *et al.*, 1980), (b) la production dans les zones inondables par le Floodpulse Concept (Junk *et al.*, 1989), (c) la production dans le lit mineur du fleuve par le Riverine Productivity Model (Thorp and Delong, 1994), ou un ensemble de ces sources alimentaires par le Floodpulse Concept Update (Junk and Wantzen, 2004) qui donne aussi des modèles sur la relation entre structure de l'habitat physique, régime hydrologique, climat et usage des ressources par les organismes.

L'usage des ressources des crues dans les zones inondables est favorisé (a) par une prévisibilité des crues (*predictable floodpulse*), (b) si les crues se passent dans la phase active des organismes (*timing of floodpulse, match with windows of opportunity*), (c) si le temps d'inondation est suffisamment long pour que les organismes puissent utiliser les ressources (*floodpulse duration*), (d) si la courbe hydrologique permet l'accompagnement des organismes, soit par la croissance des plantes, soit par la migration des animaux (*floodpulse shape*) (Junk and Wantzen, 2004). Même dans les ruisseaux, qui ont de petites zones inondables et des crues très courtes, l'usage des ressources générées par les crues est possible si la période des inondations est prévisible (Wantzen and Junk, 2000). Pour les grands fleuves avec des zones inondables qui restent inondées longtemps, la plupart des ressources alimentaires pour les réseaux trophiques vient de la production au sein de la zone inondable et non des zones en permanence en eau. La comparaison de la productivité biologique entre les fleuves avec et sans zone inondable, montre clairement un avantage trophique apporté par l'inondation, le *floodpulse advantage* (Bayley, 1991).

Par sa structure géomorphologique, la Loire en aval de Nevers est un fleuve de sable, avec des habitats dynamiques dans le chenal principal et des zones alluviales très variables (Gautier *et al.*, 2000; Malavoi, 2002; Rodrigues *et al.*, 2005; Rodrigues *et al.*, 2007, Wantzen et al. 2014). Les informations isotopiques sur la relation hydrologique entre bras morts et chenal principal existent pour la Loire près de la confluence de l'Allier (Negrel *et al.*, 2003) et des études extensives sur le potamo-plancton et ses facteurs déterminants ont été faites par l'équipe de M<sup>me</sup> Lair (Lair and Reyes-Marchant, 1997; Lair *et al.*, 1999; Lair, 2006) et spécifiquement sur le phyto-plancton par l'équipe de M<sup>me</sup> Leitao (e.g. Leitao and Leprêtre 1998). La dynamique hydrologique implique une dynamique des habitats, même s'il n'est pas encore possible de faire des prédictions pour la Loire (Cohen *et al.*, 1998). Les habitats récemment reformés par les crues sont plus productifs que ceux vieillissants («atterrissement»). Dans l'Allier, l'affluent de la Loire le moins aménagé, Geerling et al. (2006) ont trouvé pour l'an 2000 que 50% du paysage riverain avait été modifié par les activités hydrauliques des 14 dernières années, tandis que 23 % étaient restés stables au cours des dernières 46 années. La Loire partage la dynamique de ses habitats avec d'autres fleuves de sable du monde, e.g. le Paraguay en Amérique du Sud (Wantzen *et al.*, 2005; Drago *et al.*, 2008, Wantzen et al. 2014). La Loire a aussi un régime hydrologique qui montre une phase d'inondation prévisible qui se passe en hiver entre novembre et février quand la plupart des organismes est peu active ou inactive. A l'inverse des très grands fleuves, les inondations individuelles dans la Loire ne durent pas longtemps mais il s'agit d'oscillations entre les crues et des débits moyens (Oudin *et al.*, 2009). A première vue, ces circonstances hydrologiques et climatiques ne sont pas très favorables à l'usage des substances offertes par les crues d'hiver. Mais lors des crues de printemps de larges zones restent suffisamment de temps inondées pour pouvoir produire des aliments pour les chaînes alimentaires. En outre, les crues d'hiver créent de nouveaux habitats utilisables en printemps.

La technique d'analyse des isotopes stables est une méthode appropriée pour analyser l'origine des bases alimentaires des réseaux trophiques (Fry, 2006; Wantzen *et al.*, 2011), surtout pour la

détermination des sources alimentaires des fleuves, soit par le lit mineur (Thorp and Delong, 2002), soit par la végétation des berges (Zeug and Winemiller, 2008) ou par les zones inondables (Wantzen *et al.*, 2002). Pour créer une base de données qui donne un encadrement pour des études plus détaillées, il est nécessaire de faire une première analyse des consommateurs du premier ordre, i.e. les animaux que consomment les algues. Dans un cas idéal, les espèces analysées ont une occurrence presque ubiquitaire, comme les moules et les gastéropodes aquatiques (Vander Zanden and Rasmussen, 1999 a et b). Pour cela, cette étude se focalise sur l'analyse de la composition isotopique des moules *Corbicula spp.* (filtreurs d'algues planctoniques) et les gastéropodes aquatiques comme e.g. des genres *Physa* et *Lymnaea* qui broutent des algues benthiques et des macrophytes. Ces données permettront aussi des analyses sur la relation entre les zones d'eau courante et le benthos (benthic-pelagic coupling, Ackerman *et al.*, 2001) et les effets des espèces invasives (Vander Zanden *et al.*, 1999 a et b, Atkinson *et al.*, 2010). En outre, les signatures isotopiques des consommateurs primaires sont de bons indicateurs pour la pollution anthropique dans les cours d'eau (Fry, 1999; Fry and Allen, 2003) surtout sur l'entrée des fertilisants comme pollution diffuse (Robinson and Bottrell, 1997; Moore and Suthers, 2005).

Dans cette situation, plusieurs hypothèses ont été testées :

1. Les signatures isotopiques (C, N) des producteurs primaires du lit mineur et des zones inondables diffèrent, mais celles des consommateurs primaires, notamment des corbicules, du lit mineur et des zones inondables ne diffèrent pas → les apports de ressources alimentaires provenant des annexes n'ont aucun effet sur la production du système fluvial de la Loire.
2. Les signatures isotopiques (C, N) des producteurs primaires du lit mineur et des zones inondables diffèrent, mais celles des consommateurs primaires et secondaires du lit mineur ressemblent à celles de la zone inondable → la production primaire dans les zones inondables est une source importante pour l'alimentation des organismes du lit mineur.
3. Les signatures isotopiques (C, N) des consommateurs primaires et secondaires du lit mineur ressemblent plus à celles de la végétation des berges que ceux des producteurs primaires aquatiques → la végétation terrestre est la principale source de l'alimentation des organismes du lit mineur.
4. Les signatures isotopiques (C, N) des consommateurs primaires et secondaires de la zone inondable varient selon la connexion avec le lit mineur → il est possible d'identifier l'impact des eaux superficielles, phréatiques, ou mixtes sur la structure trophique.
5. Les signatures isotopiques (N) des consommateurs augmentent en aval des affluents chargés d'eau polluée → les valeurs d'azote vont augmenter le long du fleuve en fonction des rejets des stations d'épuration qui enrichissent le fleuve avec l'azote réutilisé.
6. Les taux de filtration des corbicules et les densités le long du cours du fleuve sont très élevés au regard de la concentration des algues dans le fleuve (phytoplancton) → les corbicules sont responsables des changements récents de la qualité de l'eau de la Loire, notamment des concentrations de chlorophylle a.

Ces hypothèses seront testées en couplant des prises d'échantillons dans un schéma spatio-temporel et des expérimentations au laboratoire. A notre connaissance, il n'existe pas encore d'études sur cette thématique en France, ainsi les résultats de ce travail pourraient devenir très importants pour l'aménagement du fleuve et ses zones inondables.

## 2. Réseaux trophiques

### 2.1. Les isotopes stables

Un même élément chimique de la table périodique peut se présenter sous différentes formes appelées isotopes. Ces formes diffèrent par le nombre de masse, c'est-à-dire par le nombre de neutrons dans le noyau atomique. Les isotopes naturels représentent 20% des isotopes connus (Tcherkez, 2010), les autres étant des isotopes artificiels. Les isotopes sont dits stables lorsqu'ils ne conduisent pas à une désintégration radioactive, par conséquent, ils ne sont pas dangereux pour la santé humaine et font partie intégrante de tout être vivant. Cependant certains sont beaucoup plus abondants que d'autres. Les plus retrouvés sont souvent les moins lourds, notamment le Carbone (C), et l'Azote (N). Pour ces éléments, les proportions sont décrites dans le **Erreur ! Source du renvoi introuvable.1**.

**Tableau 1** : Pourcentages d'abondance des isotopes stables les plus répandus pour le Carbone, l'Azote et le Soufre (Fry, 2006)

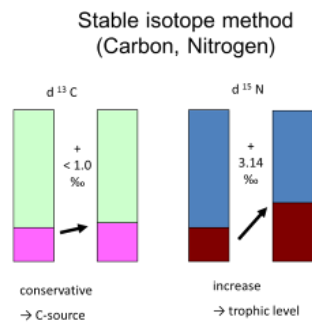
Élément	Isotope de faible masse	% d'abondance	Isotope de forte masse	% d'abondance
Carbone	$^{12}\text{C}$	98.89	$^{13}\text{C}$	1.11
Azote	$^{14}\text{N}$	99.64	$^{15}\text{N}$	0.36
Soufre	$^{32}\text{S}$	95.02	$^{34}\text{S}$	4.21

Les isotopes plus lourds, qui sont moins fréquents, sont un bon repère pour détecter les transferts isotopiques. En effet, à cause d'un ou de plusieurs neutrons supplémentaires, les propriétés physico-chimiques de ces isotopes dits lourds sont différentes de celles des isotopes légers. Ces propriétés sont utilisées et constituent un outil très fiable pour mieux comprendre les flux de matières dans les réseaux trophiques (Fry *et al.*, 1978 ; Peterson et Fry, 1987 ; Fry, 2006 ; Copp *et al.*, 2009). La signature isotopique d'une espèce correspond au ratio entre les isotopes rares (les plus lourds) et les plus communs (les plus légers) (Connolly *et al.*, 2004). Les isotopes stables dans les tissus d'un consommateur reflètent son alimentation (Peterson et Fry, 1987) intégrant les proportions relatives des diverses proies sur une longue période et intégrant le processus de fractionnement isotopique qui conduit à un enrichissement du consommateur en isotopes lourds à chaque niveau trophique. Les isotopes stables de l'azote des consommateurs sont enrichis en azote lourd ( $^{15}\text{N}$ ) de 2 à 4 ‰ par niveau trophique (Minagawa et Wada, 1984, Peterson et Fry, 1987), ce qui permet de l'utiliser pour identifier le niveau trophique des consommateurs. Pour ce qui est du carbone, ( $^{13}\text{C}$ ) l'enrichissement est de 1 à 2 ‰, il est utilisé pour identifier les sources d'énergie à partir des producteurs primaires.

La signature du *carbone* d'un consommateur rassemble plus ou moins celle de la source du matériel. Les plantes utilisent différents chemins physiologiques d'assimilation du carbone,  $\text{C}_3$ ,  $\text{C}_4$  ou CAM. La concentration environnementale des isotopes stables peut aussi varier et ainsi influencer le processus d'assimilation, e.g. les plantes aquatiques et terrestres diffèrent dans leur signature isotopique. La plupart des plantes aquatiques fonctionnent sur le chemin  $\text{C}_3$  (enzyme: Rubisco) ; sur la terre, plusieurs plantes utilisent la PEP-carboxylase comme enzyme pour le chemin  $\text{C}_4$  (voire livres de physiologie

végétale pour plus détails sur les mécanismes enzymatiques), fournissant des valeurs isotopiques différentes entre les plantes C<sub>3</sub> et C<sub>4</sub>. Si un animal mange une plante aquatique, il va avoir une signature différente par rapport au même animal qui mange des plantes terrestres. Dans le Rhin, la plante *Fontinalis sp.* a des valeurs très basses de <sup>13</sup>C ca. -42 pour mille, les algues planctoniques entre -32 et -36 pour mille, le détritit des plantes terrestres ca. -29 pour mille (données non-publiées, univ Cologne). Les plantes du mécanisme C<sub>4</sub> ont des valeurs -12 pour mille (moins négative = plus riche en <sup>13</sup>C que tous les autres). La différence entre les valeurs permet l'usage des modèles mixtes pour déterminer le pourcentage des sources de la matière organique.

L'azote se comporte différemment. Une vue simplifiée est qu'un isotope lourd (e.g. <sup>15</sup>N par rapport à <sup>14</sup>N) est un peu plus difficile à mobiliser dans une réaction chimique, c'est pour cela, que dans la plupart des réactions chimiques, <sup>15</sup>N est utilisé moins fréquemment que le <sup>14</sup>N, résultant d'un enrichissement de <sup>15</sup>N dans la chaîne trophique (un peu comme les métaux lourds). Sa valeur augmente de 3,14 pour mille entre un échelon trophique et l'autre. Ainsi, on peut identifier une chaîne trophique avec tous les stades intermédiaires. Un brochet peut avoir des valeurs de 20 pour mille, et un consommateur d'algues, 6 pour mille, mais la signature d'azote augmente aussi avec son environnement. Les déchets humains (= top-prédateur) sont enrichis d'isotopes lourds et les eaux usées peuvent reproduire les effets de la chaîne alimentaire (voir graphique explicatif dans la publication de Dufour<sup>1</sup> sur la base des données de Vanderzanden). C'est pour cela, qu'il faut déterminer les valeurs du fond (background baseline), en utilisant les valeurs isotopiques d'un consommateur primaire, e.g. les moules. La figure 1 permet de comparer les effets isotopiques de C et N dans le transfert d'un niveau trophique à l'autre.



**Figure 1** Comparaison des effets isotopiques dans C et N dans le transfert d'un niveau trophique par l'autre (source : Wantzen Karl M. Introduction to stable isotope ecology. CM, Konstanz, 2005)

## 2.2. Plan d'échantillonnage et expériences

Le plan d'échantillonnage sur le terrain suit deux échelles. Les résultats obtenus sur le terrain seront couplés aux résultats de deux expériences au laboratoire en vue d'une modélisation des réseaux trophiques.

**(A) Terrain échelle longitudinale**, faisant une analyse de l'organisation des organismes le long du cours de la Loire avec 1 échantillonnage sur 11 points dans la Loire, pendant la phase des basses eaux, ainsi qu'au sein et en aval des embouchures des 11 principaux affluents de la Loire. Cette étude cherche à identifier les sources de la pollution diffuse sur la Loire et est aussi indispensable pour créer une base de calcul et une référence pour les futurs travaux, l'*isotopic background* (Vander Zanden and Rasmussen, 1999). La méthode d'échantillonnage consistant

<sup>1</sup> Des explications plus détaillées sur la discrimination des isotopes se trouvent dans les travaux sur la méthode d'analyse isotopique (e.g. le livre de Fry 2006), dans la révision de Dufour <http://www.mnhn.fr/sfi/cybium/numeros/pdf/254pdf/02.dufour.pdf> ou dans un travail général et explicatif sur les isotopes des zones inondables du Pantanal (Wantzen et al 2011).

en des prélèvements de matériel dans la Loire entre tributaires et directement dans les tributaires va aider à interpréter en quelle quantité chaque tributaire apporte de l'azote.

Sur chacun des 33 points, 3 répliquas de 6 groupes d'organismes : (a) bivalves, (b) gastéropodes, (c) seston phytoplanctonique, (d) biofilm présent sur les macrophytes, (e) matière organique particulaire (POM), chironomes (f) ont été recueillis. La densité ( $\text{ind.m}^{-2}$ ) des corbicules a été mesurée.

**(B) Terrain échelle temporelle** avec un échantillonnage dans le chenal principal et dans une annexe de la zone inondable, tous les deux mois, mois à partir d'Avril 2013 jusqu'à Octobre 2013, sur le site de Bréhémont, selon la courbe hydrologique. tous les deux

Sur chacun des 2 points, 5 répliquas de 6 types d'organismes : (a) bivalves, (b) gastéropodes, (c) seston phytoplanctonique, (d) biofilm présent sur les macrophytes, (e) POM, (f) macrophytes, (g) chironomes ont été prélevés. Dans le bras secondaire, ont été ajouté (h) des plantes terrestres et (i) des poissons.

Les mollusques (bivalves et gastéropodes) et les chironomes ont été échantillonnés avec des méthodes standard, soit par filet Surber, soit par drague ou cône de Berthois, dans les eaux plus profondes. Les animaux invertébrés ont été transportés vivant au laboratoire pour permettre une vidange intestinale. Les macrophytes et la végétation terrestre ont été collectés en prenant des individus au hasard dans la station. Les algues avec le seston planctonique ont été obtenues par filtration de 50l d'eau au travers d'un filet à plancton à maille de  $50\mu\text{m}$  (Figure 2). Le biofilm sur macrophytes provient du raclage des feuilles avec un outil spécifique. La matière organique particulaire a été collectée selon le protocole de Wantzen and Rueda-Delgado (2009) par carottages de 5 cm avec des tubes PVC. Les poissons qui ont été recueillis avec un appareil de pêche électrique électroportatif (Martin Pecheur® DREAM ELECTRONIC).

Tout le matériel biologique a été conservé au frais ( $4^{\circ}\text{C}$ ) et rapporté ainsi au laboratoire.



