



AGENCE DE L'EAU  
ADOUR-GARONNE

ETABLISSEMENT PUBLIC DU MINISTERE  
DU DEVELOPPEMENT DURABLE

**RAPPORT D'ETUDE :**

**IMPACT DE LA FRAGMENTATION SUR DEUX RIVIERES :  
LE VIAUR (Aveyron, Tarn) ET LE CELE (Lot, Cantal)**



Chaussée de Cabrerets (Célé) Juin 2006

# **SOMMAIRE**

## **I- CONTEXTE DE L'ETUDE**

## **II - OBJECTIFS DE L'ETUDE**

## **III – SITES D'ETUDE**

## **IV- THEMATIQUE 1 - Les communautés de diatomées : comparaison et suivi**

*Contexte et objectifs spécifiques*

*Protocole d'étude des communautés de diatomées*

*Analyses des échantillons*

*Résultats et interprétation*

*1- Qualité de l'eau*

*2- Inventaires floristiques*

*3- Patrons d'invasion biologique*

## **V- THEMATIQUE 2 - Les parasites de poissons : état sanitaire**

*Contexte et objectifs spécifiques*

*Protocole d'étude*

*Résultats et interprétation*

*1- Répartition spatiale et temporelle de *T. polycolpus**

*2- Etat sanitaire*

*3- Le transfert d'hôtes*

## **VI- THEMATIQUE 3 - Diversité génétique des populations pisciaires**

*Contexte et objectifs spécifiques*

*Protocole d'étude*

*Résultats et interprétation*

## **VII- CONCLUSIONS ET IMPLICATIONS POUR LA GESTION DES OBSTACLES**

## **VIII- ENCADREMENTS ET FORMATION D'ETUDIANTS DANS LE CADRE DU PROJET**

## **IX- RETOMBÉES SCIENTIFIQUES DU PROJET**

## **X- REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES**

## I - CONTEXTE DE L'ETUDE

### ***La fragmentation des rivières***

La fragmentation des rivières entraîne la raréfaction ou la disparition à court terme des espèces animales et végétales privées de leur habitat (Wofford et al. 2005). En effet, la construction d'obstacles peut causer la perte d'habitats pour la faune et la flore aquatique. D'une manière générale, les obstacles induisent à leur amont une augmentation des profondeurs d'eau et une réduction des vitesses, ce qui entraîne des effets majeurs sur les processus physico-chimiques. On constate généralement une augmentation de la température de l'eau, notamment en période d'étiage, ce qui se traduit par une baisse de la teneur en oxygène dissous. De plus, le ralentissement de l'eau lié aux barrages hydrauliques est un facteur favorisant l'envasement et le développement des Cyanobactéries (dont certaines sont neuro-toxiques). Enfin, la mise en place d'obstacles est susceptible de provoquer l'isolement des populations d'organismes aquatiques et augmente ainsi les risques d'extinction (e.g. Morita & Yamamoto 2002).

Les grands barrages sont ceux qui ont le plus d'impact (Nilsson 2005). En effet, en plus des conséquences précédemment citées, ils induisent souvent un marnage important. Cela provoque la destruction des habitats riverains qui supportent des espèces de mammifères semi-aquatiques et une forte diversité d'oiseaux. Affectés par ce marnage imposé de plusieurs mètres, les nouveaux rivages s'avèrent réfractaires à toute colonisation végétale et animale. Suite à l'inondation de territoires, un déplacement des populations animales vers de nouveaux habitats peut survenir et provoquer ainsi une compétition avec les populations déjà établies (Park et al. 2003). Le nombre de barrages en France est de 450, le plus grand barrage étant celui de Tignes (chute de 150 m). La situation française est caractérisée d'une part par le monopole exercé par EDF pour la production hydroélectrique et d'autre part par la présence de nombreux seuils en succession sur les rivières. Ces seuils sont des obstacles à l'écoulement de faible hauteur (en général inférieur à trois mètres) qui sont disséminés en grande quantité le long du cours d'eau. Ces seuils pourraient avoir un impact important sur les communautés animales et végétales et sont très peu étudiés. Contrairement aux barrages hydroélectriques, ces fondations sont souvent anciennes et représentent un patrimoine historique unique.

A ce jour, de nombreuses études se sont focalisées sur les effets des barrages de grande taille sur la composition ou l'abondance des communautés d'organismes aquatiques (principalement poissons et macro-invertébrés), mais très peu d'études ont porté sur les effets des barrages de plus petites tailles (Dynesius & Nilsson 1994 ; Park et al. 2003). De plus, la plupart des études existantes ont comparé les effets d'un seul barrage (comparaisons amont-aval du barrage), alors que la prise en compte de multiples barrages répartis le long du gradient longitudinal d'un cours d'eau permet d'aborder la question des effets cumulés de ces obstacles à l'échelle du bassin versant.

Les mesures pour réduire les effets négatifs des obstacles sur l'environnement sont souvent très ponctuelles et faiblement appliquées. Cependant, le projet de loi sur l'eau (<http://www.senat.fr/dossierleg/pjl04-240.html>) ainsi que la Directive Cadre Eau (2000/60/CE) à l'échelle européenne ont conduit les pouvoirs publics et les différents acteurs en charge de la gestion de la biodiversité à reconsidérer et accélérer les connaissances appliquées dans ce domaine.

### ***Les rivières fragmentées sont elles plus sensibles au réchauffement climatique ?***

Les rivières fortement fragmentées devraient être plus sensibles au réchauffement climatique prédit. En effet, la présence de barrages et de seuils accentue les phénomènes d'assèchement dus au réchauffement climatique et empêchent les organismes de migrer vers des zones de refuge. Plus particulièrement en été, l'eau ne s'écoule plus sur le seuil, et favorisent le développement de phytoplancton et les risques d'eutrophisation. Le déficit en oxygène qui en découle peut perturber le cycle de vie des organismes aquatiques. De plus, les rivières qui prennent leur source en basse altitude, pourraient être plus sensibles au réchauffement climatique car elles ne profitent pas de la fonte des neiges et leur débit est uniquement dépendant du régime pluvial. Nous pourrions donc penser que ces rivières seraient les premières à souffrir des futurs épisodes du réchauffement climatique. En conséquence, une rivière fragmentée et qui plus est de basse altitude nécessiterait une attention toute particulière en raison de sa forte sensibilité au réchauffement climatique. Ce projet de recherche est donc volontairement axé sur ce type de rivières considérées comme « fragiles » et sur lesquelles devraient s'orienter prioritairement les programmes de sauvegarde de la biodiversité aquatique.