**Figure 2:** Aspects de l'échantillonnage pour le projet SIAL 2013-2014. HG : L'équipe à Bréhémont, Yann Guerez, Nina Richard, Catherine Boisneau, Karl M. Wantzen (étude transversale : lit principal de la Loire), HD : L'équipe à l'Authion Philippe Jugé, Catherine Boisneau, Nina Richard, Timothée Handfus (étude longitudinale : affluents), MG : Catherine Boisneau, pêche électrique Bréhémont (étude transversale : annexe hydraulique de la Loire), MD : Philippe Jugé, échantillonnage des gastéropodes d'un tronc d'arbre (Maine), BG : Yann Guerez, filtration du phytoplancton, Bréhémont, BD : Karl Matthias Wantzen, échantillonnage des chironomidés, Bréhémont. (Photos : Jugé, Richard, Boisneau, Wantzen)

- (C) **Expérience 1 : La capacité des consommateurs primaires à incorporer le carbone (C)** du plancton et du périphyton dans leurs tissus en offrant des sources alimentaires avec des signatures isotopiques différentes (Fellerhoff, 2002), algues et tissus de plantes C4.

Les expériences de la partie expérimentale « enrichissement isotopique au laboratoire » originalement prévu dans le projet, ne pouvaient pas être réalisées, parce que les souches des algues (*Scenedesmus*

sp.) n'ont pas survécu suffisamment longtemps en laboratoire pour faire une comparaison «alimentation avec algues vertes» avec «alimentation avec algues vertes plus base 13C». Cette expérience aurait pu donner des informations sur la vélocité avec laquelle le signal isotopique dans les corbicules peut changer. Il s'agit d'un sous projet de moindre importance et son absence n'aura pas d'influence sur le résultat général.

#### (D) Expérience 2 : L'efficacité de filtration des *Corbicula spp*

Les taux de filtration ont été produits pour alimenter une approche de modélisation simplifiée (Descy *et al.*, 2003).

### 2.3. Secteur d'étude

Le secteur d'étude est la Loire entre Nevers (58) et Nantes (44). Les affluents étudiés sont l'Allier, le Loiret, le Beuvron, le Cher, l'Indre, la Vienne, le Thouet, l'Authion, la Maine, l'Erdre, la Sèvre nantaise (Figure 3, Tableau 2, Annexe 1).

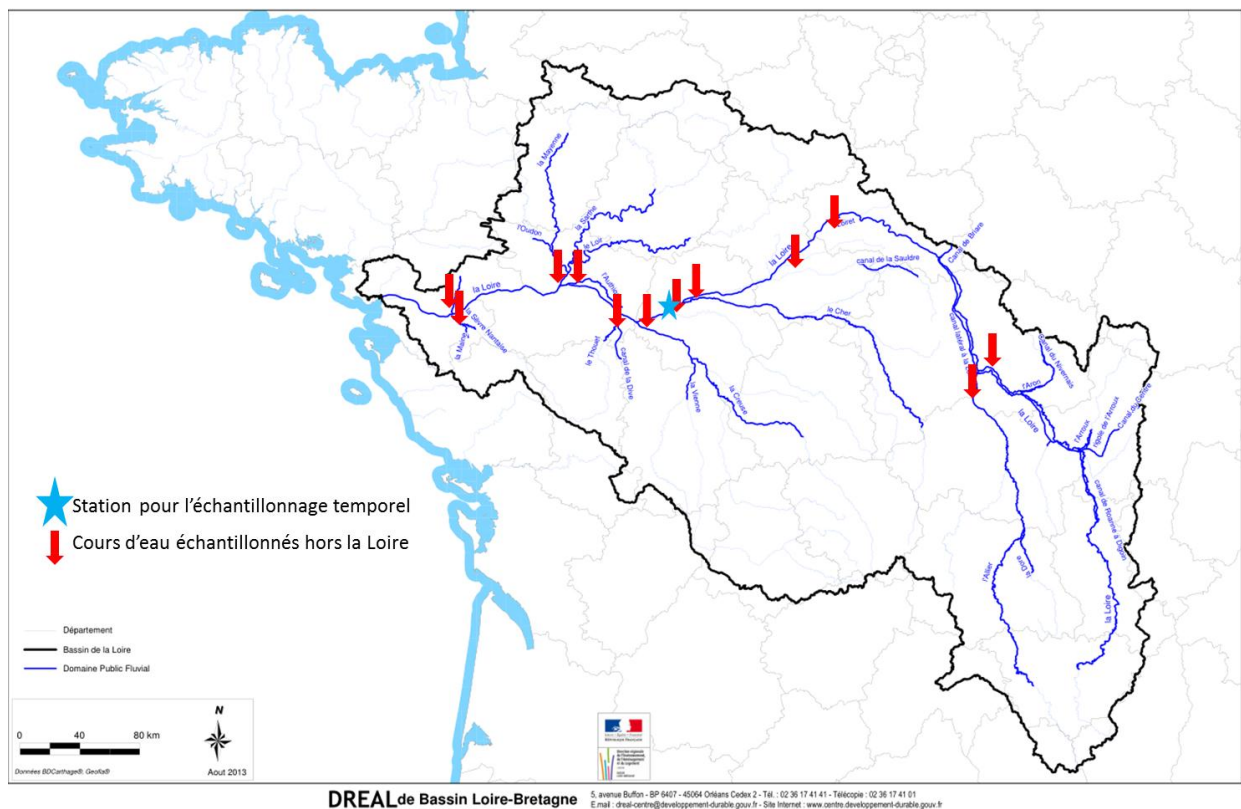


Figure 3 : Carte des sites d'échantillonnage des cours d'eau du bassin de la Loire

Dans le plan original, 33 points d'échantillonnage étaient prévus le long de la Loire de Nevers à Nantes, à l'amont, dans et à l'aval des 11 principaux affluents à la Loire. Cinq stations (14, 16, 19, 25 et 31) originellement prévues ont été éliminées pendant la période d'échantillonnage (1 semaine, Juillet 2013) parce qu'elles étaient trop proches d'autres stations. Cependant, ceci a permis d'échantillonner les chironomes qui n'étaient pas prévus à l'origine.

**Tableau 2 : Localisation des stations d'échantillonnage le long de l'axe Loire**

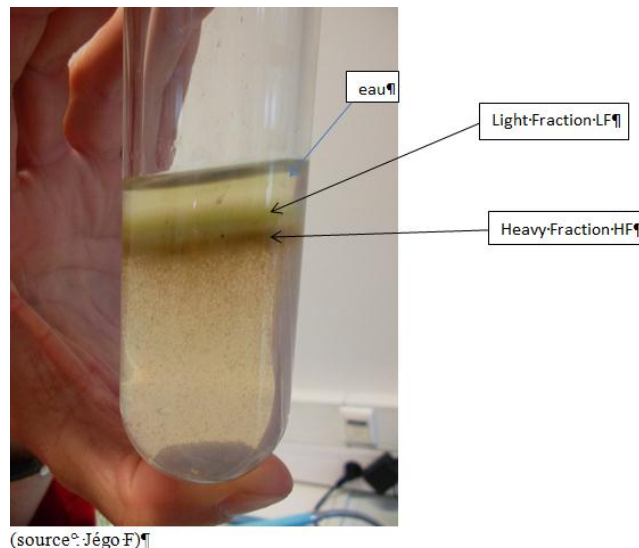
Station	Nom	Position Est	Position Nord	Loire/Affluent
station 1	ALLIER	00656043E	0216711N	Allier (affluent)
station 2	NEVERS	00656047E	0216717N	Loire
station 3	LA CHARITE	00651363E	0242361N	Loire
station 3	LA CHARITE	00656047E	0216717N	Loire
station 4	ST MESMIN	00562135E	0019873N	Loire
station 5	ISLE LOIRET	00560170E	0018160N	Loiret (affluent)
station 6	MEUNG SUR LOIRE	00552522E	0014067N	Loire
station 7	LOIRE GRANGE ROUGE	00519350E	0281304N	Loire
station 8	BEUVRON	00518851E	0277713N	Beuvron (affluent)
station 9	CHAUMONT SUR LOIRE	00512689E	0276155N	Loire
station 10	SAVONNIERES	00464718E	0262657N	Cher(affluent)
station 11	ST ETIENNE DE CHIGNY	00464734E	0265101N	Loire
station 12	BREHEMONT	00450022E	0256983N	Loire
station 13	INDRE HUISMES	00441843E	0251151N	Indre (affluent)
station 15	LOIRE BERTIGNOLLES	00431466E	0249578N	Loire
station 17	VIENNE RASSAY	00431468E	0249577N	Vienne (affluent)
station 18	SAUMUR	00417042E	0254440N	Loire
station 20	THOUET ST HILAIRE ST FLORENT	00414739E	0255901N	Thouet (affluent)
station 21	ST CLEMENT DES LEVEES	00409490E	0262001N	Loire
station 22	LOIRE PONT DE CE	00384044E	0273213N	Loire
station 23	AUTHION PONT DE CE	00383798E	0274031N	Authion (affluent)
station 24	PORT THIBAUT	00378930E	0272688N	Loire
station 26	BOUCHEMAINE	00378027E	0273378N	Maine (affluent)
station 27	POISSONIERE	00371919E	0267843N	Loire
station 28	ILE CLEMENTINE	00312717E	0256276N	Loire
station 29	ERDRE NANTES	00305778E	0255811N	Erdre (affluent)
station 30	HAUTE INDRE	00305782E	0255809N	Loire
station 32	SEVRE REZE	00312595E	0256405N	Sèvre (affluent)
station 33	TRENTEMOUT	00303486E	0251289N	Trentemoult (affluent)

## 2.4. Traitement des échantillons au laboratoire

### Séparation des algues planctoniques du seston planctonique par centrifugation de gradient :

Pour séparer les algues du reste du seston, nous avons adapté la méthode utilisant une centrifugeuse à gel (Hamilton *et al.*, 2005). Les algues sont séparées du reste du seston par la méthode du Ludox TM-50 (SiO<sub>2</sub>, substance à base de Silice colloïdale, dilué à 50% avec de l'eau et d'une densité de 1,40g/L à 25°C. Cette technique consiste à séparer les algues présentes dans l'eau par leur densité puisque le Ludox à une densité plus lourde que l'eau (1,40g/L).

Après 24h de sédimentation au laboratoire, 5 ml du fond d'algues sédimenté est déposé dans un tube en verre d'une capacité de 50ml contenant le Ludox à 80% avec de l'eau déminéralisée. Après centrifugation à 1000 tours/min, pendant 10 min, deux parties distinctes, dissociées selon leurs densités, la partie « légère » (light fraction), colorée en vert, contenant le phytoplancton et la partie « lourde » contenant les matières organique, inorganique et le zooplancton (heavy fraction) sont présentes dans le tube (Figure 4). La partie « légère » est prélevée à l'aide d'une pipette, séchée à 60°C et traitée ensuite comme les autres échantillons pour l'analyse isotopique.



**Figure 4** : Échantillon d'eau de Loire après séparation par la méthode Ludox TM50

### Traitement des échantillons

De retour au laboratoire, les prélèvements sont mis à sécher à l'étuve, à 60°C pendant au moins 24h, jusqu'à ce que la masse soit constante, puis déposés dans des microtubes. Ils subissent alors divers processus permettant de disposer du matériau final, une poudre qui sera déposée dans une capsule d'étain.

**Réduction en poudre** : l'échantillon totalement sec est broyé à l'aide d'un mortier et d'un pilon en porcelaine. La poudre ainsi obtenue est placée dans un nouveau microtube étiqueté avec le label correspondant (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**Figure 5). Cette manipulation a été répétée pour chaque échantillon en prenant bien soin de nettoyer à chaque fois le matériel de broyage (pincette, mortier, pilon) à l'éthanol et à l'eau distillée, ceci dans le but de ne pas contaminer les échantillons entre eux.



**Figure 5** : Echantillon réduit en poudre dans son tube « eppendorf » (Photo : Catherine Boisneau)

**Pesée et préparation des capsules d'étain** : Les masses de tissus animaux nécessaires pour les analyses sont de 1.0 – 1.5 mg de masse sèche tandis que les masses de tissus végétaux et POM sont de 2.0-2.5 mg. La poudre est versée dans une capsule d'étain préalablement pesée. La capsule est ensuite fermée hermétiquement et repesée. Les capsules sont déposées dans une plaque de 96 micropuits en laissant, à intervalles réguliers, un espace pour une capsule test servant au calibrage de l'appareil.

**Analyses des isotopes** : Les échantillons ont été envoyés à l'Université de Konstanz en Allemagne au laboratoire d'écologie isotopique qui a fait les analyses par spectrométrie de masse et spectrométrie infra rouge. Les valeurs de C/N,  $\delta^{15}\text{N}$ ,  $\delta^{13}\text{C}$  ont été fournies. Malheureusement, le laboratoire de Konstanz a souffert d'une série des pannes. Ceci a mené à un retard extrême pour le projet. Les dernières analyses sont arrivées le 10 Octobre 2015, juste avant la finalisation de ce rapport. La défaillance de l'appareil a conduit à produire des résultats considérés comme douteux par le laboratoire. Ceux-ci ont été écartés des analyses (**Tableau 3**).

Tableau 3 : Nombres d'échantillons prélevés et utilisables pour l'analyse des isotopes stables pour les deux dimensions d'échantillonnage

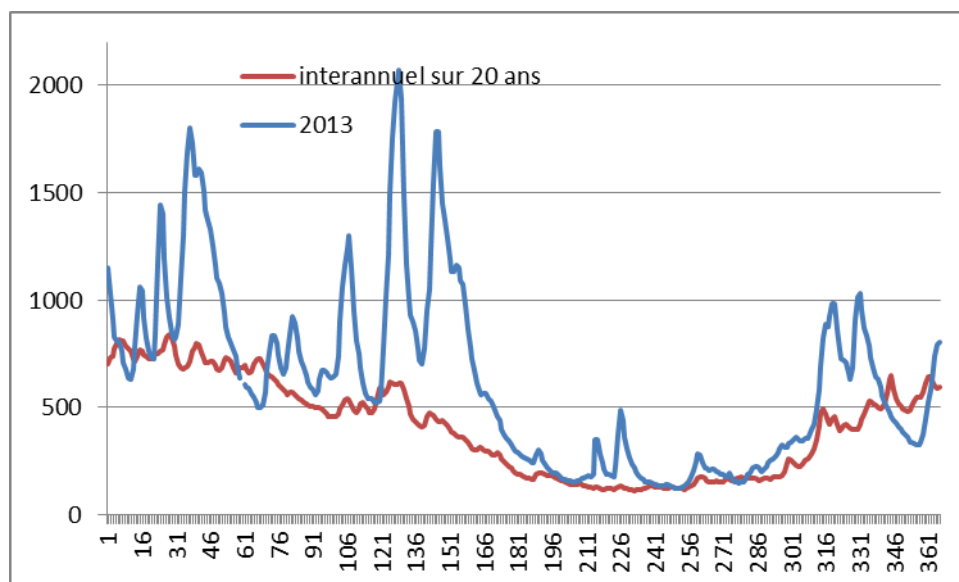
	Echantillons prévus	Echantillons envoyés au laboratoire	Echantillons utilisables pour analyse des résultats
Dimension temporelle/transversale	490	435	302
Dimension longitudinale	495	436	328
Total	985	871	630

Le différentiel entre le nombre d'échantillons prévus et le nombre d'échantillons envoyés au laboratoire s'explique 1) par de très faibles concentrations en phytoplancton, sur certains sites ou à certaines périodes de l'année. Ceci a conduit à regrouper les répliquats pour atteindre la masse critique d'analyse ; 2) dans l'étude temporelle du site de Bréhémont (B), l'échantillonnage de Décembre 2013 a été fait mais les conditions environnementales n'avaient pas permis de collecter tous les types d'organismes ; 3) pour l'échantillonnage temporel (B), les corbicules étaient très petites et rares dans la Loire et absentes dans l'annexe hydraulique, ce qui n'a pas permis de constituer des échantillons de ce type d'organismes. En effet, l'hiver exceptionnellement fort en 2012/2013 avait considérablement réduit les populations des corbicules. Pendant les échantillonnages pour le projet « Infosed » en été 2012, des grandes quantités des corbicules et des grandes tailles moyennes avaient été observées (Philippe Jugé, comm. pers.). Dans le lit principal de la Loire, nous n'avons trouvé que des petits animaux (3-12 mm taille), d'un âge estimatif de 6-10 mois. Ce phénomène a réduit le nombre d'échantillons et la diversité isotopique, vu que les individus avaient plus ou moins le même âge. Cependant, dans les tributaires de la Loire, surtout dans la Maine, nous avons rencontré des grands individus qui avaient survécu à la froideur de l'hiver 2012/2013.