## **II - OBJECTIFS DE L'ETUDE**

L'objectif principal de cette étude était de mieux comprendre comment la fragmentation des rivières -et en particulier les seuils pour lesquels peu de données existent- affecte le fonctionnement biologique des rivières de basse altitude. Afin d'offrir une réponse globale aux gestionnaires, nous avons considéré trois composantes biologiques : (i) les communautés de diatomées (algues microscopiques colonisant le lit des cours d'eau), (ii) les populations de parasites de poissons et (iii) la diversité génétique des populations de poissons.

Cette approche multi-organismes nous permet d'avoir une approche intégrative de la problématique, facilitant et affinant ainsi le diagnostic.

Dans ce rapport, nous présenterons d'abord les sites d'études et l'échantillonnage, puis nous présenterons la méthodologie et les résultats propres à chacun des compartiments. En conclusion nous proposerons des outils de gestion adaptés aux obstacles de types seuils.

## **III – SITES D'ETUDE**

L'étude, de type « comparative », s'est focalisée sur deux cours d'eau du bassin versant de la Garonne ; le Viaur (affluent de l'Aveyron) et le Célé (affluent du Lot). Ces deux rivières sont similaires d'un point de vue hydromorphologique, comme en attestent les descriptions détaillées ci-dessous. Par contre elles varient beaucoup selon leur degré de fragmentation puisque le Viaur est fortement fragmenté alors que le Célé est très peu fragmenté. Ainsi, en comparant les caractéristiques biologiques de ces deux rivières, nous pouvons donc supposer que les différences observées seront principalement imputables aux effets de la fragmentation.

### *Le Viaur : une rivière fortement fragmentée*

Le Viaur prend sa source à 1090 m d'altitude, et présente une faible profondeur (moyenne de 1 m). Après un parcours de 168.7 km, le Viaur conflue avec l'Aveyron, dont il est le principal affluent. Le bassin versant du Viaur s'étend ainsi sur 1530 km<sup>2</sup> traversant deux grandes régions naturelles que sont le Levézou et le Ségala.

Le Viaur est très fortement fragmenté ; 30 km en aval de la source du Viaur, se situe la retenue de Pont de Salars. La mise en eau de la retenue s'est effectuée en 1952. La retenue possède une superficie de 182.11 ha pour une capacité de 20.55 hm<sup>3</sup> avec une profondeur maximale de 34 m. La dernière vidange a été effectuée la semaine du 21 août 1995. D'autre part, au 2/3 de son parcours est implanté le barrage de Thuriès qui fonctionne par éclusées. Son débit réservé est de 430 l/s avec des éclusées d'un maximum de 22 m<sup>3</sup>. La dernière vidange a été effectuée en 1986 et a été dévastatrice, laissant plusieurs kilomètres de rivières sans vie. Il faut aussi noter la présence des barrages de Pareloup et de Bage localisés sur des affluents en tête de bassin. Finalement, 2/3 du débit du Viaur sont détournés sur le bassin du Tarn à des fins hydroélectriques. Ces barrages non seulement constituent des obstacles au déplacement des poissons mais induisent un bouleversement profond dans la communauté pisciaire. De plus, ils induisent des modifications chimiques (stratification thermique, anoxie des zones profondes, augmentation des sédiments et éléments nutritifs, eutrophisation...). La régulation des débits est susceptible d'entraîner des effets majeurs sur la granulométrie du substrat et de modifier l'habitat disponible en aval immédiat du barrage.

A cette artificialisation récente, il faut ajouter les nombreuses chaussées (i.e. seuils, Photo 1) aménagées il y a plusieurs siècles pour des moulins qui jalonnent le parcours du Viaur et de ses principaux affluents. Ces moulins servaient à fournir l'énergie nécessaire pour moulinier le grain, presser les pommes à cidre ou encore actionner des forges. La plupart a été construite au Moyen-Âge et font donc partie du patrimoine culturel de la vallée du Viaur. 52 chaussées ont été répertoriées de la source à l'embouchure, soit une moyenne sur le linéaire d'une chaussée tous les 3 km (Guilmet 1997). Si quelques unes sont gérées et entretenues par les riverains, d'autres sont en revanche laissées à l'abandon et la majorité d'entre elles n'est plus fonctionnelle aujourd'hui.

L'impact des chaussées sur la diversité animale, n'a pas fait l'objet d'études particulières. Et pourtant, ces chaussées créent de véritables petites retenues relativement larges (10-20 m), profondes (1-2 m) et longues (400-700 m) et constituent, pour beaucoup d'entre elles, des obstacles difficiles à franchir pour les poissons (Ovidio & Philippart 2002). Les conséquences de la construction de seuils pourraient être, à moindre échelle, similaires à celle d'un barrage réservoir. L'effet conjugué des barrages et des chaussées peut avoir des répercussions importantes sur l'ensemble de la communauté piscicole de la rivière (Poulet 1999 ; Poulet et al. 2001).



Photo 1 : Chaussée sur la rivière Viaur (Aveyron)

### *Le Célé : une rivière faiblement fragmentée*

Depuis sa source dans la région Sud-Ouest du cantal à 715 m d'altitude, le Célé (Photo 2) suit son chemin de 103 km à travers le Quercy pour se jeter dans le Lot à Conduché. Le bassin versant du Célé s'étend sur 1350 km<sup>2</sup>. Le Célé et le Viaur sont proches géographiquement (100-200 km) et sont ainsi soumises à des variations climatiques et hydrologiques de même ordre (débit annuel moyen : 8-25 m<sup>3</sup>/s pour le Viaur et 7-30 m<sup>3</sup>/s pour le Célé).

D'après le compte rendu de l'agence de l'eau Adour-Garonne, le Célé présenterait une masse d'eau faiblement modifiée. En effet, aucun ouvrage hydroélectrique n'a été construit sur le Célé et seulement 7 chaussées existent aujourd'hui le long du gradient amont-aval soit une chaussée tous les 15 km. Ainsi, le Célé s'avère être une rivière fondamentale pour notre étude dans la mesure où il s'agit d'une rivière faiblement fragmentée et qui présente de fortes similarités avec le Viaur.