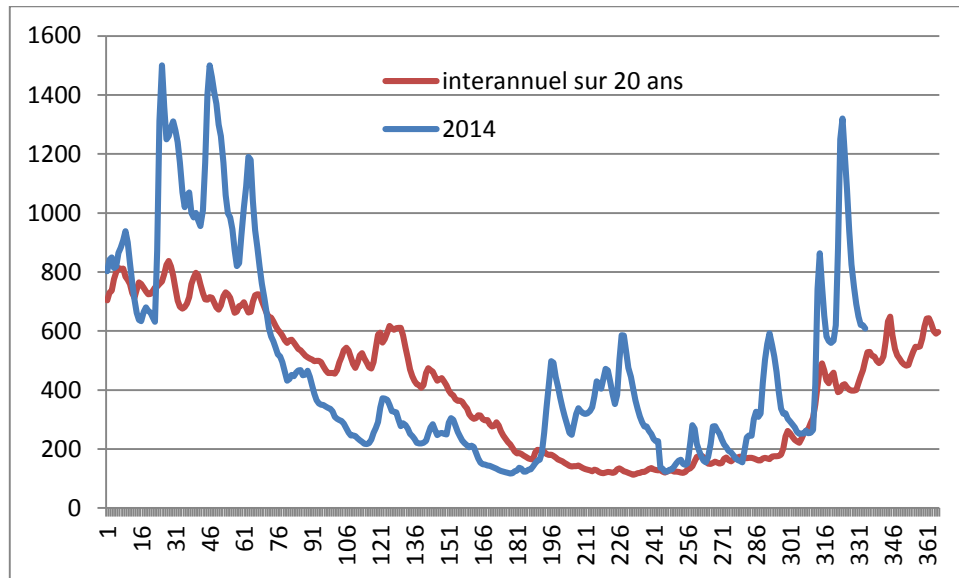
### 3. Résultats et discussions

#### 3.1. Hydrologie

L'année 2013 se caractérise par une hydrologie forte du 1 janvier à la mi-juin avec de fortes variations de débits et des épisodes de hautes eaux dépassant la fréquence quinquennale. La période estivale présente des débits moyens proches de ceux de l'interannuel (1994-2013, 20 ans) avec deux petits événements hydrologiques durant l'été. La fin de l'année civile se termine par une phase de hautes eaux entre le 6 novembre et le 6 décembre. L'année 2014 se caractérise par deux grandes phases de hautes eaux en hiver et au printemps suivie d'une période de basses eaux fin mai. Sur cette période, les valeurs observées ont été proches de celles de 2013 et inférieures aux valeurs moyennes sur 57 ans (1957-2013). La période estivale présente des débits largement au-dessus de la moyenne, de début juillet à début septembre. Les valeurs d'étiage sont atteintes vers le 10 septembre mais présentent des fluctuations au-dessus de la moyenne interannuelle tandis que l'automne voit une succession de pics de débit (Figure 7: **Débit de la Loire à Langeais en 2014 et débit moyen interannuel (1995-2014)** (source banque Hydro, station de Langeais)Erreur ! Source du renvoi introuvable.).



**Figure 6:** Débit de la Loire à Langeais en 2013 et débit moyen interannuel (1994-2013) (source banque Hydro, station de Langeais)



**Figure 7:** Débit de la Loire à Langeais en 2014 et débit moyen interannuel (1995-2014) (source banque Hydro, station de Langeais)

### 3.2. Echantillonnage des corbicules et résultats des mesures de densité

L'objectif était ici de trouver une méthode d'échantillonnage rapide des corbicules d'une taille supérieure à 5 mm pour répondre aux exigences pondérales des analyses isotopiques. Une « écumoire chinois » de 25 cm de diamètre avec une distance entre les fils de 0,5 cm a été utilisée. Ce dispositif permet de prélever des sédiments d'une taille moyenne très rapidement. Il pénètre jusqu'à une profondeur de 5 cm, ce qui correspond à la zone d'habitat préférée des corbicules. Les sédiments les plus fins s'écoulent et il est possible de compter les animaux dans les graviers qui restent dans l'écumoire (Figure 8). La méthode s'est montrée applicable même pour des petits individus de 3-4mm qui « collent » aux sédiments avec des sécrétions (pseudo byssus), mais dans cette gamme de taille les animaux ne sont plus capturés quantitativement.



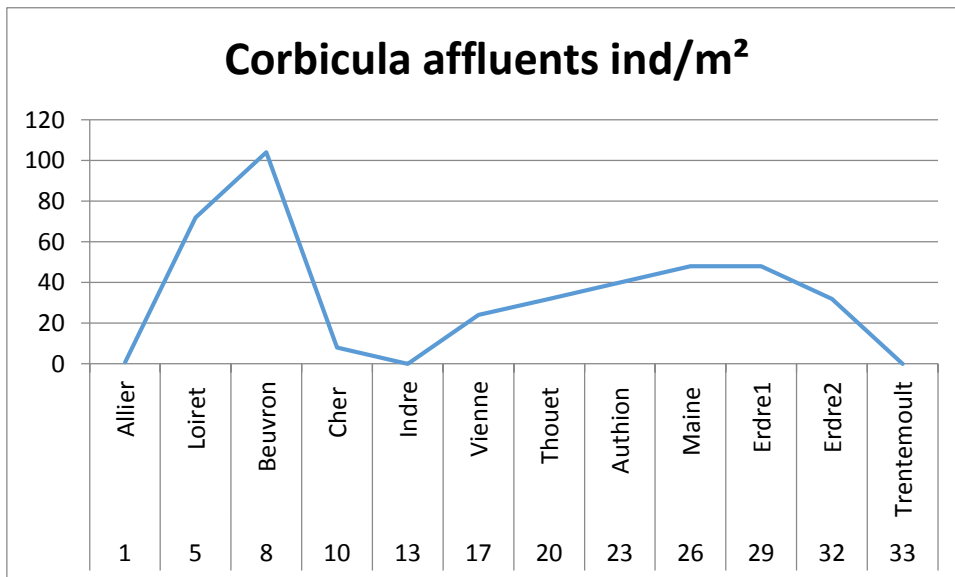
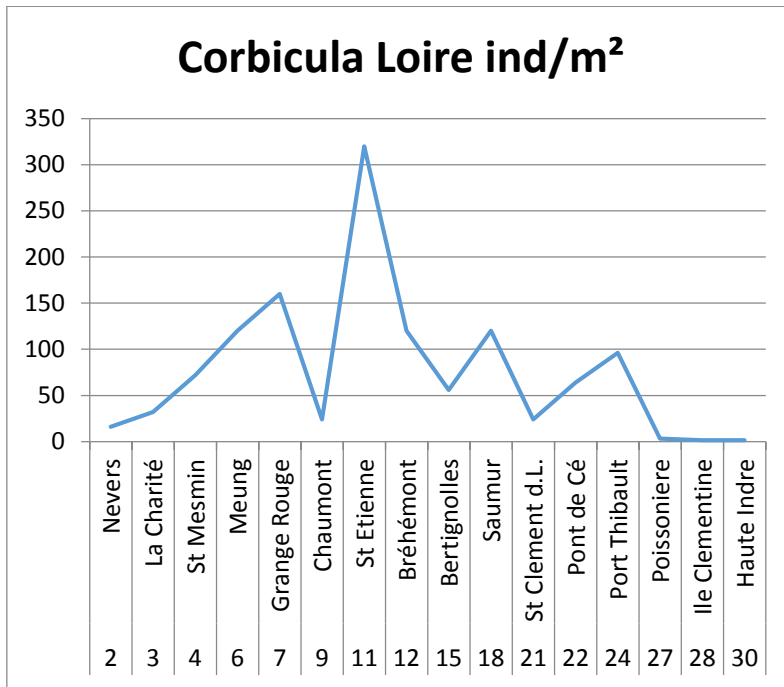
**Figure 8:** Ecumoire utilisé pour l'échantillonnage rapide et efficace des corbicules. (Photo : Wantzen)

Pour tester cet outil, nous avons fait un test dans des carrés de 1 x 1 m, d'abord utilisant l'écumoire et ensuite échantillonnant le même carré en utilisant un filet benthos de 500 µm (Ile de la Métairie, La ville aux Dames, France, 28.8.2013) jusqu'à épuisement du nombre d'individus. L'échantillonnage avec l'écumoire a consisté à passer ladite écumoire sur une longueur de 30cm, sur une épaisseur de 5 cm, soit une surface de 20 x 30 = 600 cm<sup>2</sup>, soit 1/16 m<sup>2</sup>, l'écumoire ayant une largeur de 20cm au niveau d'enfoncement. Cette procédure, répétée 5 fois, a fourni un facteur de correction entre les résultats de l'écumoire et la densité réelle, 1,38, (Tableau 4), et elle a fournie des densités exactes pour cette date (moyenne 102 ind/m<sup>2</sup>, valeurs minimales-maximales 77-107 individus/m<sup>2</sup>) dans les habitats adéquates (substrat sableux à graveleux, sans mouvement actuel des sédiments, indiqué par présences des algues benthiques (diatomées).

**Tableau 4 : Résultats du test de l'outil « écumoire » pour échantillonner les corbicules.**

Carré	1	2	3	4	5
N / écumoire	50	89	78	93	64
Ntot	77	119	107	117	89
Ntot/N	1,54	1,34	1,37	1,26	1,39

Pendant l'étude **A « longitudinale »** nous avons trouvé des densités des corbicules entre zéro et 320 ind/m<sup>2</sup> dans la Loire et entre zéro et 104 ind/m<sup>2</sup> dans ses affluents (Figure 9). Dans la Loire, les individus étaient de petite taille (moyenne 5-8mm). Par ailleurs, sur quelques individus, de très fortes marques d'interruption de la croissance (Phil. Jugé, obs. pers.), ont été observées (Figure 10). Par ailleurs, des grandes quantités des très petits exemplaires, e.g. à La Possonnière, montrant une forte récupération des habitats après les grandes pertes de l'hiver 2012/2013, ont été observés. Dans les affluents, les plus fortes densités sont localisées dans le Loiret et le Beuvron tandis que les valeurs minimales sont dans l'Indre et le Cher. Néanmoins, des reliquats de nombreuses corbicules de très grande taille, morts par sécheresse ou chaleur ont été notés sur le Cher (Figure 10).



**Figure 9** : Densité des corbicules (ind/m<sup>2</sup>) dans la Loire et ses affluents étudiés. Direction amont-aval. Les distances entre les sites ne sont pas à l'échelle.



**Figure 10:** Espèces envahisseurs trouvés pendant l'étude longitudinale. HG : Corbicules de la Loire aval de Luynes montrant des marques d'interruption de la croissance, HD *Dreissena polymorpha*, trouvée dans le Cher à Savonnières. BG : Une des très nombreuses écrevisses rouges de Louisiane (*Procambarus clarkii*), trouvée dans l'Authion, BD : Coquilles des corbicules dans l'Authion mortes par sécheresse (Photo : Karl M. Wantzen).

### Remarques complémentaires :

D'autres espèces exotiques ont également été trouvées comme des *Dreissena* dans la Maine, en grande quantité, et dans le Cher (Figure 10) et, dans l'Authion, un tributaire hyper-pollué de la Loire, des écrevisses rouges de Louisiane (*Procambarus clarkii*).

### 3.3. Résultats isotopiques de l'échantillonnage longitudinal

Du aux problèmes multiples et au retard des analyses isotopiques, une partie des données n'était pas exploitable pour l'analyse des données. Le spectromètre de masses de l'université de Konstanz entraînait en panne au moment où les échantillons des chironomidés étaient analysés, donc une petite partie seulement des résultats est utilisable. Suite aux pannes à Konstanz, les derniers échantillons ont été renvoyés à 2 instituts, le Leibniz-Institut pour recherche océanographique (IOW) et l'université d'Erlangen. Dans cette dernière, due à une erreur dans la calibration, les valeurs totales de carbone et de l'azote des corbicules étaient hors de la gamme de mesure, (pas d'établissement des valeurs C/N), mais les valeurs isotopiques (important pour tester les hypothèses ici) ont été produites. Pour les publications envisagés, on va répéter les analyses perdues pour les corbicules, par contre, la biomasse des chironomidés était trop faible pour faire des répétitions, ces valeurs sont perdues.

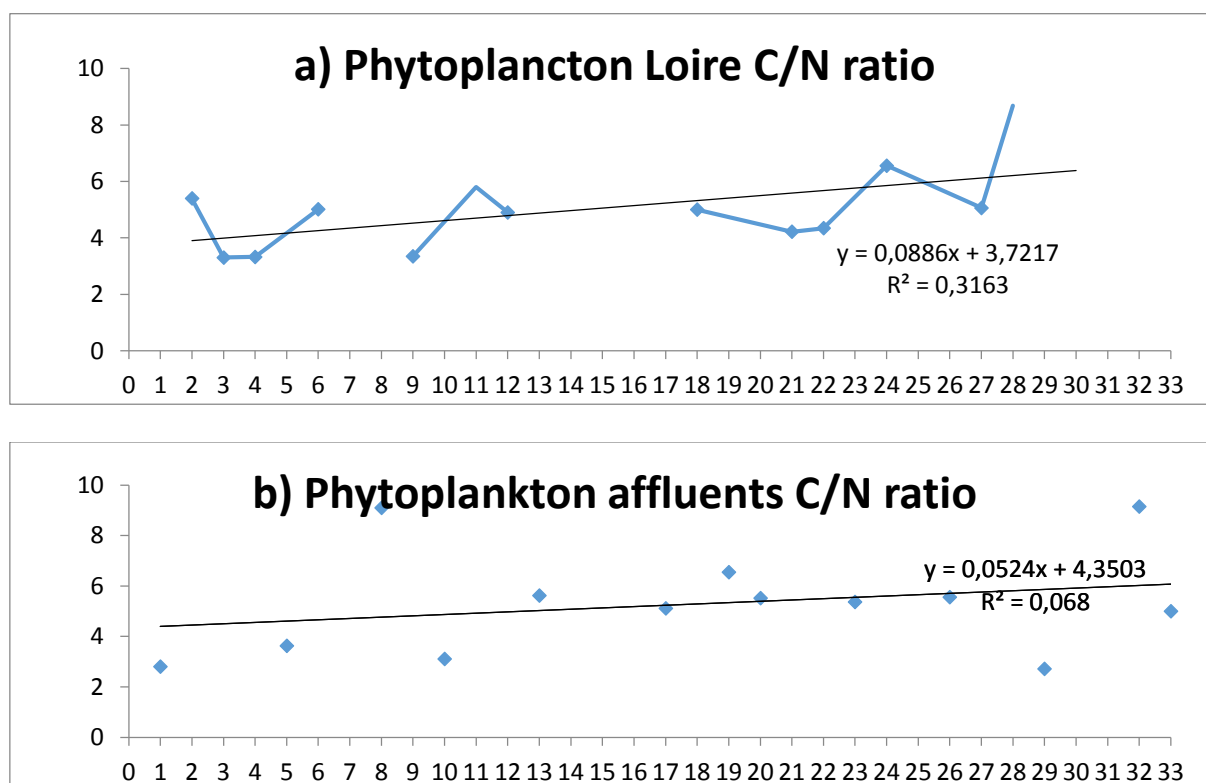
Les analyses suivantes pour l'échantillonnage longitudinal (étude A) sont fait dans la logique de (a) identifier des éventuelles tendances au long du fleuve, (b) comparer l'axe principal avec les affluents

pour trouver d'éventuelles influences des affluents sur la Loire. Ensuite, nous voulons savoir s'il y a des différences entre les réseaux trophiques dans le lit principal et les affluents.

### 3.3.1. Développement longitudinal du phytoplancton

#### C/N ratio (ratio carbone/azote)

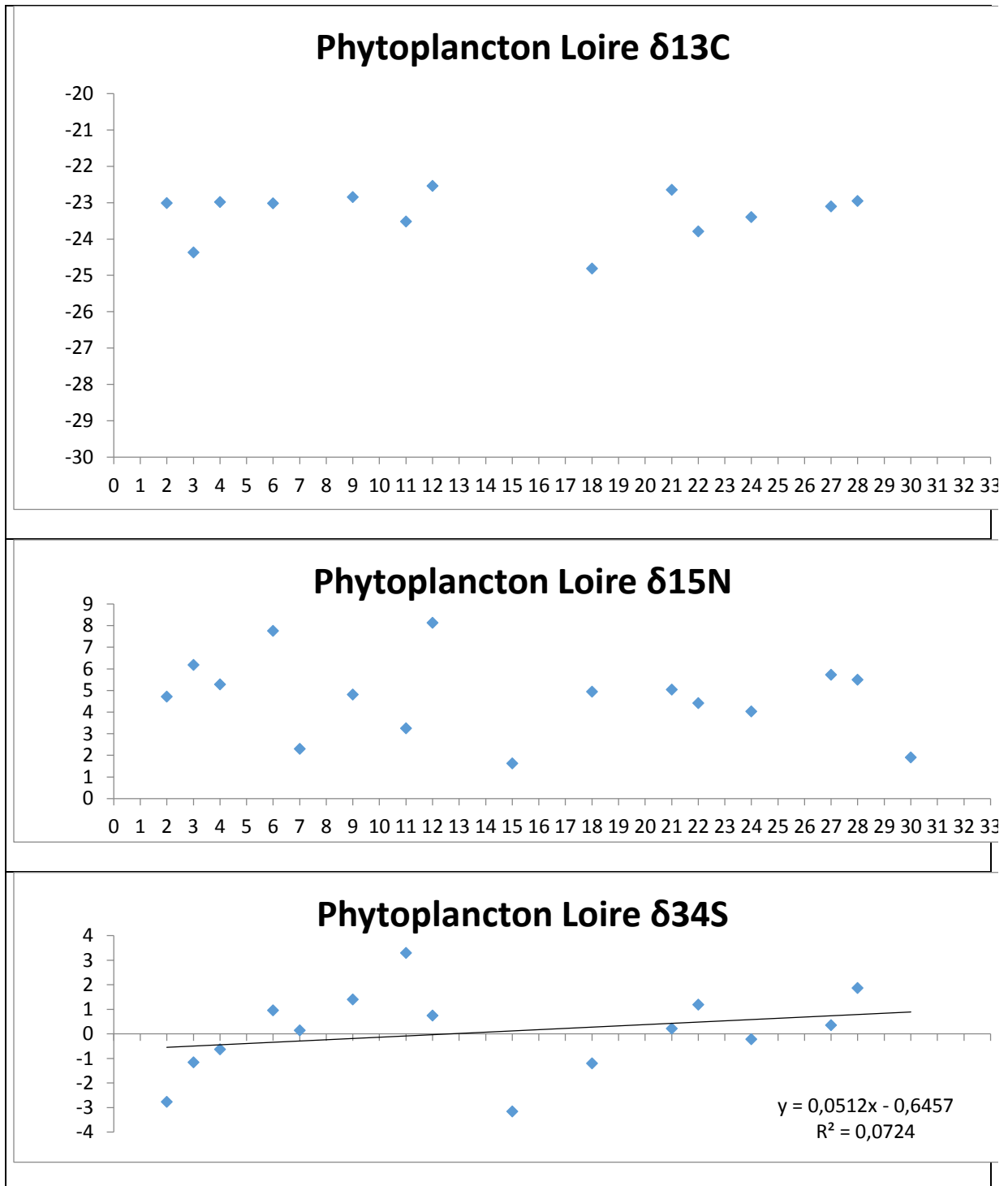
La relation entre les pourcentages de carbone et nitrogène (C/N ratio) est un indicateur pour les conditions de vie du plancton. Des valeurs très élevées indiquent une croissance très active et en même temps une mauvaise alimentation en nitrogène, et vice versa. Dans le Danube, Hein *et al.* (2003) ont trouvé des valeurs de 6,6 dans les annexes hydrauliques et 8,4 dans le lit mineur. Pour le lit principal de la Loire, on a attendu une décroissance de la C/N ratio du a une augmentation des charges en azote, soit une plus grande disponibilité de l'azote pour les algues (voir travaux de Minaudo *et al.*, 2015). Au contraire de cette hypothèse, les valeurs du C/N ont augmenté le long du fleuve (Figure 11 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Les tributaires Cher (station 10) et Erdre (station 29) ont montré les valeurs les plus hautes, pendant que le Beuvron (station 8) et la Sevre (station 32) ont montré les valeurs les plus basses. La même tendance a été observée pour les tributaires. Ces tendances ne sont pas significatives (valeurs R<sup>2</sup> très basses), et les valeurs doivent être interprétées avec précaution, vu que cette analyse ne pouvait pas être faite pour toutes les stations, et que l'échantillonnage a été fait pendant une seule semaine en été, en plein soleil (voir températures dans les descriptifs des sites). On peut supposer une forte production primaire qui peut mener à une moindre disponibilité de l'azote pour les algues. De futures études à long terme, incluant la variation jour-nuit permettraient de clarifier ce phénomène.