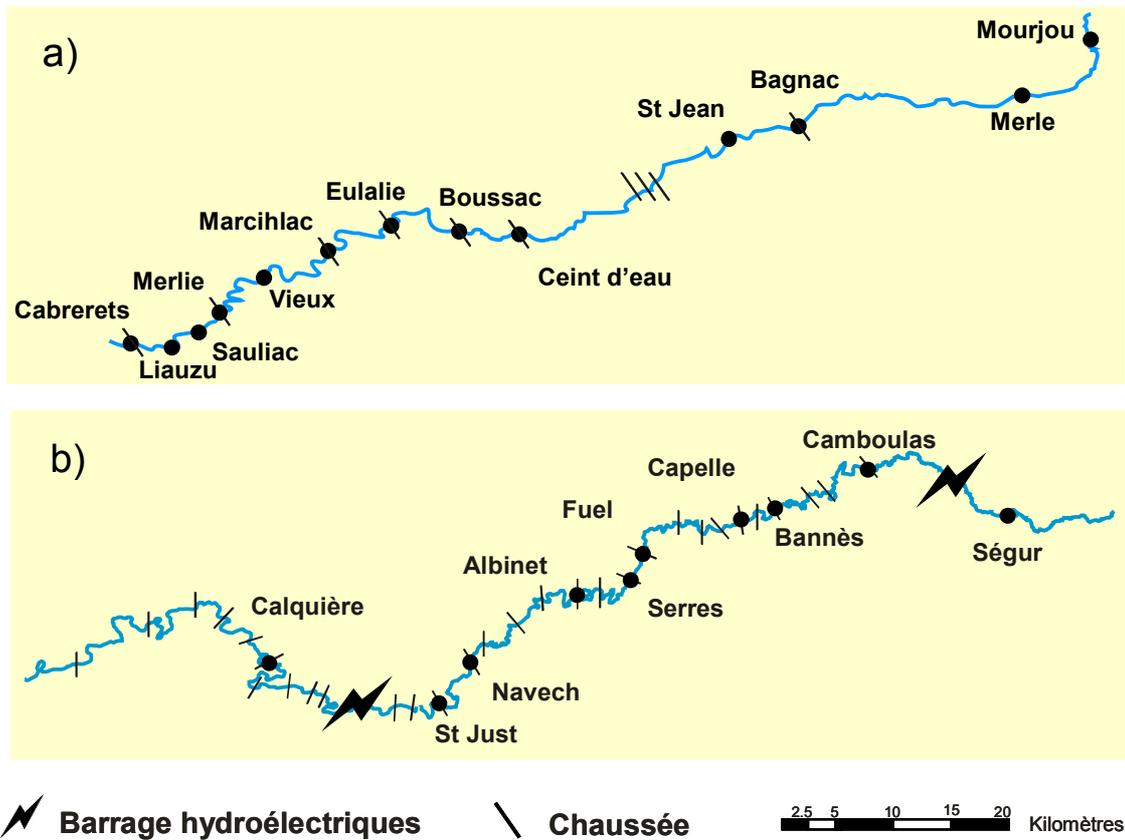
Afin de d'identifier les effets de la fragmentation au niveau de l'écosystème, 10 stations sur le Viaur et 12 stations sur le Célé ont été sélectionnées le long du gradient amont-aval (Carte 1).

Stations sur le Viaur :

- . (1) chaussée de la Calquière
- . (2) chaussée de St Just
- . (3) chaussée de Navech
- . (4) chaussée du moulin d'Albinet
- . (5) chaussée du moulin de Serres
- . (6) chaussée de Grand Fuel
- . (7) chaussée de La Capelle
- . (8) chaussée de Bannès
- . (9) chaussée de Camboulas
- . (10) chaussée de Ségur

Stations sur le Célé :

- . (1) chaussée de Cabrerets
- . (2) Le liauzu
- . (3) Sauliac sur Célé
- . (3) chaussée de Merlie
- . (4) moulin Vieux
- . (5) chaussée de Marcilhac
- . (6) chaussée de Ste-Eulalie
- . (7) chaussée de Boussac
- . (8) chaussée de Ceint d'eau
- . (9) St Jean Mirabel
- . (10) chaussée de Bagnac-sur-Célé
- . (11) Merle
- . (12) Mourjou



Carte 1 : a) les 12 stations sur le Céle réparties sur le gradient amont-aval et b) les 10 stations sur le Viaur réparties sur le gradient amont-aval.

L'étude a été réalisée en période estivale de 2005 et de 2009 et à chaque été (n=4). Le protocole sera détaillé dans chacune des thématiques.

## **IV- THEMATIQUE 1**

### **Les communautés de diatomées : comparaison et suivi**

Responsable scientifique : Loïc Tudesque

#### ***Contexte et objectifs spécifiques***

Les diatomées benthiques sont des algues unicellulaires vivant sur le lit des rivières. De part leur cycle de vie et leur forte diversité, les diatomées sont souvent utilisées en tant que bio-indicateur des cours d'eau. En effet, les communautés de diatomées réagissent très vite aux perturbations tant chroniques que permanentes. Ainsi, dans ce projet nous avons utilisés les diatomées afin de répondre aux objectifs suivants :

- évaluer la qualité biologique des cours d'eau sur la quasi-totalité de leur linéaire ;
- apprécier l'évolution longitudinale et temporelle de la composition des communautés de diatomées benthiques et tester l'effet de la fragmentation sur cet assemblage ;
- établir un inventaire floristique détaillé des peuplements diatomiques en étant tout particulièrement attentif à la présence ou non d'espèces considérées comme exotiques et/ou invasives récemment inventoriées dans les cours d'eaux français (espèces d'origine tropicale ou nord américaine entre autres). En effet plusieurs théories écologiques reposent sur l'hypothèse que les habitats perturbés (i.e., les habitats fragmentés) devraient avoir une richesse en espèces exotiques plus importante que les milieux stables.

#### ***Protocole d'étude des communautés de diatomées***

Les communautés de diatomées ont été échantillonnées sur les sites présentés dans les cartes 1 et 2 selon une méthode standardisée. Les prélèvements ont été réalisés en 2006, 2007, 2008 et 2009 afin de quantifier la consistante temporelle des résultats.

Pour chacun des sites d'étude nous avons réalisé le prélèvement de diatomées benthiques 100 à 200 m en aval de la chaussée dans une zone de courant. Les échantillons ont été prélevés en faciès lotique sur substrat dur (blocs ou pierres) conformément à la norme AFNOR NTF 90-354. Les échantillons ont été fixés au formol (4%) et déterminés à l'espèce par L. Tudesque. L'indice diatomique utilisé dans le cadre de l'évaluation de la qualité de l'eau est l'indice Biologique Diatomées IBD. Les limites de

classes biologiques déterminées selon les hydroécorégions sont celles définies dans le « Guide Technique actualisant les règles d'évaluation de l'état des eaux douces de surface de métropole ».

### **Analyses des échantillons**

Après réalisation des inventaires floristiques, nous avons déterminés les indices de pollution globale (Indice de Polluosensibilité Spécifique IPS et Indice Biologique Diatomées normalisé IBD).

### **Résultats et interprétation**

#### 1- Qualité de l'eau

En annexe se trouvent les tableaux synthétiques reprenant pour chaque station les valeurs indicielles IBD, les classes de qualité associées, la diversité et la richesse spécifique ainsi que la cartographie présentant l'évolution spatiale et temporelle des classes de qualité.

#### 1-1 Le Célé

Les valeurs indicielles IBD sont comprises entre un maximum de 20/20 et un minimum de 6,8/20 pour des classes de qualité allant de « Très bonne » à « Modérée ». L'évolution longitudinale et temporelle des notes IBD sont reprises dans la figure 1 ci-dessous (la courbe rouge représente la tendance établie sur les 4 années de suivi).

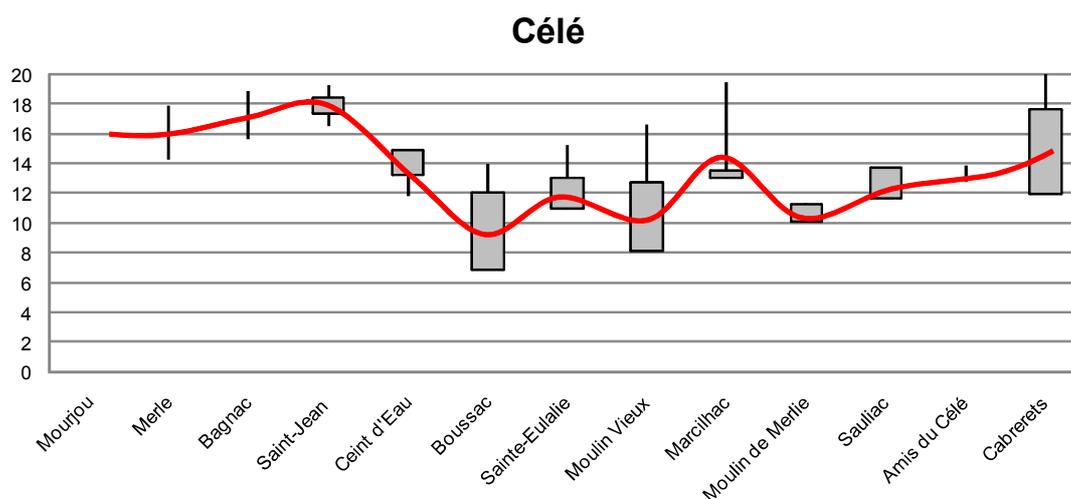


Figure 1 : Evolution longitudinale de l'IBD sur les 13 stations du Célé (moyenne sur 4 ans).

L'évolution longitudinale met en avant une bonne qualité de l'eau sur le cours amont depuis la station Saint Jean Mirabel jusqu'à Mourjou. Entre l'aval de Saint Jean et Boussac (traversée de l'agglomération Figeacoise) les valeurs indicielles sont en forte diminution (chute en moyenne de 8 points) et marquent, de fait, un retrait important de la qualité biologique. Ceci se traduit au sein des communautés de diatomées par la substitution des diatomées polluo-sensibles (telles que *Achnantheidium minutissimum* 45% en 2006 et *A. subhudsonis* 69% en 2008) par des taxons polluo-résistants à l'image de *Mayamaea permitis* (76% en 2006) ou bien *Nitzschia inconspicua* (45% en 2009). Sur les cours moyen et inférieur, la tendance générale est au maintien d'une qualité biologique moyenne, voire à une légère restauration de la qualité de l'eau. Nous constatons des variations parfois très marquées entre stations, sur le tronçon Boussac – Cabrerets, 3 classes de qualité sont représentées (très bonne, bonne et moyenne).

Le suivi temporel intra-stations montre des variations fortes des valeurs indicielles d'une année sur l'autre (cf. carte en annexe). Au cours des 4 campagnes d'échantillonnage, les stations présentent 2 à 3 classes de qualité (seule la station de Sauliac présente une qualité moyenne au cours des 4 années).

## 1-2 Le Viaur

Les valeurs indicielles IBD sont comprises entre un maximum de 19,3/20 et un minimum de 7,7/20, pour des classes de qualité allant de « Très bonne » à « Mauvaise ». L'évolution longitudinale et temporelle des notes IBD sont reprises dans la figure 2 ci-dessous (la courbe rouge représente la tendance établie sur les 4 années de suivi).

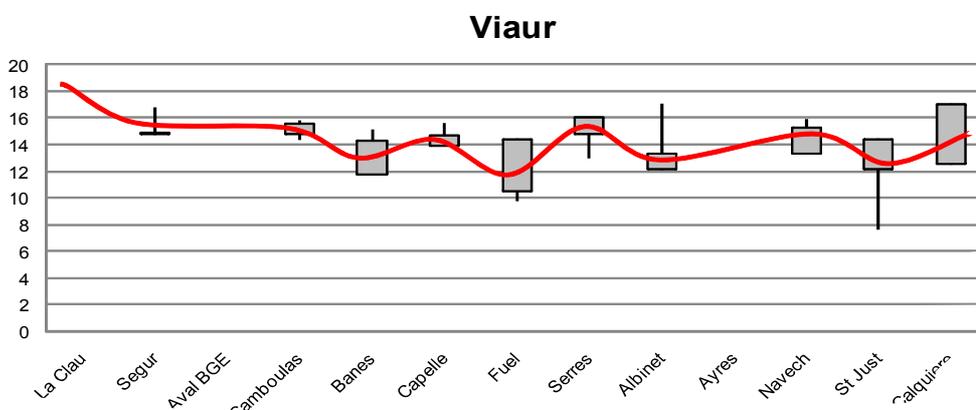


Figure 2 : Evolution longitudinale de l'IBD sur les 13 stations du Viaur (moyenne sur 4 ans).

L'évolution longitudinale met en avant une qualité biologique très bonne en tête de bassin. La qualité biologique observée à la Clau est conforme à la qualité biologique théorique d'une station de référence. Dès Ségur, la qualité biologique marque un net fléchissement, cette qualité moyenne s'observe jusqu'à Camboulas. En aval de Bannes jusqu'à la Calquière, c'est-à-dire sur les trois quarts du linéaire, la qualité biologique du Viaur reste relativement homogène, dans une gamme de qualité moyenne. Les stations de Fuel et surtout Saint-Just apparaissent comme étant les sites les plus notablement affectés par une dégradation de la qualité de l'eau. Cette situation est incontestablement liée à la proximité de zones urbaines.

Le suivi temporel intra-stations montre des situations relativement contrastées. Les stations de Camboulas, Capelle et Navech apparaissent comme étant plus stables : classe de qualité moyenne au cours des 4 années. A l'opposée, les stations Albinet, Saint-Just et Calquière présentent les variations interannuelles les plus marquées, la qualité biologique de ces trois stations se répartissant sur trois classes de qualité. Les sites de Ségur, Bannès et Fuel quant à eux ont une situation intermédiaire.