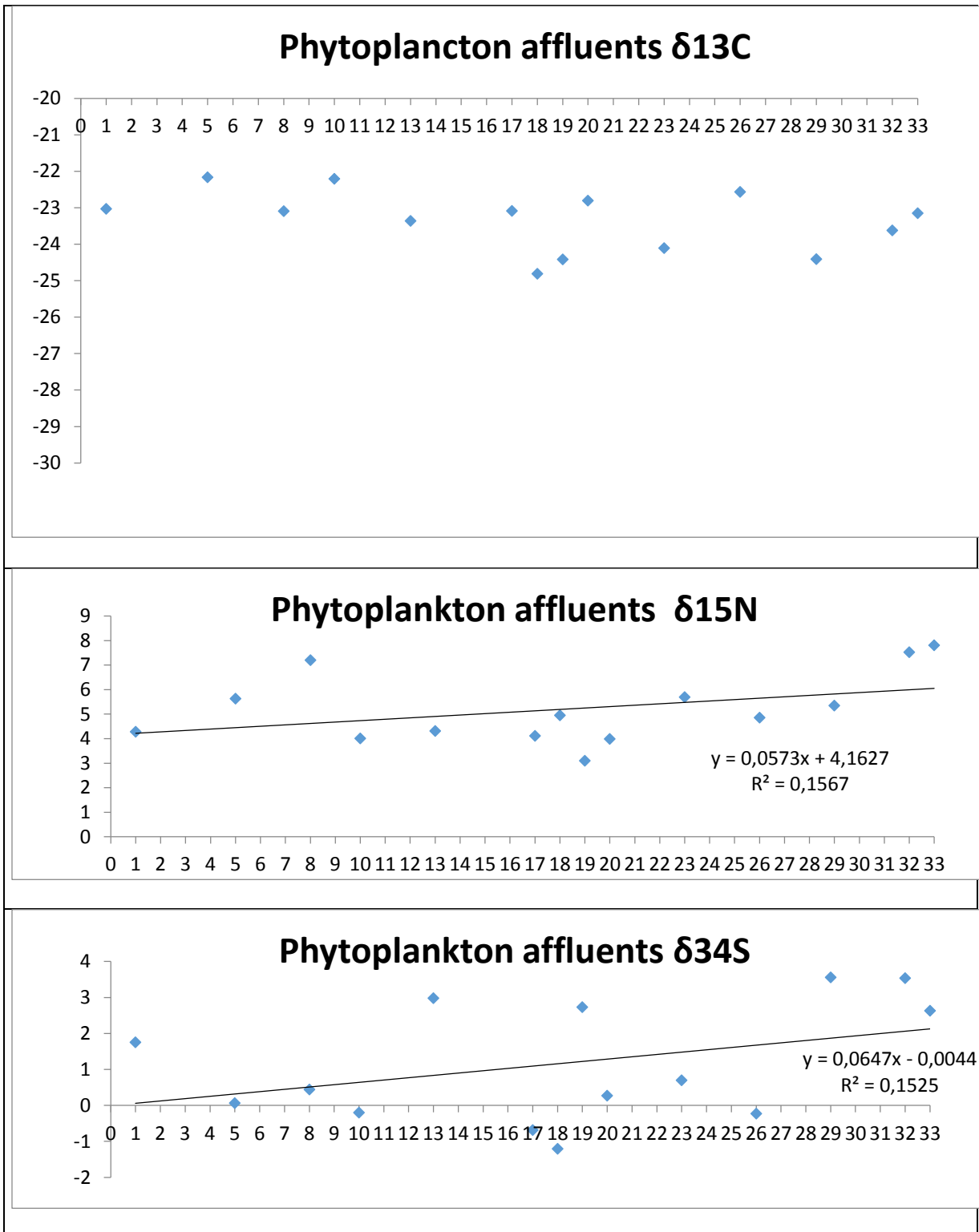
**Figure 11** : C/N ratio du phytoplancton (a) de la Loire amont – aval, (b) des tributaires. Voir tableau 2 pour les intitulés des sites d'échantillonnage.

### **Isotopes stables de C, N et S dans le phytoplancton de la Loire**

Les signatures isotopiques pour le Carbone (Figure 12, Figure 13) varient entre -22 et -25 ‰, indicatrices d'une production fluviale du plancton. Dans la première analyse (toutes données confondues), aucune tendance n'est visible selon un axe amont-aval. Plus le carbone est réutilisé, plus les valeurs sont négatives, elles peuvent même atteindre -36 ‰ (Wantzen et al. 2001) voire même -70 ‰ dans le cas où le phytoplancton inclut des bactériens méthanotrophes (Fry 2006). Pour l'azote, on attend une augmentation des valeurs le long du fleuve, due à une augmentation des eaux usées (Fry and Allen, 2003). Comme pour le C/N Ratio, l'hypothèse initiale d'un enrichissement le long du cours d'eau ne peut pas être confirmée. Pour le soufre, une augmentation des valeurs est attendue à proximité de la mer, cependant cette tendance n'est pas statistiquement significative.



**Figure 12** : Isotopes stables du carbone, azote et soufre du phytoplancton de la Loire amont – aval. Voir Tabl. 3 pour les intitulés des sites d'échantillonnage.



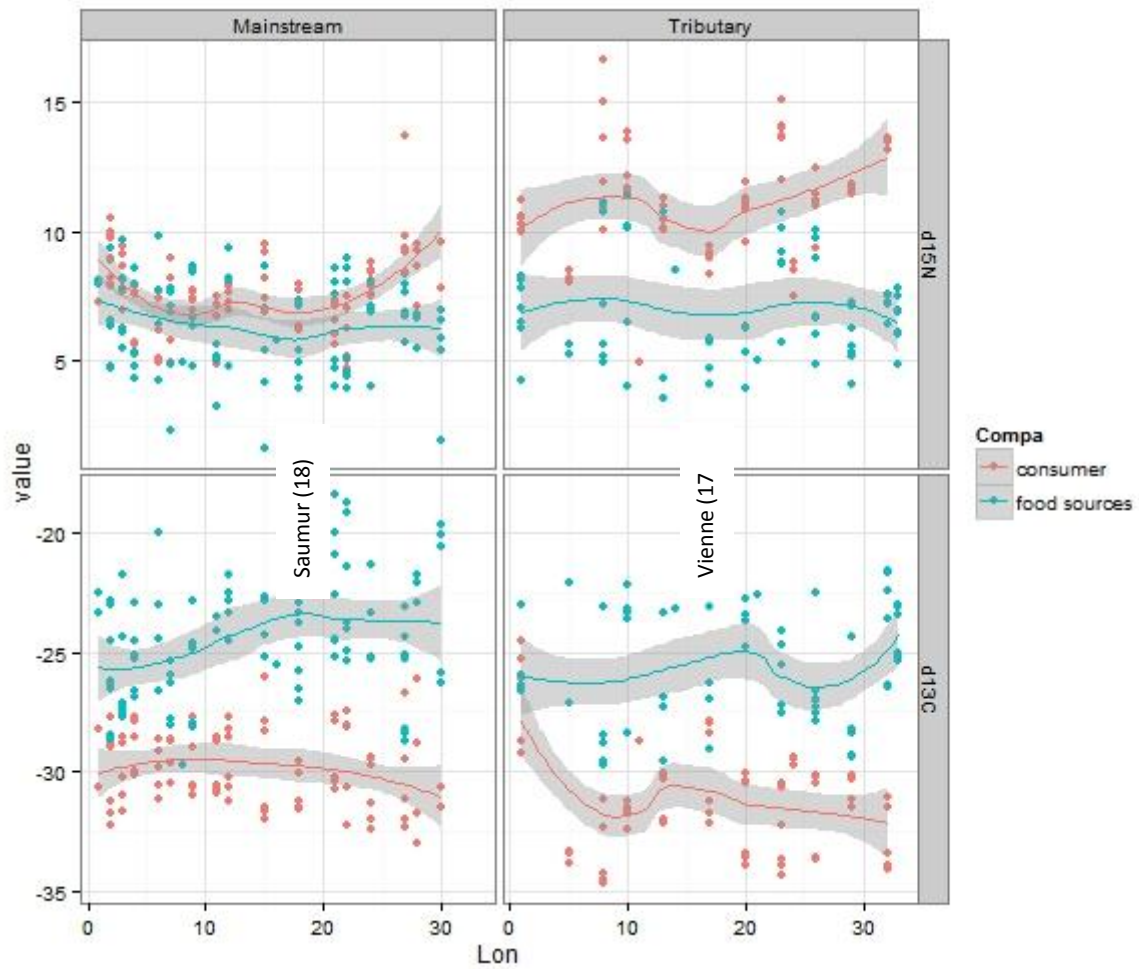
**Figure 13** : Isotopes stables du carbone, azote et soufre du phytoplancton des affluents de la Loire amont – aval. Voir Tabl. 2 pour les intitulés des sites d'échantillonnage.

### 3.3.2. Isotopes stables de C des sources alimentaires et des consommateurs primaires le long de la Loire et ses affluents

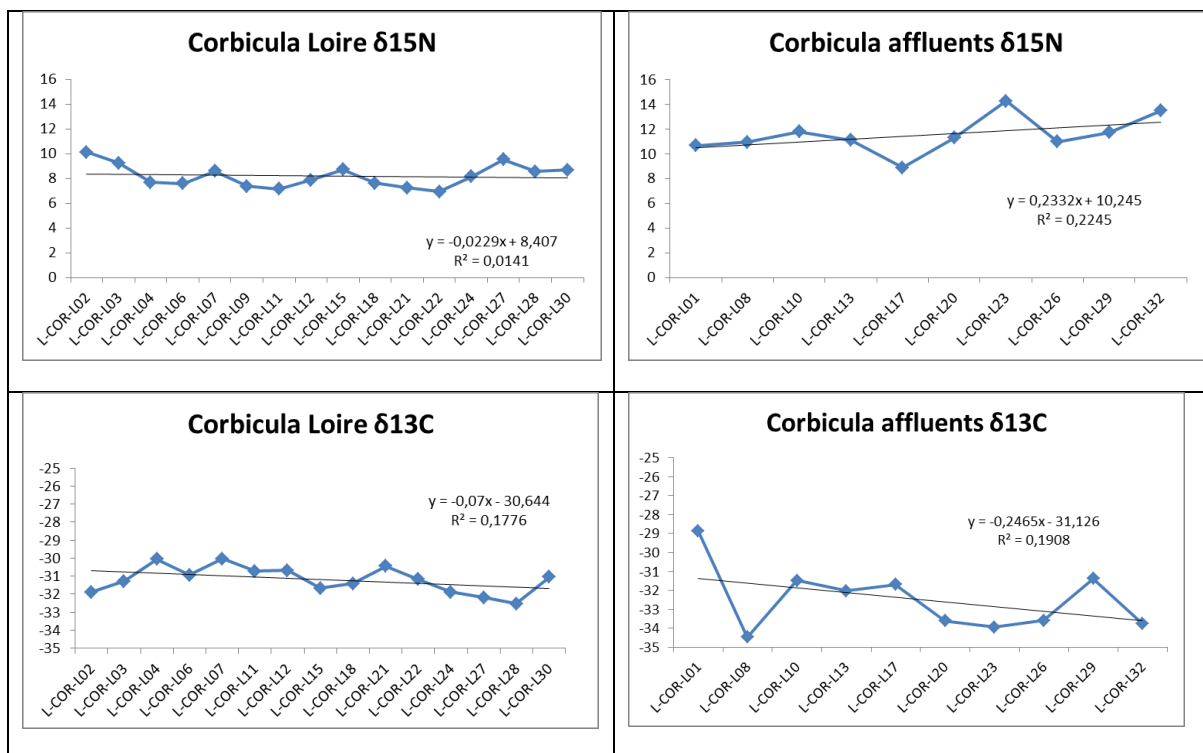
La Figure 14 montre une synthèse des données des isotopes stables du carbone (en bas) et azote (en haut) des sources alimentaires (« food sources », phytoplancton, matière organique particulière, Biofilm) et des consommateurs (« consumers », gastéropodes, corbicules) du lit principal (main stream) et des affluents (tributary) de la Loire dans le sens amont – aval. Si on regarde les tendances pour le  $\delta^{13}\text{C}$  (Figure 14), on observe une augmentation des valeurs dans les *sources alimentaires* dans la direction amont (valeurs moyennes -26 ‰) - aval (valeurs moyennes -24 ‰). Cette augmentation est assez régulière (développement des moyennes assez linéaire) du Bec d'Allier jusqu'à Saumur, où les valeurs restent presque stables jusqu'à la zone d'influence maritime. Les déviations standard s'élargissent dans la zone d'influence maritime. Si on regarde les stations une par une, deux tendances contrariées peuvent être notées : des basses valeurs isotopiques de carbone des sources alimentaires dans la Loire à Saumur (station 18) et dans la Vienne (station 17), surtout dans la matière organique particulière (ca. -27 ‰), et des hautes valeurs très élevées (ca. - 18,8 ‰) juste en aval dans la Loire (Pont de Cé, point 22) dans le biofilm. Une possible explication de ce phénomène serait le fait que la Vienne apporte beaucoup d'acides humiques provenant du Plateau des Millevaches (tourbières, vieux carbone souvent réutilisé et/ou réfractaire) et que plus en aval on trouve des plantes au mécanisme de fixation du carbone C4 (graminées du genre *Paspalum*) dans de larges zones des berges qui pourraient apporter un signal isotopique jusqu'à - 12 ‰ (Wantzen et al. 2001).

Par contre, les consommateurs du lit principal (Figure 14), ne suivent pas cette tendance des sources alimentaires en ce qui concerne les signatures isotopiques du carbone. Les valeurs restent presque stables autour d'une moyenne de -30 ‰, légèrement au-dessus de cette valeur dans les stations amont de Saumur et légèrement en dessous de la moyenne en aval de ce point. Pour des futures études isotopiques, une ligne basale pour le carbone a pu être identifiée. Le résultat surprenant de cette étude est la grande différence isotopique entre les consommateurs et leurs sources alimentaires supposées de presque 5 pour mille  $\delta^{13}\text{C}$ . La fraction légère du phytoplancton (Figure 12), ne correspond pas isotopiquement avec celle des corbicules (Figure 15). Ce résultat indique que les corbicules ne s'alimentent pas exclusivement du phytoplancton vivant. Comme cette espèce est capable de filtrer des particules suspendues dans l'eau, mais également de s'alimenter par des particules benthiques qu'elle peut transporter par le pied qui est couvert d'un tissu muqueux (« pedal feeding » ; Vaughn and Hakenkamp, 2001).