**De façon générale, peu de tendances claires se dégagent quant à la comparaison Viaur-Célé. On peut noter une tendance à l'homogénéité sur le Viaur (notamment la partie aval) qui pourrait être imputable aux effets des chaussées. Toutefois, ce premier suivi temporel des rivières Célé et Viaur montre la nécessité d'un suivi à plus long terme afin d'en extraire une tendance nette de l'évolution spatiale de la qualité biologique du milieu. Les variations interannuelles sont telles qu'une très bonne connaissance du milieu et des conditions environnementales pré-échantillonnage (tout particulièrement des conditions hydrologiques) est indispensable à la détermination pertinente de la qualité biologique d'une station à un instant donné.**

## 2- Inventaires floristiques

### 1-1 Le Célé

264 taxons ont été recensés dans les stations du Célé (43 échantillons). Les inventaires avec les abondances relatives se trouvent en annexe. La richesse taxonomique est

comprise entre un minimum de 29 (station Bagnac en 2008) et un maximum de 79 (station Cabrerets en 2007). La figure 3 ci-dessous reprend la richesse taxonomique moyenne dans les 13 stations du Célé.

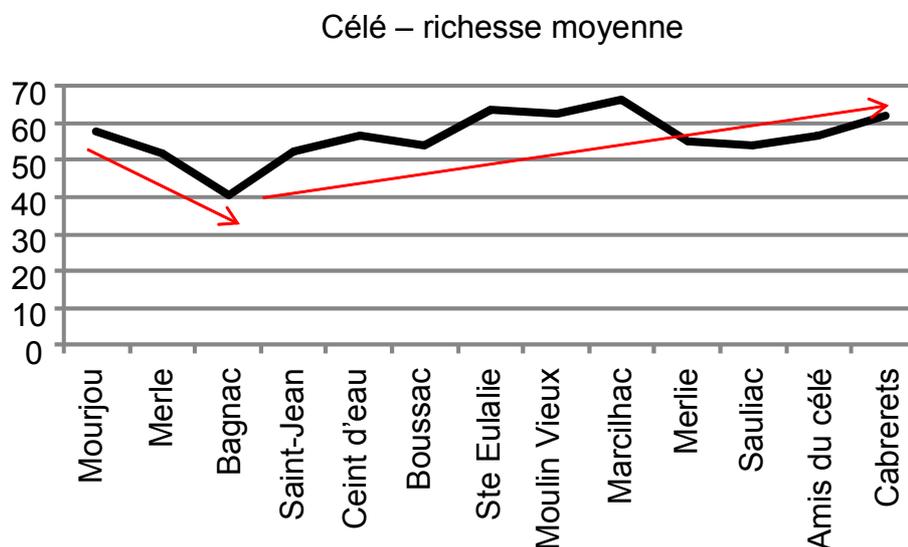


Figure 3 : Evolution longitudinale de la richesse taxonomique moyenne dans les 13 stations du Célé.

La richesse taxonomique moyenne montre une forte diminution dans le cours amont, de Mourjou à Bagnac. En aval de Bagnac, la tendance est à une augmentation progressive de la richesse spécifique, marquée cependant par un léger fléchissement sur le cours inférieur (dans le secteur de Moulin de Merlie et Sauliac).

### 1-2 Le Viaur

297 taxons ont été recensés dans les stations du Viaur (44 échantillons). Les inventaires avec les abondances relatives se trouvent en annexe. La richesse taxonomique est comprise entre un minimum de 41 (station La Clau en 2008) et un maximum de 94 (station Banès en 2007). La figure 4 ci-dessous reprend la richesse taxonomique moyenne dans les 13 stations du Viaur.

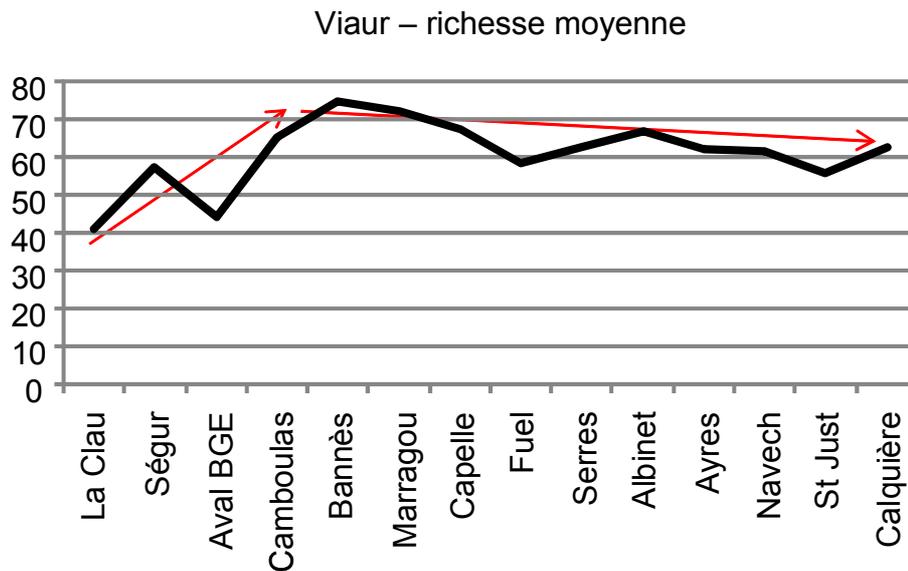


Figure 4 : Evolution longitudinale de la richesse taxonomique moyenne dans les 13 stations du Viaur.

La richesse taxonomique moyenne montre une forte augmentation dans le cours amont avec un maximum atteint à Bannès. En aval de Bannès, sur les cours moyen et aval, la tendance est à une diminution progressive de la richesse spécifique.

**Les patrons de richesse spécifique sont très dissemblables entre le Viaur et le Célé, avec un patron amont-aval plus représentatif des rivières naturelles sur le Célé que sur le Viaur. Ces résultats semblent donc indiquer que les chaussées pourraient avoir affecté la répartition amont-aval des communautés de diatomées sur le Viaur. Notamment, l'accumulation d'espèces dans les zones aval des rivières ne semblent pas (ou très peu) se retrouver sur le Viaur.**

### 3- Patrons d'invasion biologique

Les communautés de diatomées benthiques du Célé et du Viaur se caractérisent par la présence de nombreuses espèces considérées comme exotiques et /ou invasives. Dans le Célé 7 espèces ont été inventoriées et 5 dans le Viaur (\* espèces uniquement inventoriées dans le Célé). Ces espèces, illustrées dans la planche sont :

*Achnanthydiumm catenatum* (Bily & Marvan) Lange-Bertalot

*Achnanthydium subhudsonis* (Hustedt) Kobayasi

*Encyonema triangulum* (Ehrenberg) Hützing

*Eolimna comperei* Ector, Coste & Iserentant \*

*Gomphoneis minuta* (Stone) Kociolek & Stoermer

*Nitzschia costei* Tudesque, Rimet & Ector

*Reimeria uniseriata* Sala, Guerrero & Ferrario \*

Alors que le nombre moyen d'espèces invasives dans le Viaur est inférieur à celui du Célé, l'abondance moyenne de ces espèces est très nettement supérieure (Figure 5 ci-dessous).