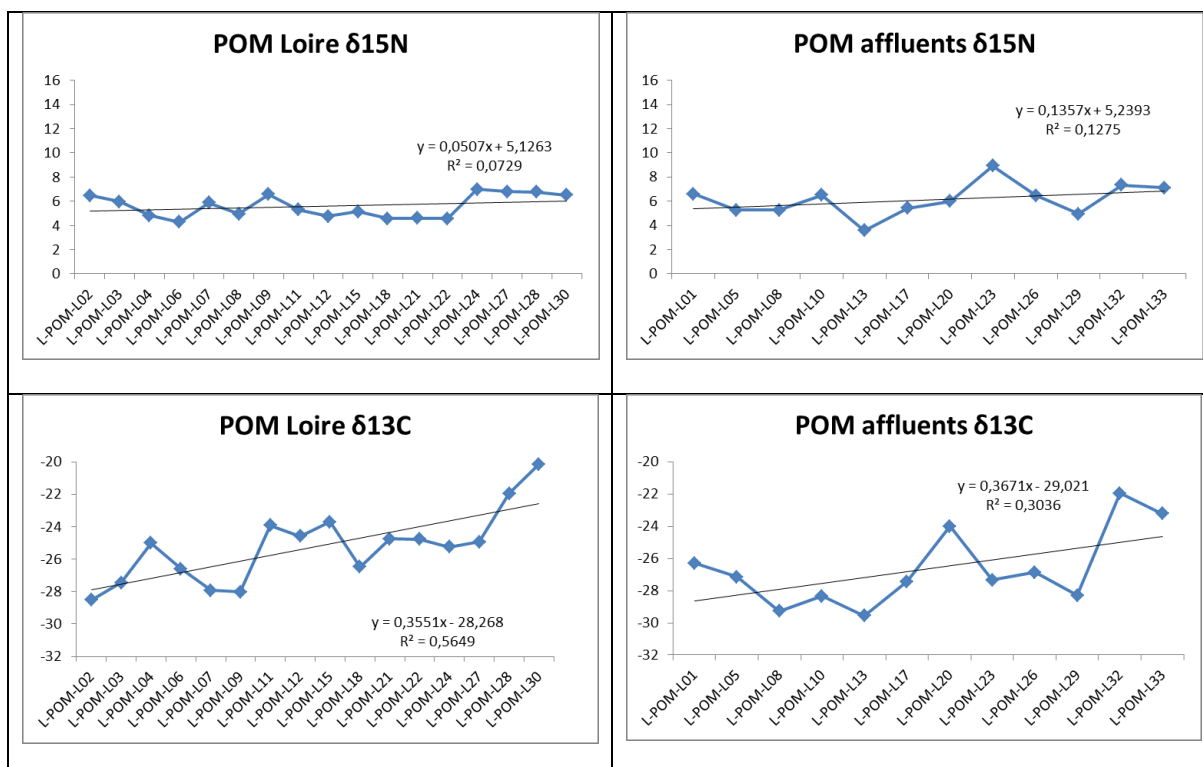
Les valeurs isotopiques de la matière organique particulière (POM, Figure 16), présentent des valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  plus proches des corbicules, mais les tendances isotopiques longitudinales diffèrent : pendant que les corbicules restent plus ou moins stables, les valeurs de POM augmentent. La modélisation des réseaux trophiques (en cours) va aider à répondre aux questions des sources alimentaires des corbicules plus précisément. Une possible explication serait que la contribution du carbone provenant des annexes hydrauliques augmente le long de la Loire, surtout en aval de la Station 18, Saumur.



**Figure 14:** Isotopes stables du carbone (en bas) et de l'azote (en haut) des sources alimentaires (« food sources », phytoplancton, matière organique particulaire, Biofilm, en vert) et des consommateurs primaires (« consumers », gastéropodes, corbicules, en rouge) du lit principal (mainstream) et des affluents (tributary) de la Loire de l'amont vers l'aval. Voir Tabl. 2 pour les intitulés des sites d'échantillonnage. Les moyennes modélisées sont indiqués par des lignes, les déviations-standard sont en gris autour des moyennes.



**Figure 15** : Valeurs moyennes (n= 1-3) des isotopes stables du carbone (en bas) et de l’azote (en haut) des corbicules dans le lit principal (à gauche) et des affluents (à droite) de la Loire dans le sens amont – aval. Voir Tabl. 2 pour les intitulés des sites d’échantillonnage.



**Figure 16** : Valeurs moyennes (n= 1-3) des isotopes stables du carbone (en bas) et azote (en haut) de la matière organique particulaire (POM) dans le lit principal (à gauche) et des affluents (à droite) de la Loire dans le sens amont – aval. Voir Tabl. 2 pour les intitulés des sites d’échantillonnage.

### 3.3.3. Isotopes stables de N des sources alimentaires et des consommateurs primaires le long de la Loire et ses affluents

La courbe de la signature isotopique de l'azote  $\delta^{15}\text{N}$  dans les sites le long de la Loire montre une décroissance dans les 10 premiers sites, des valeurs assez stables entre les sites 10 et 20, et une croissance entre les sites 20 et 30 (Figure 14) pendant que dans les tributaires la tendance est croissante presque tout le long du fleuve. Le Cher (site 10) et l'Authion (site 23) présentent des valeurs des consommateurs très élevés. Vu la courte phase de vie des invertébrés étudiés (1-3 ans) et le fait qu'ils sont consommateurs primaires, les valeurs isotopiques présentent des valeurs assez élevées dues à l'ingestion d'une alimentation déjà très élevée en isotopes lourds d'azote, provenant d'une pollution anthropogénique (Fry and Allen, 2003). Les organismes d'une plus grande longévité comme les poissons peuvent accumuler les isotopes lourds et ainsi avoir des niveaux trophiques très élevés (Vander Zanden et al., 1997), ceci n'est pas le cas pour les invertébrés étudiés. Dans la littérature, les valeurs élevées pour *Corbicula fluminea* sont autour de 11 ‰  $\delta^{15}\text{N}$  (Atkinson et al., 2010). Les valeurs très élevées dans le Cher et les tributaires entre les sites 20 et 33, de plus de 12 ‰ ne sont explicables qu'avec une forte pollution des eaux. L'Authion, avec des valeurs jusqu'à 15 ‰  $\delta^{15}\text{N}$  montre des forts signaux de pollution anthropogénique.

L'impact des affluents sur les signatures dans le lit principal de la Loire ne dépend pas seulement de la force du signal (= différence isotopique entre les signatures du lit principal et des affluents), mais aussi du débit du tributaire (où de la somme des tributaires) par rapport de celui du fleuve. Les valeurs isotopique de l'azote  $\delta^{15}\text{N}$  dans les consommateurs de la Loire augmentent visiblement après la confluence du Cher et semble diminuer après la confluence de la Vienne (Figure 14), et les valeurs montent en parallèle dans le fleuve et ses affluents en aval de la station 20.

## 3.4. Résultats de la comparaison lit mineur - annexe hydraulique selon une dimension temporelle

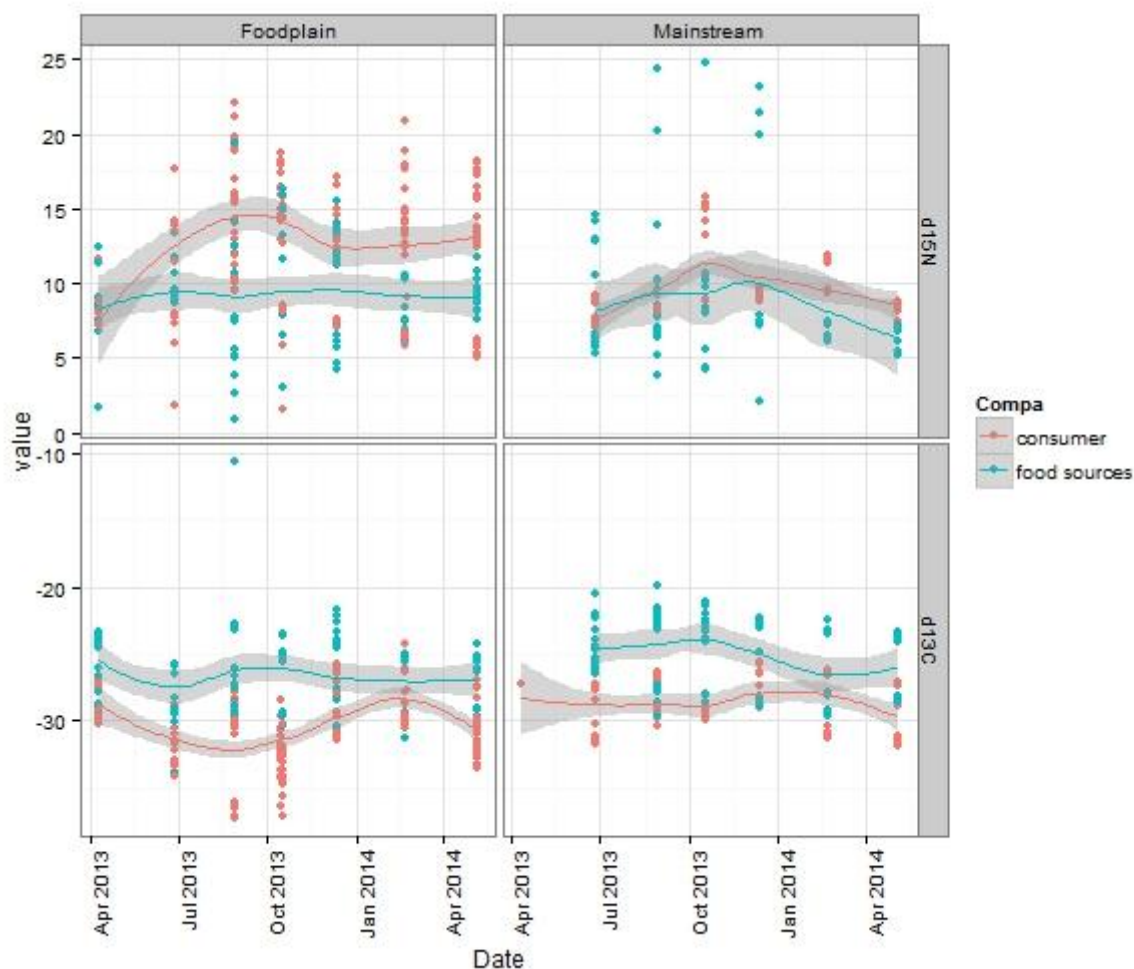
### 3.4.1. Isotopes stables de C des sources alimentaires et des consommateurs

Très peu de fleuves en Europe disposent encore de zones inondables. Dans le cas du Rhin, ca 80 % sont déjà totalement transformés ou dans un état très modifiés (Uehlinger *et al.*, 2008). Dans ce contexte, notre intention était de vérifier si dans la Loire, un fleuve encore assez naturel, les zones inondables fonctionnent d'une manière semblable à celles connues dans les zones tropicales, soit des zones d'une haute productivité qui peuvent alimenter une grande partie des réseaux trophiques des fleuves. Pour examiner cela, il est important de comparer les valeurs isotopiques des sources et des consommateurs dans le lit mineur et dans les annexes hydrauliques. Dans les annexes hydrauliques isolées on attend des valeurs plus basses (plus négatifs) des isotopes de carbone pour le phytoplancton (Hein *et al.*, 2003).

Dans notre étude comparant une annexe avec un site de référence dans la Loire à Bréhémont (station 12) on a trouvé des *valeurs isotopiques du carbone* des consommateurs (gastéropodes et chironomes pour cause d'absence de corbicules pour les raisons expliquées précédemment) inférieures à celles des sources (Figure 17) comme dans l'étude longitudinale. Ce phénomène, même inattendu, n'est

apparemment pas très rare dans des masses d'eau en Europe (E. Yohannes, Univ Konstanz, pers. comm.) et les données de notre étude de la Loire vont aider à l'étudier en détail. Dans l'annexe hydraulique (floodplain, Figure 17), la similitude isotopique entre aliments et consommateurs se produit lorsqu'il y a connexion entre l'annexe et le lit principal (Avril 2014, Février 2014), apparemment les processus trophiques dans l'annexe sont semblables à ceux du lit mineur pendant cette période. Pendant la phase de déconnexion hydraulique, les valeurs isotopiques des sources ( $\text{‰ } \delta^{13}\text{C}$ ) sont légèrement inférieures dans l'annexe (Figure 17), conformément à nos attentes. Pour comparaison, dans le Danube (Hein *et al.* 2003), le lit mineur a eu des valeurs de  $-24 \text{‰ } \delta^{13}\text{C}$ , par contre les annexes isolées  $-36 \text{‰ } \delta^{13}\text{C}$ . Mes études dans des milieux aquatiques tropicaux (Wantzen *et al.* 2002) avaient également montré une forte baisse isotopique du carbone réutilisé. Par contre, la grande différence des valeurs moyennes des feuilles de peupliers ( $-30,75 \text{‰ } \delta^{13}\text{C}$ , SD= 0,89, n= 34) et des jussies ( $-27,77 \text{‰ } \delta^{13}\text{C}$ , SD= 4,97, n = 15) permettra une modélisation des sources de carbone par les consommateurs plus détaillée. Des valeurs isotopiques de carbone inférieures à  $-30 \text{‰}$  chez les consommateurs suggèrent qu'ils utilisent une grande quantité de feuilles ou de détritiques qui se développent à partir de ces ressources. Même si ces éléments ne fournissent pas des ressources énergétiques de grande valeur, elles constituent néanmoins une ressource alimentaire importante pour des invertébrés littoraux (Pabst *et al.*, 2008). Une hypothèse alternative serait l'influence de l'eau souterraine pendant la phase d'isolement qui pourrait apporter du carbone avec des valeurs très négatives. Il manque cependant un élément dans cette construction parce que les valeurs isotopiques des sources alimentaires ne reflètent pas cette tendance. Notre échantillonnage, même de 5 sources alimentaires différentes (Phytoplancton, POM, macrophytes, biofilm, feuilles de peuplier) ne semble pas suffisant, une autre source alimentaire (bactéries ?, flocons de matière organique « dissoute » précipitée ?) reste à trouver.

Dans le lit mineur de la Loire, les moyennes des consommateurs étaient toujours plus hautes que  $-30 \text{‰ } \delta^{13}\text{C}$ . Si on pose ce résultat dans le contexte de l'étude longitudinale, les résultats trouvés ici pourraient donner une explication pour la baisse isotopique des consommateurs en aval de la station 18, soit que l'importance des annexes hydrauliques et des eaux souterraines augmente dans cette région.



**Figure 17** : Isotopes stables du carbone (en bas) et de l'azote (en haut) des sources alimentaires (« food sources », phytoplancton, matière organique particulière, Biofilm, en vert) et des consommateurs (« consumers », gastéropodes, en rouge) d'une annexe hydraulique (floodplain) et du lit principal (main stream) près de Bréhémont. Voir Tabl. 2 pour un descriptif des sites d'échantillonnage. Les moyennes modélisées sont indiqués par lignes, les déviation- standard en gris autour des moyennes.

### 3.4.2. Isotopes stables de N des sources alimentaires et des consommateurs

En ce qui concerne les isotopes de l'azote (Figure 17) dans l'annexe hydraulique, les courbes des ressources alimentaires et des consommateurs se comportent à l'envers de celles du carbone, notamment pour ces derniers. Pendant la phase d'isolement hydrologique (Juillet-Octobre), les consommateurs montraient une forte augmentation des valeurs  $\% \delta^{15}\text{N}$ . Comme dans le cas du carbone, les valeurs des sources alimentaires supposées n'ont pas accompagnée cette dynamique, à l'exception du POM qui a montré des signatures jusqu'à 19  $\% \delta^{15}\text{N}$ . Cette observation supporte l'hypothèse d'une influence de l'eau souterraine par ailleurs observée à partir de la conductivité dans le programme INVAPROM. Plusieurs champs de maïs et de blé sont séparés de l'annexe par la digue, ils sont susceptibles d'apporter de l'azote par la voie de l'eau souterraine. La grande, voire très grande,

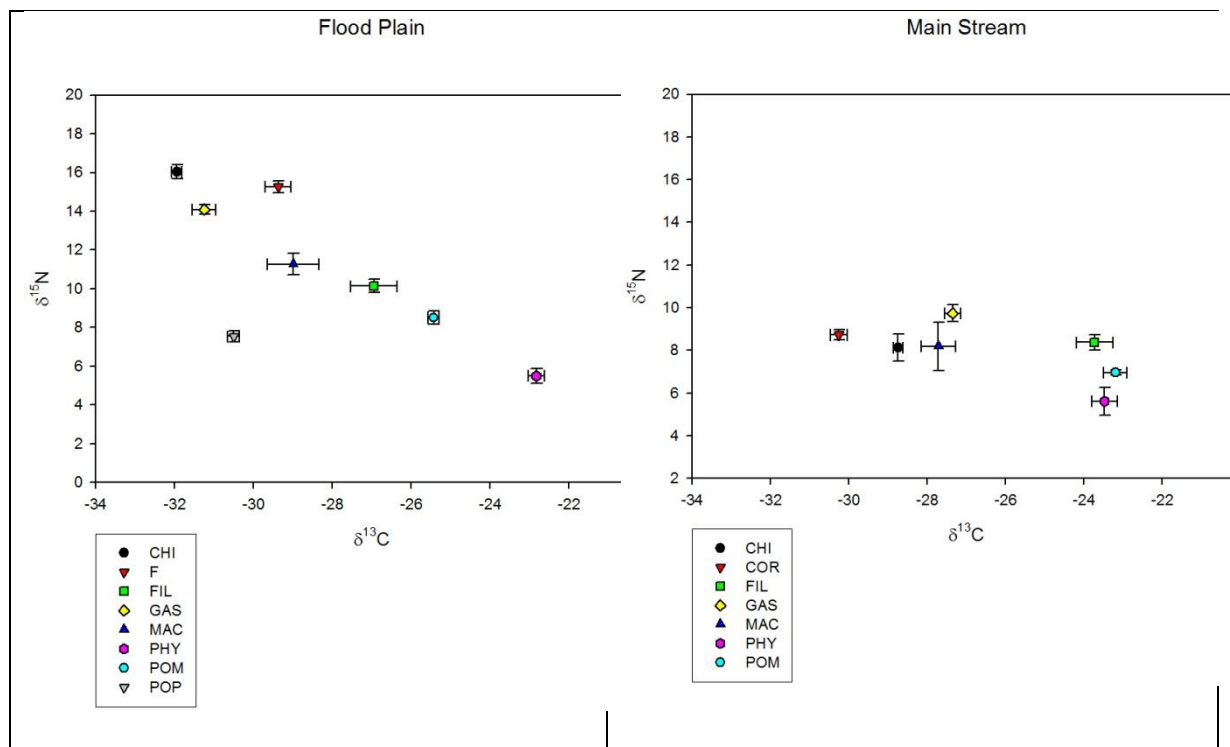
distance isotopique entre sources et consommateurs ne peut pas s'expliquer seulement avec une augmentation d'un niveau trophique à l'autre. La valeur « classique » d'enrichissement (« trophic enrichment factor » TEF) est 3,14 ‰  $\delta^{15}\text{N}$  (Minagawa & Wada 1984), mais pour les invertébrés détritiques des valeurs plus petites sont utilisées actuellement. Le  $15\text{N}$  TEF moyen reporté pour des mollusques est  $1.3\text{‰} \pm 0.3\text{‰}$  et  $0.53\text{‰} \pm 0.94\text{‰}$  pour les détritiques (Vanderklift and Ponsard, 2003). Dans ce sens, une augmentation de ca. 5‰  $\delta^{15}\text{N}$  entre source alimentaire et consommateur correspondrait à plusieurs niveaux trophiques. Des expériences de laboratoire ont montré qu'on peut tout à fait « produire » des consommateurs de premier ordre (= herbivores ou détritiques) avec des valeurs isotopiques élevées si on les alimente avec des substances qui ont-elles mêmes des valeurs ‰  $\delta^{15}\text{N}$  élevées (Wantzen *et al.* 2011). Mais dans notre étude nous n'avons pas encore trouvé une telle substance. Comme déjà dit pour le carbone, notre échantillonnage, même de 5 différentes sources alimentaires (Phytoplancton, POM, macrophytes, biofilm, feuilles de peuplier) ne contient pas l'ensemble des sources possibles.