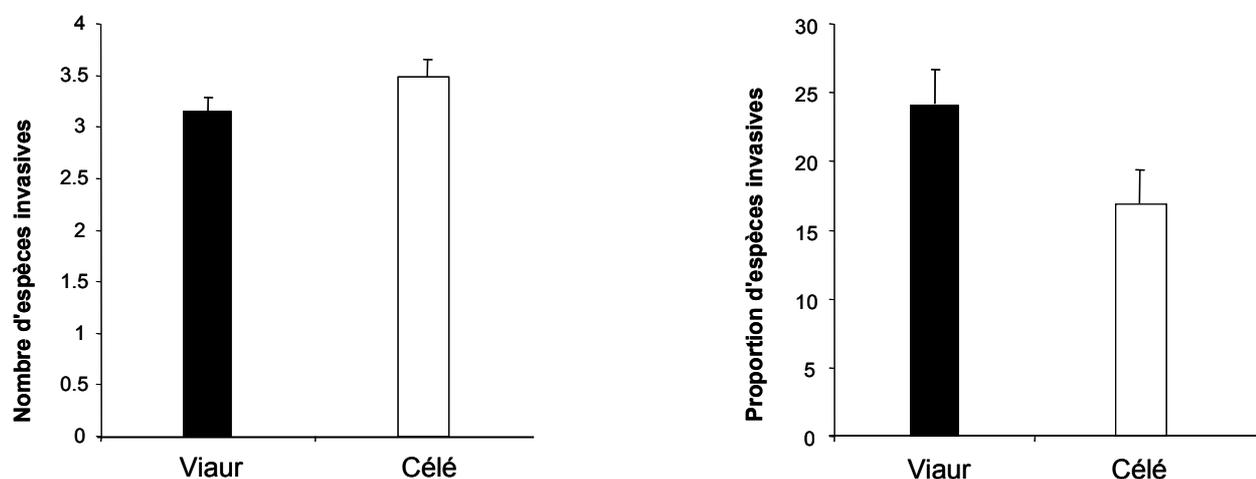


Figure 5 : a) nombre d'espèces invasives et b) proportion d'espèces invasives sur le Viaur et le Célé.

Les patrons d'invasion biologique des diatomées benthiques dans les rivières Célé et Viaur montrent une forte divergence (Figure 6 ci-dessous).

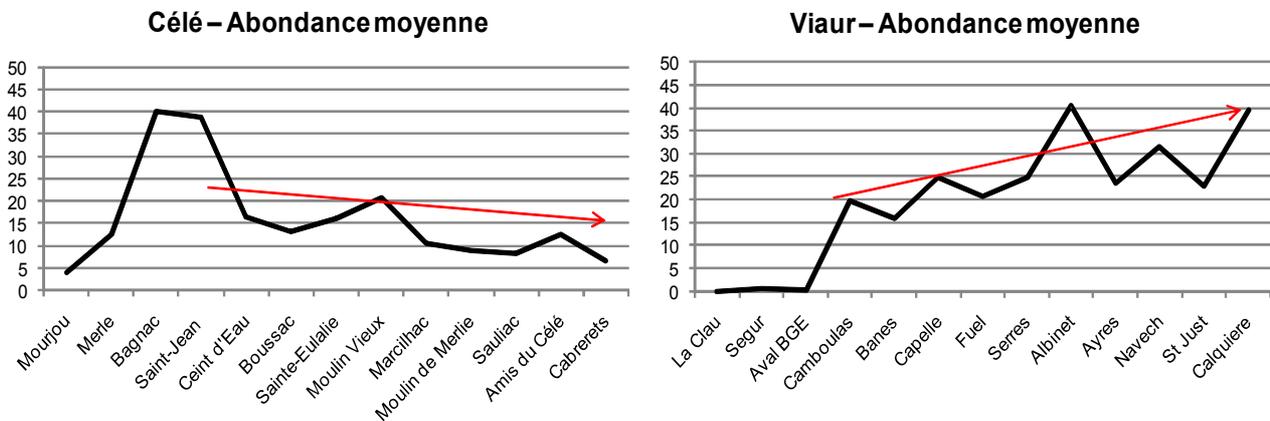


Figure 6 : Evolution longitudinale de l'abondance moyenne de diatomées invasives dans le Viaur et dans le Célé.

Dans le Célé, l'abondance moyenne est forte dans le secteur Bagnac-Saint-Jean, puis décroît fortement en aval de l'agglomération figeacoise. Dans les cours moyen et aval, la tendance montre une diminution progressive de leur abondance. Concernant la rivière Viaur, les espèces invasives apparaissent dès la station Camboulas (aval immédiat de du barrage de Pont de Salars). La tendance de leur évolution spatiale montre une augmentation fortement significative de leur abondance vers l'aval. Deux maxima à 40% sont atteints dans les stations Albinet et Calquièrre.

Nous notons dans la rivière Célé la présence d'un nouveau taxon pour la science. Il s'agit d'une diatomée appartenant au genre *Achnantheidium*. Cette nouvelle espèce est apparue en 2009 sur le cours aval entre Marcilhac et Cabrerets où elle atteint près de 2% d'abondance relative. Au moment où est écrit ce rapport, cette espèce fait l'objet d'une publication scientifique actuellement sous presse (Vie et Milieu). Cette nouvelle espèce a été nommée : *Achnantheidiumm druartii* (Rimet & Couté).

**Les milieux perturbés sont souvent des zones propices à l'établissement des espèces non-natives. Nos résultats confirment cette hypothèse puisque l'abondance d'espèces non-natives était significativement supérieure sur le Viaur. Cela semble particulièrement vrai sur les zones aval.**

## **V- THEMATIQUE 2**

### **Les parasites de poissons : état sanitaire**

Responsable scientifique: Géraldine Loot

#### ***Contexte et objectifs spécifiques***

Depuis quelques années maintenant notre laboratoire étudie l'impact du parasite *Tracheliastes polycolpus* (Photo 2) sur la dynamique des populations de vandoise rostrée (*Leuciscus burdigalensis*) du Vieur et du Célé.