Par contre, les valeurs ‰  $\delta^{15}\text{N}$  dans la Loire (Figure 17) permettent une interprétation directe entre les aliments et les consommateurs qui sont une superposition de leur variation pendant toute l'année avec cependant une légère déconnexion en fin de période de basses eaux.

### 3.4.3. Comparaison des relations isotopiques C et N dans l'annexe et le lit principal

La synthèse des valeurs isotopiques du carbone et de l'azote dans un plan permet de conclure sur les positions trophiques dans un écosystème : la position du carbone (axe des abscisses) informe sur les sources alimentaires, et la position de l'azote (axe des ordonnées) informe sur le niveau trophique.

La Figure 18 confirme les constatations déjà faites. Les consommateurs (poissons, chironomides, gastéropodes) ont des signatures de carbone (‰  $\delta^{13}\text{C}$ ) généralement assez différentes des valeurs isotopiques des sources. Dans l'annexe hydraulique et dans le lit mineur, aucun des consommateurs ne se trouve au-dessus des marques pour les sources alimentaires « classiques » comme phytoplancton, POM ou biofilm. Les macrophytes peuvent être attribués comme la source alimentaire majeure pour les gastéropodes dans le lit mineur et dans l'annexe hydraulique. Dans l'annexe hydraulique, les chironomes et gastéropodes ont des valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  encore plus négatives que les feuilles de peuplier. Ce résultat est surprenant et ne correspond pas aux attentes. Si on exclut des erreurs méthodologiques, l'interprétation serait que les consommateurs étudiés ne s'alimentent pas du biofilm, ni de la matière organique particulaire ou du phytoplancton, mais qu'ils auraient des sources comme les feuilles des arbres ou les macrophytes. Une source additionnelle de carbone (bactéries ? micro détritiques terrestre ?) ne peut pas être exclue et devrait faire partie d'une prochaine recherche.



**Figure 18:** Isotopes stables du carbone et azote (dC-DN biplot) des sources alimentaires (phytoplancton, matière organique particulaire, biofilm, feuilles) et des consommateurs (gastéropodes, poissons) d'une annexe hydraulique (floodplain) et du lit principal (main stream) à Bréhémont. A gauche : annexe hydraulique (Floodplain), à droite : lit mineur de la Loire (Main stream). Moyennes et déviations standard (n= 20-30). Abréviations : CHI : Chironomidés, F : poissons, FIL : biofilm, GAS : gastéropodes, MAC : macrophytes (jussie), POM : matière organique particulaire, POP : feuilles de peuplier.

## 4. Expérience 2 : efficacité de filtration des corbicules

### 4.1. Rappel des objectifs

L'objectif principal de cette étude est de déterminer les taux de filtration de la corbicule dans différentes conditions pour fournir des bases de modélisation des processus écologiques. Après une recherche bibliographique relative aux différentes méthodes de détermination du taux de filtration, l'une d'entre elles a été sélectionnée et mise en œuvre dans deux expériences. L'une comporte une source alimentaire monospécifique Chlorophycée (traitement A) tandis que l'autre est constituée du cortège phytoplanctonique ligérien de la période considérée (traitement B).

Les expériences ont été réalisées dans le laboratoire « Ecologie Animale » du groupe IPAPE-CITERES, Parc Grandmont, Univ. Tours. Le stagiaire Florian Jégo les a réalisées, encadré par Nina Richard et Karl M. Wantzen (Année 2012-2013, MASTER 2 « Écologie comportementale, évolution et biodiversité », Faculté des Sciences et Techniques, Université de Tours).

### 4.2. Méthodes

#### Échantillonnage des corbicules et maintenance

Les Corbicules d'un poids total de 1750g ont été récupérées le 11.04.2013 à Bréhémont (37), à l'aide d'une spatule et d'un tamis, en allant prélever le sable directement en Loire. L'ensemble des individus

a été placé dans un aquarium avec 40L d'eau de Loire du site de prélèvement, avec 3cm de sable de granulométrie égale à 2mm, sans éclairage autre que la lumière naturelle extérieure pendant une semaine afin de les habituer à un milieu contrôlé. L'aération était produite par un système de bulleur pour aquarium. Les animaux ont été nourris deux fois par jour à 10h et à 16h, ce qui correspond aux pics d'activités alimentaires observés (Ortman et Grieshaber, 2003), avant et après expérimentations avec un volume de 1L de la solution algale.

### Origine des algues, maintenance et culture

#### *Scenedesmus obliquus* (Traitement A)

L'espèce *Scenedesmus obliquus* a été utilisée car présente majoritairement dans la Loire. La souche a été commandée à l'Université de Konstanz (Allemagne) puis mise en culture selon le protocole développé par IFREMER pour cultiver des algues unicellulaires à température ambiante comprise entre 17 et 20°C.

Cette technique a été apprise lors d'un séjour à l'IFREMER de Brest. La souche d'algue est déposée dans des erlenmeyers de 600 ml contenant 500 ml d'eau distillée et de la solution A-E (composition fournie annexe 7.1) pour 1L de solution complétée avec de l'eau distillée. L'agitation se fait grâce à un bulleur de 100L raccordé aux erlenmeyers et éclairé par un néon correspondant au spectre solaire favorisant la croissance des plantes en aquarium (Figure 19).

Au bout de deux semaines, 20% du contenu de chaque erlenmeyer est transvasé (technique de repiquage) dans des ballons de 6L contenant 6L d'eau distillée et de solution nutritive A-E. L'agitation se fait par des bulleur de 100L, l'éclairage est le même. Le reste des algues est rejeté et la technique de repiquage recommence par 1% de la solution algale d'un des ballons de 6L dans les erlenmeyers de 600 ml. Ce processus a été répété durant 2 mois.



**Figure 19:** Culture de *Scenedesmus* pour expérimentation de filtration (photo : Jégo)

#### *Algues récoltés en Loire* (Traitement B)

Une fois par semaine les algues ont été récoltées dans la Loire à l'aide d'un seau afin de remplir deux bidons alimentaires de 20L. L'eau contenant les algues a été conservée à température ambiante et éclairée par un néon correspondant au spectre solaire favorisant la croissance des plantes en aquarium.

### Dispositif expérimental

Dans des bocaux en verre, de forme cylindrique, préalablement lavés et stérilisés, d'une capacité de 2L, une couche de sable de Loire, lavé avec de l'eau à 90°C, de 3cm d'épaisseur, est déposée complétée par un litre d'eau de Loire filtrée à 50µm pour éliminer les grosses particules et standardiser les conditions alimentaires.

Au total 35 bocaux ont été placés dans un bac en PVC de 107\*73\*30cm comprenant une entrée et une sortie d'eau reliées à un réfrigérant (Figure 20, Figure 21) afin de maintenir l'eau de ce bac, qui n'est pas en contact avec celle contenue dans les bocaux contenant les Corbicules, à 20°C, ce qui selon Denis *et al* (1999), Kryger et Riisgard (1988) est la température optimale de filtration. La lumière est naturelle, il n'y a donc pas de perturbation du cycle nyctéméral. L'agitation au sein des bocaux se fait par des bulleurs, réduisant ainsi la sédimentation des algues.

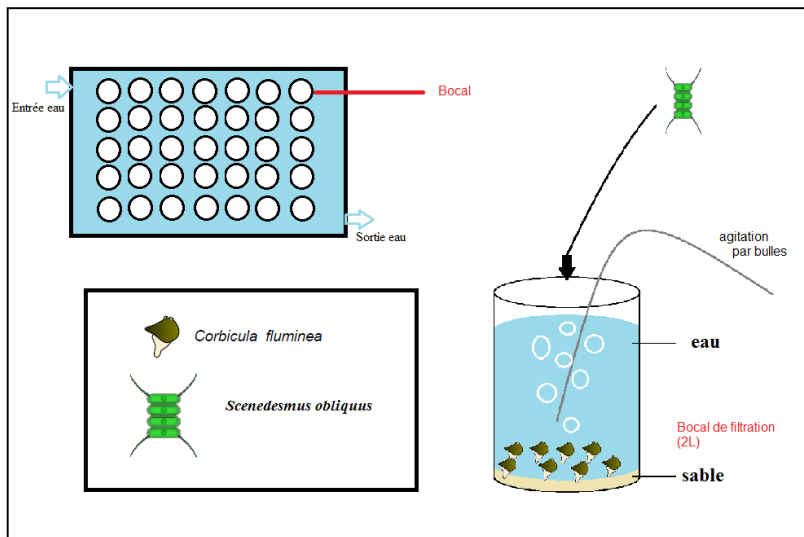


Figure 20: Dessin du dispositif expérimental de filtration (Schéma : Jégo).



Figure 21: Dessin du dispositif expérimental de filtration (photo F. Jégo).

Deux modalités croisant densité/taille des corbicules ont été utilisées, 15 bocaux contenant 4 corbicules par bocal, d'une classe de taille de  $10 \pm 2$  mm et 15 bocaux contenant 8 Corbicules, par bocal, de  $5 \pm 2$  mm. Chaque bocal fait 10 cm de diamètre et contient un volume de 1 L d'eau.

### Traitements pour déterminer les taux de filtration

Le taux de filtration des mollusques a été déterminé par méthode indirecte de la « clearance ».

Lors des expérimentations les Corbicules ont été nourries avec trois concentrations différentes d'algues, avec *S. obliquus* (traitement A) puis avec des algues de Loire (traitement B) la semaine suivante. La première correspond à un volume de 1 L d'eau pour un bocal, elle contient les algues à une concentration C1. La deuxième concentration contient les algues à la concentration C1 à laquelle est ajouté le filtrat d'un même volume (1l) après passage dans un filet à plancton de  $10 \mu\text{m}$  de maille. Pour la troisième valeur de concentration, deux volumes filtrats ont été ajoutés à la solution initiale.

Avant le début des expérimentations, la turbidité de chaque échantillon a été mesurée à l'aide d'un turbidimètre portatif (marque : UTECH instruments, modèle : TN-100/ T-100) dont l'indice de précision est de  $\pm 2\%$  et enregistré. La turbidité finale a été mesurée à partir d'un petit volume (5 ml) prélevé dans chacun des bocaux expérimentaux. Le volume n'était pas remplacé. Les mesures de turbidité ont été conduites au bout de 3h, 6h et 24h. L'interprétation de l'évolution de la turbidité a été conduite avec des bocaux de contrôle, ayant subi exactement les mêmes traitements et ne contenant aucune corbicule.

Les taux de filtrations des traitements A et B ont été obtenus en utilisant la formule de Coughlan (1969). Le taux de filtration (F) :

$$F = \frac{V}{n} * [(\ln C_0 - \ln C_t - a)/t]$$

Où :

F : Taux de filtration ( $\text{ml Individ}^{-1} \text{t}^{-1}$ )

V: Volume d'essai

n: Nombre d'individus

t : Durée de l'essai

a : Coefficient de sédimentation (coefficient directeur moyen des témoins obtenus par  $a = \frac{y_b - y_a}{x_b - x_a}$ ) (particules  $\text{ml}^{-1}$ )  $y_a$  et  $y_b$  = turbidité à  $x_a$  et  $x_b$  (temps a et b). Il est calculé, avec la turbidité entre chaque t expérimentale et avec le poids sec algal entre  $t_0$  et  $t+24\text{h}$

$C_0$  : Densité de particules initiale (particules  $\text{ml}^{-1}$ ), ici valeur de turbidité ou de poids sec algal au temps 0 du début du test

$C_t$  : Densité de particules au moment t (particules  $\text{ml}^{-1}$ ), ici la valeur de turbidité ou du poids sec algal au temps t

Les calculs ont été faits entre chaque phase de temps (0h, 3h, 6h et 24h) et entre  $t_0$  et  $t+24\text{h}$ .

D'autres méthodes ont été testées (e.g., poids sec des pseudofécès, spectrophotométrie, gravimétrie), elles ne sont pas rapportées ici.

### 4.3. Résultats

Les taux de filtration diffèrent suivant le traitement A ou B utilisé (Figure 22, Figure 23) (test de Student, p-value < 0.01). Pour le traitement A, un taux moyen de 101,87 ml/heure est obtenu en regroupant les données des expériences avec 4 individus et 8 individus, quelle que soit la densité de Chlorophycée utilisée, pour un individu alimenté par *S. obliquus* sur une durée expérimentale totale de 24 heures.

Pour les individus ayant servis à l'expérimentation B avec du phytoplancton provenant de la Loire et dont la variété est importante (Descy *et al* 2012), le taux de moyen de filtration est de 64,18ml par individu par heure. Ceci fournit, en moyenne pour l'ensemble des traitements un taux de filtration de 83,025ml par heure pour un individu.

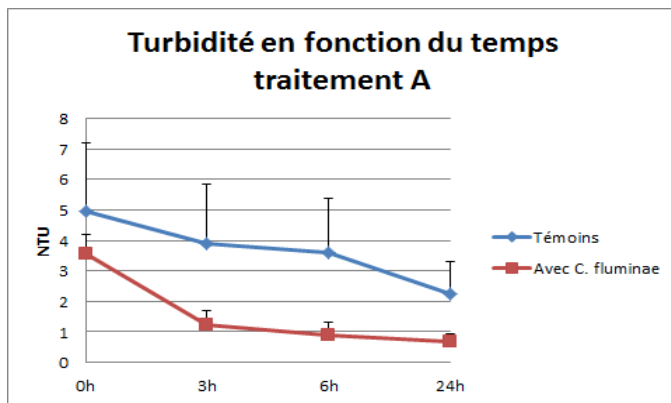


Figure 22: Évolution de la turbidité selon traitement A, sur 24 heures avec et sans Corbicules

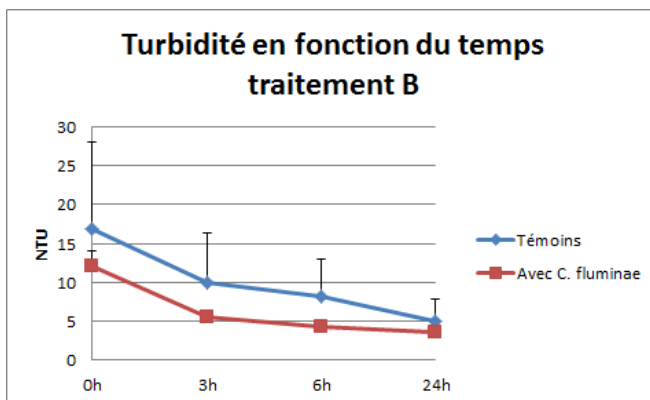


Figure 23: Évolution de la turbidité selon traitement B, sur 24 heures avec et sans Corbicules

## 5. Conclusions

Le projet a contribué à l'avancement de l'écologie fonctionnelle des fleuves, de la conservation, des espèces envahissantes sur la Loire. Les enjeux du projet ont également contribué à la Chaire UNESCO « Fleuve et Patrimoine », une présentation orale a été faite sur les deux thèmes ensemble. Ces travaux sont les premiers à utiliser les techniques des isotopes stables pour l'analyse des réseaux trophiques sur la Loire. Les données vont constituer une base pour de futurs travaux parce qu'ils délivrent une base solide sur les signatures isotopiques. Plusieurs publications scientifiques sont envisagées.