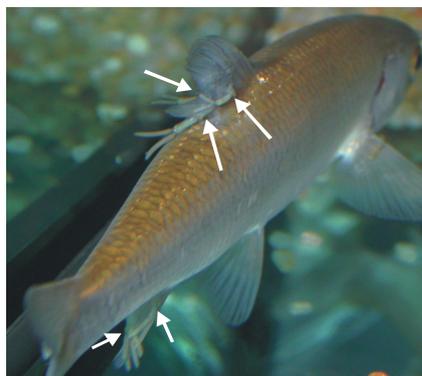


Photo 2 : Le parasite *Tracheliastes polycolpus* sur la nageoire dorsale et anale de la vandoise rostrée

Cet ectoparasite s'avère très fortement pathogène pour les populations de vandoise rostrée (Loot et al. 2004). En effet, ce projet nous a permis d'observer une sérieuse dégradation de l'état sanitaire des vandoises fortement infestées. En particulier, les nageoires sont fortement attaquées (Photo 3) et la capacité de nage (donc l'utilisation de l'habitat), mais également la croissance de ces poissons sont affectées (Blanchet et al. 2009).

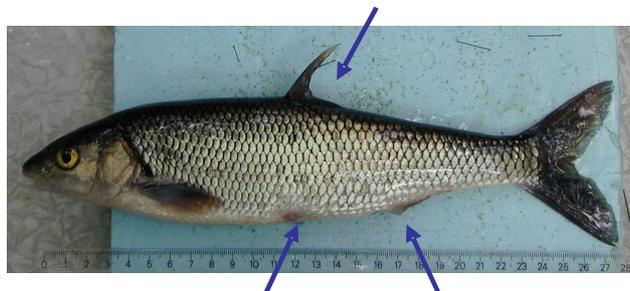


Photo 3 : Dégradation des nageoires de vandoise rostrée par le parasite *T. polycolpus* (nb : nageoire dorsale très dégradée, pelviennes et anale pratiquement disparues).

Il nous semble fondamental d'étudier la distribution spatiale et temporelle de ce parasite, notamment car la vandoise rostrée constitue une espèce endémique et vulnérable dans les cours d'eau du sud-ouest de la France. D'autre part, les larves libres de ce parasite affectionnent particulièrement les zones d'eau lente (comme tous les copépodes). Ainsi, les chaussées en favorisant ces zones devraient faciliter le cycle de vie de ces parasites et on peut donc s'attendre à ce que -indirectement- la fragmentation augmente la prévalence (%vandoises parasités) et l'intensité parasitaire (nombre de parasites / vandoises) de cette espèce. Enfin, depuis cette année, nous observons un transfert de ce parasite vers d'autres espèces qui étaient exemptes d'infestation jusqu'à maintenant. Ces espèces sont le goujon, le vairon et le toxostome. Bien que le niveau de parasitisme reste encore assez faible chez ces espèces la situation est préoccupante.

Les objectifs à ce niveau étaient donc (i) de quantifier la répartition spatiale et temporelle de cette espèce de parasite sur le Viaur et le Célé, (ii) de réaliser une description de l'état sanitaire (dégradation des nageoires, lésions inflammatoires, communautés de bactéries associées), (iii) de déterminer si les transferts d'hôte chez ce parasite étaient fréquents et quels en étaient les causes écologiques. Ces données nous permettront de tester si la fragmentation favorise ou non le cycle de ce parasite.

### ***Protocole d'étude***

Tous les poissons ont été capturés par pêche électrique (DEKA 7000). Entre 20 et 30 vandoises ont été capturés sur tous les sites sur les quatre années du projet (sauf pour les sites amont où la vandoise n'était pas présente) (voir annexe). Afin de déterminer les causes du transfert d'hôtes, l'ensemble des communautés de poissons (où la vandoise était présente) a été échantillonné de façon exhaustive (voir annexe) dans le Viaur et le Célé en 2008.

Chaque individu a été anesthésié, mesuré (mm) et pesé (g). Nous avons effectué un comptage des parasites et nous avons déterminé la dégradation des nageoires et l'état sanitaire pour chaque nageoire et chaque individu. La dégradation des nageoires est représentée par un indice qui prend en compte la superficie de nageoire manquante (en %) (voir Figure 7).

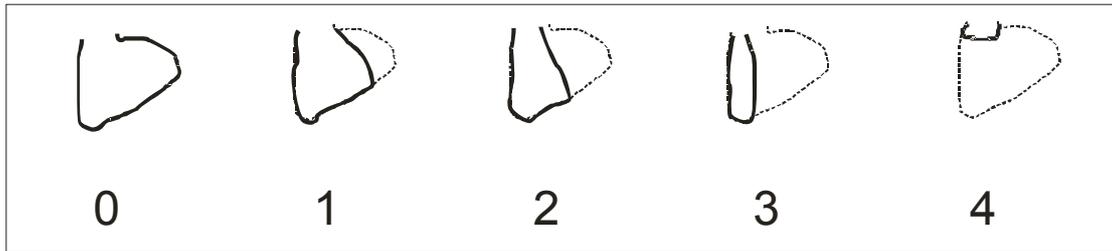


Figure 7 : Indice de dégradation des nageoires. Indice 0 : pas de dégradation ; Indice 1 : 25% de dégradation ; Indice 2 : 50% ; Indice 3 : 75% ; Indice 4 : 100%. Les lignes pointillées indiquent la surface manquante sur la nageoire.

## Résultats et interprétation

### 1- Répartition spatiale et temporelle de *T. polycolpus*

Au cours des 4 années d'échantillonnage nous avons constaté que le pourcentage de poissons parasités (prévalence) ainsi que le nombre moyen de parasites par hôte (intensité parasitaire) était beaucoup plus fort sur le Viaur que sur le Célé (Figure 8 ci-dessous pour l'intensité parasitaire).

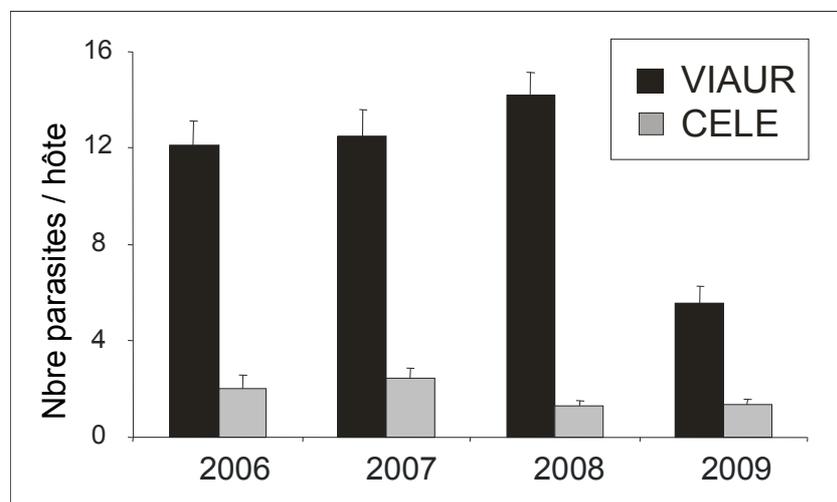


Figure 8 : Intensité parasitaire (nombre de parasites / hôte) pour 4 années d'échantillonnage et pour les deux rivières étudiées : le Viaur (en noir) et le Célé (en blanc).