### 5.1. La corbicule dans la Loire, ses limitations, facteurs favorables et son impact sur l'écosystème

Nos études ont montré une présence presque ubiquitaire de la corbicule dans la Loire de Nevers à Nantes et dans les affluents. Avant, pendant et après l'étude, nous avons témoigné de plusieurs grandes mortalités des corbicules : a) pendant l'hiver très froid en 2012/13 (plaques de glace présentes en Février 2013) avec des crues partiellement morphogènes, b) pendant la période très chaude en 2014 avec de grandes mortalités dans les zones couvertes par algues filamenteuses. Pendant ces évènements, les effectifs des corbicules ont été dramatiquement réduits. Ces observations sont conformes aux études préliminaires dans Lac de Constance sur la sensibilité de l'espèce par rapport à la température (Werner & Rothhaupt 2008, Tableau 5). A partir d'un profil en travers de prospection dans les sédiments de la Loire (Ile de Métairie, Juillet 2013), il apparaît que les corbicules ne peuvent s'installer dans des sédiments en mouvement permanent. Ces résultats renforcent la thèse que la diversité hydrologique, avec des débits forts et faibles bien qu'une forte variation de la température, réduisent les chances de survie de la corbicule, qui n'est pas très adaptée à cette variabilité. *Pour l'aménagement du fleuve Loire, le maintien de la « naturalité », soit la dynamique hydrosédimentaire, est la meilleure protection contre les espèces envahissantes comme la corbicule.* La densité extrêmement basse des corbicules dans l'Allier, rivière à forte dynamique hydrosédimentaire, peut appuyer cette constatation.

**Tableau 5: Synthèse des effets de la température sur la biologie de *C. fluminea* d'après Werner & Rothhaupt (2008).**

Température	Effets
2°C	Température létale inférieure
~ 25°C	Maximum de fécondité observé
De 26°C à 30°C	Réduction de la filtration et de la fécondité
> 30°C	Arrêt de la production de juvéniles, inhibition de la croissance
35-40°C	Température létale supérieure

D'un autre côté, nous avons identifié plusieurs facteurs favorables à la corbicule. Certains affluents stabilisés comme le Beuvron et/ou pollués comme l'Authion servent de refuges hydrauliques et thermiques pour les corbicules pendant des phases limitantes pour l'espèce. La grande mortalité due aux températures basses de l'hiver 2012/13 pouvait être compensée très rapidement. Le même phénomène a été observé pour des crustacés comme le *Dikerogammarus* qui profite des zones de températures tempérées (e.g. dans les purges des eaux chaudes des piscines) pour survivre à la froideur de l'hiver (Wantzen & Hesselschwerdt, unpublished manuscript). De plus, la co-occurrence de grandes quantités et très grands exemplaires des deux espèces des corbicules et des écrevisses de Louisiane dans l'Authion ont montré que des conditions eutrophiques sont très favorables à ces

espèces. L'observation des dreissenes dans le Cher, la Maine et le Petit Cher et du *Dikerogammarus* (crustacée envahisseur) sur les enrochements montrent que les structures solides telles que des bases pour des piliers des ponts et les enrochements sont des zones primordiales pour le maintien des reproducteurs de plusieurs espèces envahissantes. *Pour l'aménagement du fleuve Loire, ça veut dire qu'il faut veiller sur les affluents qui sont caractérisés par une température élevée et homogène et/ou des fortes charges des eaux pollués.*

*Enfin, la création des points durs comme les enrochements risquent de créer des sites primordiaux pour les envahisseurs dans les affluents et dans la Loire. Il serait souhaitable d'utiliser des matériaux alternatifs (génie végétal, géotextiles) là où cela est possible et de minimiser les enrochements et autres structures artificielles dures.*

Même avec toutes les actions possibles, il n'est pas possible d'éliminer les corbicules d'une masse d'eau. Cependant, il est possible de prévoir les impacts de cette espèce :

*a) Filtration de grandes voire très grandes quantités d'eau ?* En raison de la grande mortalité durant l'hiver 2012/2013 il est probable que les densités estimées soient des valeurs basses, (moyenne de 76,8 ind/m<sup>2</sup>, écart type de 81,9). Le très grand écart type et la grande variabilité entre les points du transect indiquent que la distribution des palourdes est très irrégulière. Dans une approche très simplifiée, en utilisant une densité moyenne de 80 ind/m<sup>2</sup>, et des taux de filtration de ca. 100 ml/h \* ind. (la valeur établie dans notre étude), on obtient une filtration de 192 litres d'eau filtrée par jour sur un mètre carré de la Loire. Il n'est pas possible d'étendre cette valeur à l'ensemble de la surface de la Loire parce que la densité des animaux n'est pas homogène. De plus, les taux de filtration des mollusques peuvent varier considérablement (Vaughn and Hakenkamp, 2001). Il est prévu d'entrer dans une modélisation plus détaillée (collaboration avec Florentina Moatar) sur la base des données produites par nos projets.

*b) Elimination de phytoplancton ?* Les corbicules sont capables d'éliminer des particules très petites de la suspension (10nm → 1µm), elles semblent préférer les pico autotrophes et peuvent rejeter de trop grosses particules (Atkinson *et al.*, 2011). Dans cette même étude Atkinson *et al.* ont montré que *Corbicula* est capable d'éliminer des particules organiques de taille variable 30 fois plus rapidement qu'une espèce native nord-américaine. Des études isotopiques (Atkinson *et al.*, 2010) ont confirmé que les corbicules couvrent une niche écologique très large, i.e. elles peuvent profiter de sources alimentaires très variables. On peut donc supposer que les corbicules sont capables d'éliminer des grandes quantités de phytoplancton comme cela a été montré pour d'autres bivalves dans des fleuves eutrophes (Vaughn and Hakenkamp, 2001).

*c) Répercussions sur les réseaux trophiques.* La présence d'une espèce invasive dans un écosystème se traduit par des perturbations du fonctionnement de cet écosystème. Les corbicules sont planctophages mais aussi benthivores selon leur stade de développement. Nous avons vu précédemment qu'elles peuvent filtrer de grande quantité de plancton. Or, depuis quelques années, les suivis de l'agence de l'eau Loire Bretagne montre une décroissance de la chlorophylle a et des ressources en azote et en phosphore. Par ailleurs, certains gestionnaires voient se développer des grandes quantités de macrophytes et d'algues filamenteuses sur le fond du lit. Selon les conditions hydrologiques hivernales et printanières, l'hypothèse d'une compétition entre microalgues planctoniques et macroalgues benthiques et macrophytes, favorisée par la transparence de l'eau, elle même partiellement due au corbicules est posée. Dans certains cas, les microalgues planctoniques se retrouveraient limitées par les ressources en nutriments et par une forte pression de prédation. Il serait intéressant de vérifier si cette pression de prédation est à l'origine de la réduction en taille du

phytoplancton (M Leitao, comm. pers.) Néanmoins, les microalgues planctoniques sont à la base d'un réseau trophique très présent dans les chenaux toujours en eau. Elles sont consommées par de nombreux invertébrés et par les premiers stades des poissons. Les invertébrés sont à leur tour consommés par de nombreuses espèces de poissons. Une forte réduction des microalgues, par effet de cascade, se répercutera sur le reste du réseau trophique.

d) *Augmentation de la consommation de l'oxygène ?* Les corbicules en respirant consomment directement de l'oxygène alors qu'en même temps elles éliminent du phytoplancton qui libère de l'oxygène par photosynthèse. La production des pseudo féces provoquent une consommation de l'oxygène lors de leur décomposition. Ces processus de consommation d'oxygène sont susceptibles d'impacter les conditions environnementales notamment dans les habitats à faible vitesse de courant ou soumis à des températures élevées en été (annexe, zone lenticue). Les forts développements d'algues filamenteuses observés l'été 2015 en Loire ont, dans des zones rivulaires lenticues, été à l'origine de fortes mortalités de corbicules (Nina Richard et Philippe Jugé, CETU Elmis, Univ Tours). ce type de mortalité a par ailleurs été observé dans d'autres cours d'eau européen (Werner *et al.*, 2008 ; Vohman *et al.*, 2010) Localement les consommations d'oxygène sont susceptibles d'en être affectées.

e) *Création de nouveaux habitats.* Les coquilles des corbicules vivantes ou mortes fournissent un nouvel habitat. Dans les habitats vaseux et sableux, les coquilles produisent un nouvel habitat colonisable par des invertébrés qui ont besoin des substrats durs (Werner and Rothhaupt, 2008), y compris des envahisseurs comme *Dikerogammarus* et *Dreissena*.

f) *La corbicule, un « Cheval de Troie » ?* Peu d'éléments sont connus sur les effets des espèces envahissantes sur la variété des pathogènes et parasites qu'elles peuvent apporter dans ou à la surface de leurs corps. il n'existe pas d'éléments pour la corbicule.

## 5.2. Vérifications des hypothèses initiales et perspectives

a) *Les signatures isotopiques (C, N) des producteurs primaires du lit mineur et des zones inondables diffèrent, mais celles des consommateurs primaires, notamment des corbicules, du lit mineur et des zones inondables ne diffèrent pas → les apports de ressources alimentaires provenant des annexes n'ont aucun effet sur la production du système fluvial de la Loire.*

Les corbicules étaient absentes de l'annexe étudiée, cependant, pour les autres consommateurs, une différence notable des signatures isotopiques entre le lit mineur et l'annexe hydraulique est observée. Ceci soutient l'hypothèse que la zone inondable a sa propre production et que celle-ci est importante.

b) *Les signatures isotopiques (C, N) des producteurs primaires du lit mineur et des zones inondables diffèrent, mais celles des consommateurs primaires et secondaires du lit mineur ressemblent à celles de la zone inondable → la production primaire dans les zones inondables est une source importante pour l'alimentation des organismes du lit mineur.*

Le résultat d'une décroissance dans les signatures de carbone des consommateurs dans la section aval de la Loire (Stations 28-30) qui ne correspond pas aux signatures alimentaires trouvées dans la Loire mais plutôt à celles des zones inondables semble supporter cette hypothèse. Il faut ajouter que le

phénomène, des consommateurs plus négatifs que les sources alimentaires en général, nous pose un problème de compréhension. La question d'une source alimentaire encore non envisagée pourrait constituer le support d'études futures.

- c) *Les signatures isotopiques (C, N) des consommateurs primaires et secondaires du lit mineur ressemblent plus à celles de la végétation des berges que ceux des producteurs primaires aquatiques → la végétation terrestre est la principale source de l'alimentation des organismes du lit mineur.*

Les feuilles des peupliers ont des valeurs isotopiques assez négatives, une contribution aux réseaux trophiques du lit mineur est possible. Les basses valeurs isotopiques du carbone dans les feuilles pourraient contribuer à l'explication pour le phénomène décrit dans le dernier paragraphe.

- d) *Les signatures isotopiques (C, N) des consommateurs primaires et secondaires de la zone inondable varient selon la connexion avec le lit mineur → il est possible d'identifier l'impact des eaux superficielles, phréatiques, ou mixtes sur la structure trophique.*

Nos résultats pour les signatures de l'Azote dans les consommateurs de l'annexe indiquent une influence des eaux chargées par la nappe phréatique. Cependant, les organismes source n'ont pas accompagné cette tendance. Des études futures, qui analysent également les eaux phréatiques isotopiquement, et qui fournissent un budget hydrologique des annexes, pourront confirmer cette constatation.

- e) *Les signatures isotopiques (N) des consommateurs augmentent en aval des affluents chargés d'eau polluée → les valeurs d'azote vont augmenter le long du fleuve en fonction des rejets des stations d'épuration qui enrichissent le fleuve avec l'azote réutilisée.*

La faille du GC-MS à l'université de Konstanz a eu comme conséquence que nous ne pouvions pas mesurer le soufre en détail. Les données du soufre dans le phytoplancton n'ont pas permis des conclusions claires, vu la grande variabilité des données. Par contre, les isotopes de l'azote ont montré une forte tendance à augmenter dans la zone aval de Saumur, ce qui supporte l'hypothèse d'une « traçabilité » des polluants.

- f) *Les taux de filtration des corbicules et les densités le long du cours du fleuve sont très élevés au regard de la concentration des algues dans le fleuve (phytoplancton) → les corbicules sont responsables des changements récents de la qualité de l'eau de la Loire, notamment des concentrations de chlorophylle a.*

Comme constaté avant, en utilisant une densité moyenne de 80 ind/m<sup>2</sup>, et des taux de filtration de ca. 100 ml/h \* ind., on obtient une filtration de 192 litres d'eau filtrée par jour sur un mètre carré de la Loire.

## 6. Bibliographie

- Ackerman, J.D., Loewen, M.R., Hamblin, P.F., 2001. Benthic-Pelagic coupling over a zebra mussel reef in western Lake Erie. *Limnol. Oceanogr* 46, 892-904.
- Atkinson C. L., Opsahl S. P., Covich A. P., Golladay S. W., Conner L. M. 2010. Stable isotopic signatures, tissue stoichiometry, and nutrient cycling (C and N) of native and invasive freshwater bivalves. *Journal of the North American Benthological Society* 29, 496-505.
- Atkinson C. L., First M. R., Covich A. P., Opsahl S. P., Golladay S. W. 2011. Suspended material availability and filtration-biodeposition processes performed by a native and invasive bivalve species in streams. *Hydrobiologia* 667, 191-204.
- Bayley, P.B., 1991. The flood-pulse advantage and the re-tauration of river- floodplain systems. *Regulated Rivers: Research, Management* 6, 75-86.
- Cohen, P., Andriamahefa, H., Wasson, J.-G., 1998. Towards a regionalization of aquatic habitat: Distribution of mesohabitats at the scale of a large basin. *Regulated Rivers-Research & Management* 14, 391-404.
- Connolly, R., Guest, M., Melville, A., Oakes, J., 2004. Sulfur stable isotopes separate producers in marine food-web analysis. *Oecologia* 138, 161-167.
- Copp GH, Britton JR, Cucherousset J, Garcia-Berthou E, Kirk R, 2009. Voracious invader or benign feline? A review of the environmental biology of European catfish *Silurus glanis* in its native and introduces ranges. *Fish Fish* 10: 252-282.
- Coughlan J. 1969. The estimation of filtering rate from the clearance of suspensions. *Marine Biology* 2: 356-358.
- Descy, J.P., Everbecq, E., Gosselain, V., Viroux, L., Smitz, J.S., 2003. Modelling the impact of benthic filter-feeders on the composition and biomass of river plankton. *Freshwater Biology* 48 404-417.
- Denis L, Alliot E and Grzebyk D., Clearance rate response of Mediterranean mussels, *Mytilus galloprovincialis* to variations in the flow, water temperature, food quality and quantity. *Aquat. Living Resour.* 12(4) 279-288 (1999)
- Fellerhoff, C., 2002. Feeding and growth of apple snail *Pomacea lineata* in the Pantanal wetland, Brazil - A stable isotope approach. *Isotopes in Environmental and Health Studies* 38, 227-243.
- Fry, B., 1999. Using Stable Isotopes to Monitor Watershed Influences on Aquatic Trophodynamics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56, 2167-2171.
- Fry, B., 2006. *Stable Isotope Ecology*. Springer, New York.
- Fry, B., Allen, Y.C., 2003. Stable isotopes in zebra mussels as bioindicators of river-watershed linkages. *River Research & Applications* 19, 683-696.
- Fry, B., Joern, A., Parker, P.L., 1978. Grasshopper Food Web Analysis: Use of Carbon Isotope Ratios to examine Feeding Relationships among Terrestrial Herbivores. *Ecology* 59, 498-506.
- Gautier, E., Piegay, H., Bertaina, P., 2000. A methodological approach of fluvial dynamics oriented towards hydrosystem management: case study of the Loire and Allier rivers. *Geodinamica Acta* 13, 29-43.
- Geerling, G., Ragas, A., Leuven, R., van den Berg, J., Breedveld, M., Liefhebber, D., Smits, A., 2006. Succession and Rejuvenation in Floodplains along the River Allier (France). *Hydrobiologia* 565, 71-86.
- Hein, T., Barani, T, Herndl G., Wanek, W. & Schiemer, F. 2003 Allochthonous and autochthonous particulate organic matter in floodplains of the River Danube: the importance of hydrological connectivity *Freshwater Biology* 48: 220-232
- Junk, W.J., Bayley, P.B., Sparks, R.E., 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can.Spec.Publ.Fish.Aquat.Sci.* 106, 110-127.
- Junk, W.J., Wantzen, K.M., 2004. The Flood Pulse Concept: New Aspects, Approaches, and Applications - an Update. In: Welcomme, R., Petr, T. (Eds.), *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries, Food and Agriculture Organization & Mekong River Commission*. FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok. RAP Publication 2004/16., pp. 117-149.

- Kryger J and Riisgård H U., Filtration rate capacities in 6 species of European freshwater bivalves. *Oecologia* 77: 34-38 (1988)
- Lair, N., 2006. A review of regulation mechanisms of metazoan plankton in riverine ecosystems: Aquatic habitat versus biota. *River Research and Applications* 22, 567-593.
- Lair, N., Jacquet, V., Reyes-Marchant, P., 1999. Factors related to autotrophic potamoplankton, heterotrophic protists and micrometazoan abundance, at two sites in a lowland temperate river during low water flow. *Hydrobiologia* 394, 13-28.
- Lair, N., Reyes-Marchant, P., 1997. The potamoplankton of the Middle Loire and the role of the 'moving littoral' in downstream transfer of algae and rotifers. *Hydrobiologia* 356, 33-52.
- Leitão M., A. Leprêtre 1998. The phytoplankton of the river Loire : a typological approach. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26 : 1050-1056
- Malavoi, J.R., 2002. Hydrogéologie et géomorphologie fluviale. In: Bouchardy, C. (Ed.), *La Loire, vallées et vales du grand fleuve sauvage*. Delachaux et Niestlé, Paris, pp. 77-99.
- Minagawa M, Wada E, 1984. Stepwise enrichment of  $^{15}\text{N}$  along food chains: further evidence and the relation between  $\delta^{15}\text{N}$  and animal age. *Geochim Cosmochim Acta*, 48:1135–1140.
- Minaudo C., Meybeck M., Moatar F., Gassama N., Curie F. 2015. Eutrophication mitigation in rivers: 30 years of trends in spatial and seasonal patterns of biogeochemistry of the Loire River (1980-2012). *Biogeosciences* 12, 2549-2563.
- Moore, S.K., Suthers, I.M., 2005. Can the nitrogen and carbon stable isotopes of the pygmy mussel, *Xenostrobus securis*, indicate catchment disturbance for estuaries in northern New South Wales, Australia? *Estuaries* 28, 714-725.
- Negrel, P., Petelet-Giraud, E., Barbier, J., Gautier, E., 2003. Surface water-groundwater interactions in an alluvial plain: Chemical and isotopic systematics. *Journal of Hydrology* 277, 248-267.
- Ortmann C and Grieshaber M K., Energy metabolism and valve closure behavior in the Asian clam *Corbicula fluminea*. *The Journal of Experimental Biology* 206, 4167-4178 (2003)
- Oudin, L.C., Reyes-Marchant, P., Vigneron, T., Roché, J.E., Lair, N., Mignot, J.F., Berton, J.P., Descy, J.P., Leitao, M., Steinbach, P., Bacchi, M., 2009. The Loire Basin In: Tockner, K., Uehlinger, U., Robinson, C. (Eds.), *The Rivers of Europe*. Elsevier, London, pp. 167-181.
- Pabst S., Scheifhacken N., Hesselschwerdt J., Wantzen K. M. 2008. Leaf litter degradation in the wave impact zone of a pre-alpine lake. *Hydrobiologia* 613, 117-131.
- Peterson BJ, Fry B, 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annu Rev Ecol Syst* 18:293–320.
- Polis, G.A., Winemiller, K.O., 1995. *Food Webs* Springer New York.
- Rodrigues, S., Bréheret, J.G., Macaire, J.J., Greulich, S., Villar, M., 2007. In-channel woody vegetation controls on sedimentary processes and the sedimentary record within alluvial environments: a modern example of an anabranch of the River Loire, France. *Sedimentology* 54, 223-242.
- Rodrigues, S., Bréheret, J.G., Moatar, F., Macaire, J.J., 2005. Flood impact on sedimentary budgets in secondary channels of the middle reaches of the Loire River (France). *Comptes Rendus Geoscience* 337, 487-495.
- Tcherkez G. 2010. *Isotopie biologique*. Lavoisier Ed; 237p.
- Thorp, J.H., DeLong, M.D., 1994. The Riverine Productivity Model - An Heuristic View of Carbon- Sources and Organic-Processing in Large River Ecosystems. *Oikos* 70, 305-308.
- Thorp, J.H., DeLong, A.D., 2002. Dominance of autochthonous autotrophic carbon in food webs of heterotrophic rivers. *Oikos* 96, 543-550.
- Uehlinger U., Wantzen K.M., Leuven R. S.E.W. and Arndt H. (2008) The Rhine River Basin. In: Tockner K. Robinson C.T. and Uehlinger U. (eds.) *Rivers of Europe*. Academic Press, London, p. 199-245.
- Van der Velde, G., Leuven, R., Ragas, A., Smits, A., 2006. Living Rivers: Trends and Challenges in Science and Management. *Hydrobiologia* 565, 359-367.
- Vander Zanden, M.J., Casselman, J.M., Rasmussen, J.B., 1999a. Stable Isotopes Evidence for the Food Web Consequences of Species Invasions in Lakes. *Nature* 401, 464-467.

- Vander Zanden, M.J., Rasmussen, J.B., 1999b. Primary consumer  $\delta^{13}C$  and  $\delta^{15}N$  and the trophic position of aquatic consumers. *Ecology* 80, 1395-1404.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, K.W., Cushing, C.E., 1980. The river continuum concept. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 37, 130-137.
- Vander Zanden M. J., Cabana G., Rasmussen J. B. 1997. Comparing Trophic Position of Freshwater Fish calculated using Stable Nitrogen Isotope Ratios ( $\delta^{15}N$ ) and Literature Dietary Data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54, 1142-1158.
- Vanderklift M. A., Ponsard S. 2003. Sources of variation in consumer-diet  $\delta^{15}N$  enrichment: a meta-analysis. *Oecologia* in press.
- Vaughn C. C., Hakenkamp C. 2001. The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology* 46, 1431-1446.
- Vohmann, A., Borchering, J., Kureck, A., bij de Vaate, A., Arndt, H., Weitere, M., 2010. Strong body mass decrease of the invasive clam; *Corbicula fluminea*; during summer. *Biological Invasions* 12, 53-64.
- Wantzen K. M., Blettler M. C. M., Marchese M. R., Amsler M. L., Bacchi M., Ezcurra de Drago I. D., Drago E. E. 2014. Sandy rivers: a review on general ecohydrological patterns of benthic invertebrate assemblages across continents. *International Journal of River Basin Management*, 1-12.
- Wantzen et al., 2011 Wantzen, K. M., C. Fellerhoff and M.Voss. Stable isotope ecology of the Pantanal. 2011. In W. J. Junk, C. J. da Silva, C. Nunes da Cunha & K. M. Wantzen (eds.): *The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland*. Pensoft Publishers, Sofia pp. 599-618
- Wantzen, K.M., Junk, W.J., 2000. The importance of stream-wetland-systems for biodiversity: a tropical perspective. In: Gopal, B., Junk, W.J., Davies, J.A. (Eds.), *Biodiversity in Wetlands: assessment, function and conservation*. Backhuys, Leiden, The Netherlands, pp. 11-34.
- Wantzen, K.M., Machado, F.A., Voss, M., Boriss, H., Junk, W.J., 2002. Floodpulse-induced isotopic changes in fish of the Pantanal wetland, Brazil. *Aquatic Sciences* 64, 239-251.
- Wantzen, K.M., Rueda-Delgado, 2009. Técnicas de mustreo de invertebrados acuáticos. In: Dominguez, E., Fernandez, H.R. (Eds.), *Macroinvertebrados Bentonicos Sudamericanos*. Editorial Fundacion Miguel Lillo, San Miguel de Tucumán, Argentina, pp. 17-45.
- Werner, Stefan , Rothhaupt, Karl-Otto 2008. Mass mortality of the invasive bivalve *Corbicula fluminea* induced by a severe low-water event and associated low water temperatures. *Developments in Hydrobiology* Volume 204: 143-150
- Werner S., Rothhaupt K. O. 2008. Effects off the invasive Asian clam *Corbicula fluminea* on benthic macroinvertebrate taxa in laboratory experiments. *Fundamental and Applied Limnology* 173, 145-152.
- Zeug, S.C., Winemiller, K.O., 2008. Evidence supporting the importance of terrestrial carbon in a large-river food web. *Ecology* 89, 1733-1743.

## 7. Annexes

### 7.1. Composition de la solution nutritive de la souche d'algue *Scenedesmus obliquus*.

	Concentration molaire	Volume de dilution
<b>Solution A: 1L</b> CaCl <sub>2</sub> * 2H <sub>2</sub> O (Chlorure de calcium di hydraté)	0,6 Mm	8,8 g/L
NaNO <sub>3</sub> (Nitrate de sodium)	8,0 Mm	68 g/L
<b>Solution B: 1L</b> K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub> * 3H <sub>2</sub> O (Hydrogénophosphate de potassium tri hydraté)		9,1 g/L
<b>Solution C: 1L</b> MgSO <sub>4</sub> * 7H <sub>2</sub> O (Sulfate de magnésium hepta hydraté)		9,9 g/L
<b>Solution D: 1L</b> Na <sub>2</sub> EDTA (Acide ethylenediaminetetraacetic)		372 mg
FeCl <sub>3</sub> *6H <sub>2</sub> O (Chlorure de fer hexa hydraté)		270 mg
<b>Solution E: 1L</b> concentration métallique I		100 ml
concentration métallique II		100 ml
eau distillée		800 ml

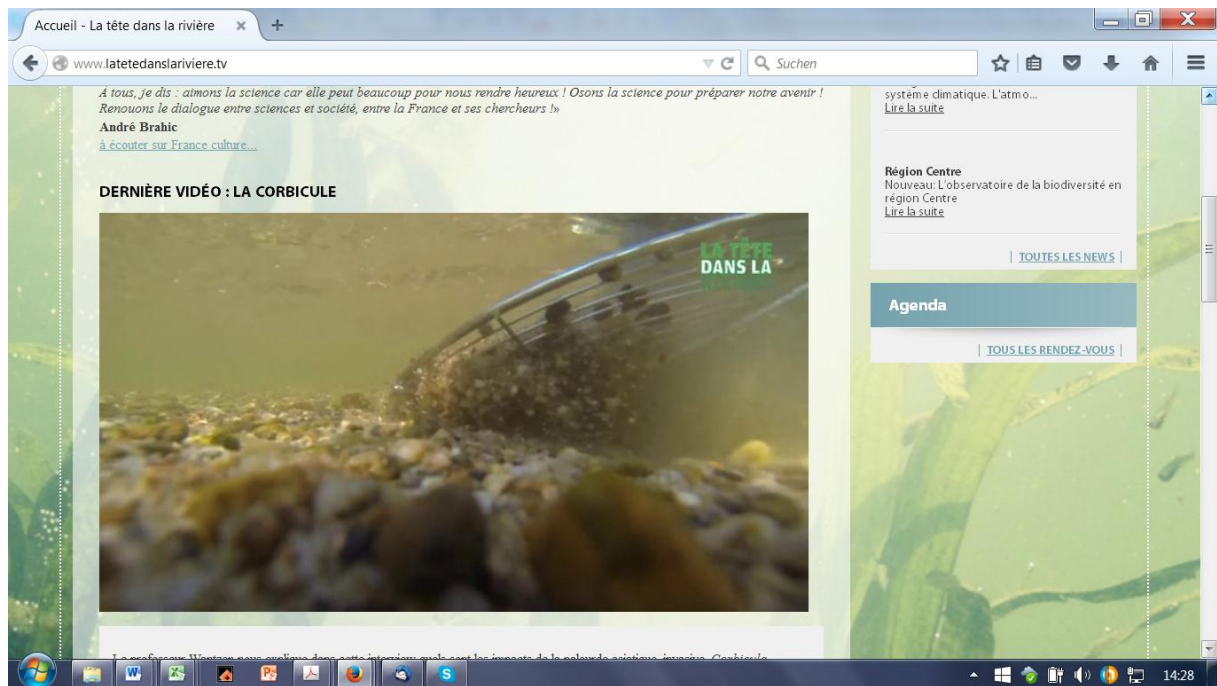


	Volume de dilution
<b>Concentration métallique I: 100 ml</b> H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub> * 4H <sub>2</sub> O (Acide borique)	618 mg/L
MnCl <sub>2</sub> * 4H <sub>2</sub> O (Chlorure de manganèse quadri hydraté)	1979 mg/L
ZnSO <sub>4</sub> * 7H <sub>2</sub> O (Sulfate de zinc hepta hydraté)	50 mg/L
CuSO <sub>4</sub> * 5H <sub>2</sub> O (Sulfate de cuivre penta hydraté)	50 mg/L
Co(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> * 6H <sub>2</sub> O (Nitrate de cobalt hexa hydraté)	50 mg/L
<b>Concentration métallique II: 100 ml</b> Na <sub>2</sub> MoO <sub>4</sub> * 2H <sub>2</sub> O (Molybdate de sodium di hydraté)	484 mg/L

100ml de chaque solution pour 10 L de culture d'algues


## 7.2. Lien pour le film produit

<http://www.latetedanslariviere.tv/mediatheque-multimedia/ecologie-fonctionnelle>



### 7.3. Lettre par la directrice du laboratoire isotopique confirmant le retard des analyses

Note importante : Du aux pannes après cette lettre, les dernières analyses sont arrivés le 10 Octobre 2015.



Universität  
Konstanz

Dr. Elizabeth Yohannes  
Directrice du laboratoire isotopique  
Limnologisches Institut  
Mainaustraße 252  
78464 Konstanz  
Tel +49 7531 89-3530  
[Elizabeth.Yohannes@uni-konstanz.de](mailto:Elizabeth.Yohannes@uni-konstanz.de)  
<http://cms.uni-konstanz.de/stable-isotope-group/>

To 06.07.2015

Prof. Dr. Karl M. Wantzen  
Université de Tours  
Laboratoire CITERES IPAPE  
Parc Grandmont  
37200 Tours, France

Cher collègue,

avec cette lettre je vous rassure que tous les échantillons que vous avez renvoyé a l'université de Konstanz seront analysés, et que le paiement a été effectué et reçu. Malheureusement, une partie des échantillons ne pouvait pas être analysé jusqu'au moment, du a une re-structuration de notre laboratoire résultant en une non-usabilité de notre laboratoire pendant plusieurs mois. Je vous demande mes sincères excuses pour cette interruption des travaux de laboratoire qui ont résulté dans un délai général dans les analyses isotopiques, inclu les nôtres. Nous sommes en train d'analyser vos échantillons avec priorité. Tous vos échantillons seront analysés par 15 Octobre, 2015. Aucun coût additionnel va être demandé.

Avec mes sincères salutations,

*E. Yohannes*

E. Yohannes

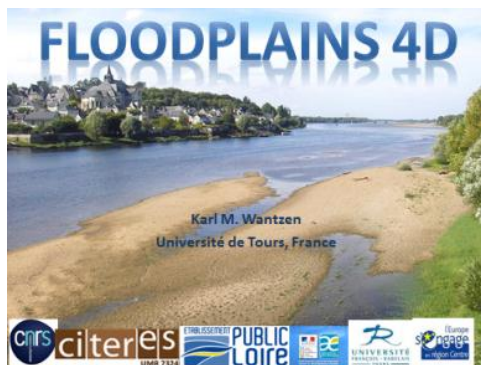
## 7.4. Présentations orales du projet SIAL

Note importante : hors de la présentation ci-dessous, il y a plusieurs thèmes rassemblés dans une seule présentation (il s'agit souvent des présentations invitées, génériques) qui contiennent entre autres des contenus du projet SIAL. Ils ne sont pas autorisés à être mis à disposition commune, plusieurs publications sont en cours.

6<sup>ème</sup> rdv entre la communauté scientifique et les gestionnaires du bassin de la Loire, Clermont-Ferrand, le 25 octobre 2012 et 18<sup>ème</sup> réunion de travail plateforme RDI, Bruxelles, le 23 mai 2013



Karlsruhe Institute for Technology (KIT) : Rdv des scientifiques et gestionnaires « River Management » : présentation invitée



2<sup>ème</sup> Symposium « Proximités », Tours, 20.+21. mai 2015 (présentation et participation dans la table ronde : Table ronde n° 1 : « Conceptualisation et approches de la proximité : dialogue interdisciplinaire »

Modérateurs : Olivier BOUBA-OLGA, Université de Poitiers (France) et José SERRANO,

Université de Tours (France)

Justificatif pour la participation au Séminaire "8iemes Journées Internationales deProximité" de M Karl M. Wantzen, Mme C Boisneau Mme Richard et M Jugé.

Selon l'annonce de la conférence, " Ces 8èmes Journées poursuivent l'effort de conceptualisation des logiques organisationnelles et institutionnelles de coordination des activités économiques au sein de dynamiques territoriales multi-échelles. " La participation des membres de l'équipe ayant travaillé au projet SIAL dans la conférence, la présentation orale par M. Wantzen et ses coauteurs sur la thématique "proximité homme-fleuve" (voir pdf de la présentation, audience ca 30 personnes) et la participation de M. Wantzen dans la table ronde Table ronde n°1 "Conceptualisation et approches de la proximité : dialogue interdisciplinaire" (mercredi 20 mai, voire <http://coll-proximites.sciencesconf.org/resource/page/id/19> , 37 sessions, 130 communications), étaient une très bonne opportunité de contextualiser les enjeux du projet SIAL avec les enjeux d'aménagement. La conférence a vu une très bonne participation, plus de 350 participants internationaux de 16 nationalités. Surtout la présentation du fait qu'une seule espèce envahissante comme la corbicule peut potentiellement influencer le fonctionnement d'un écosystème entier et ses enjeux économiques comme la pêche, ont trouvé un grand intérêt dans les discussions au suivi des présentations et pendant les échanges personnelles. Encore, la présentation a utilisé la thématique du projet SIAL pour faire un lien avec la Chaire Unesco: Fleuve et Patrimoine.



## 7.5. Communication écrite « Hydrodynamique et fonctionnalités écologiques des fleuves »

Journée « Annexes hydrauliques » présentation invitée par CORELA (Conservatoire de la Loire), présence de ca 200 personnes, dont la plupart des gestionnaires

Publication : **Wantzen, Karl M. (2015): *Hydrodynamique et fonctionnalités écologiques des fleuves*. pp13-39 in Conservatoire Régional des Rives de la Loire et ses Affluents (CORELA) Les Cahiers du Conservatoire 15: Dynamique Fluviale et Écologie , CORELA publishing, Nantes, France, 116pp**