L'intensité parasitaire était de 12-13 parasites sur le Viaur sur la période 2006-2008, avant de baisser fortement en 2009 (environ 5 parasites). Parallèlement, la prévalence parasitaire était de 90-95 % en 2006-2008 avant de chuter à 50 % en 2009 (résultats non montrés).

Concernant le Célé l'intensité parasitaire était constante au cours des 4 années avec environ 2-3 parasites/individus (Figure ci-dessus) et 40-50 % des poissons étant parasités (résultats non montrés).

De façon générale, nous avons donc détecté une consistance temporelle forte, hormis pour la dernière année d'échantillonnage sur le Viaur. En 2009 les vandoises étaient également beaucoup plus rares sur le Viaur, ce qui suggère un lien étroit entre densité de l'hôte et intensité de la charge parasitaire.

A l'échelle du site, nous avons au contraire de très fortes variabilités tant spatiales que temporelles (Figure 9 ci-dessous).

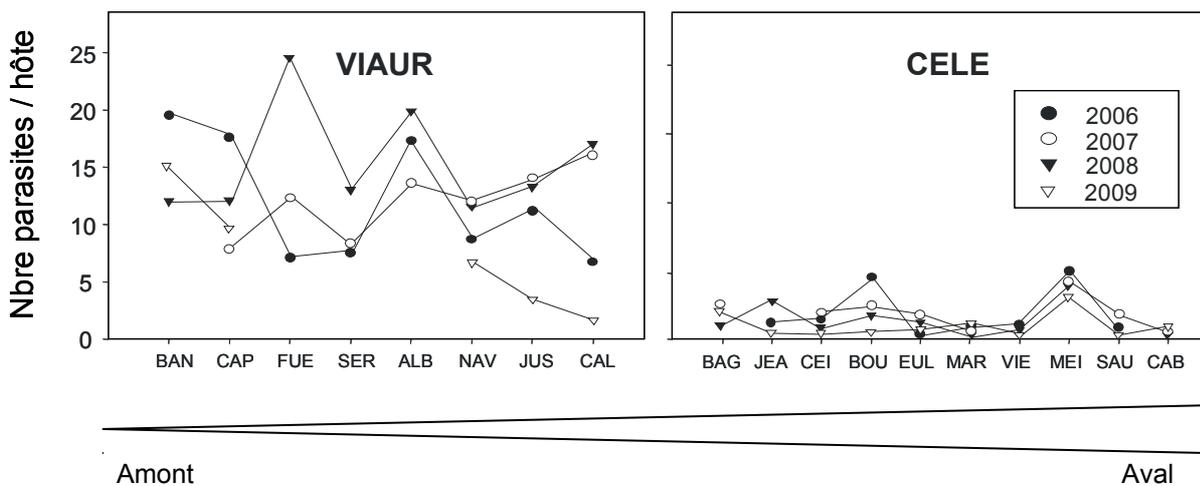


Figure 9 : Intensité parasitaire (nombre de parasites / hôte) pour les sites d'études du Viaur et du Célé et pour chaque année d'échantillonnage.

Cette variabilité était particulièrement marquée sur le Viaur où certains sites montraient une intensité parasitaire très forte une année et extrêmement faible l'année suivante. Ainsi, aucune tendance spatiale (par exemple un gradient amont-aval) particulière n'a pu être mise en évidence. Sur le Célé au contraire, la variabilité inter-annuelle était beaucoup

moins marquée, de même que la variabilité inter-sites. Toutefois, encore une fois aucun patron spatial n'a été détecté.

## 2- Etat sanitaire

Concernant l'état sanitaire (dégradation des nageoires et infection secondaire), les résultats étaient congruents avec la répartition spatiale des parasites : les vandoises du Viaur avaient un état sanitaire beaucoup moins bon que les vandoises du Célé. Ceci est vrai pour les 4 années d'échantillonnage (Figure 10 ci-dessous).

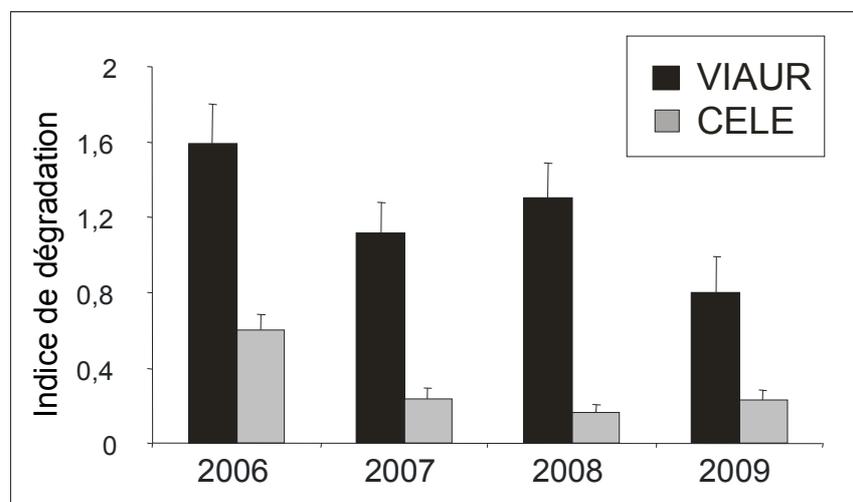


Figure 10 : Indice de dégradation des nageoires de la vandoise pour 4 années d'échantillonnage et pour les deux rivières étudiées : le Viaur (en noir) et le Célé (en blanc).

A l'échelle du site, nous avons observé de fortes fluctuations spatiales et temporelles (Figure 11 ci-dessous), bien que ces variations soient moins importantes que celles observées concernant l'intensité parasitaire. De façon très intéressante, certains sites sur le Célé présentaient un indice de dégradation presque aussi fort que les indices observés sur le Viaur. Puisque le nombre de parasites est toujours plus faible sur le Célé, ceci suggère qu'il pourrait y avoir un déterminisme environnemental fort concernant l'état sanitaire. Ceci a été confirmé par une analyse plus poussée des données qui vient d'être publiée sous forme d'article scientifique (Cardon et al. 2011).

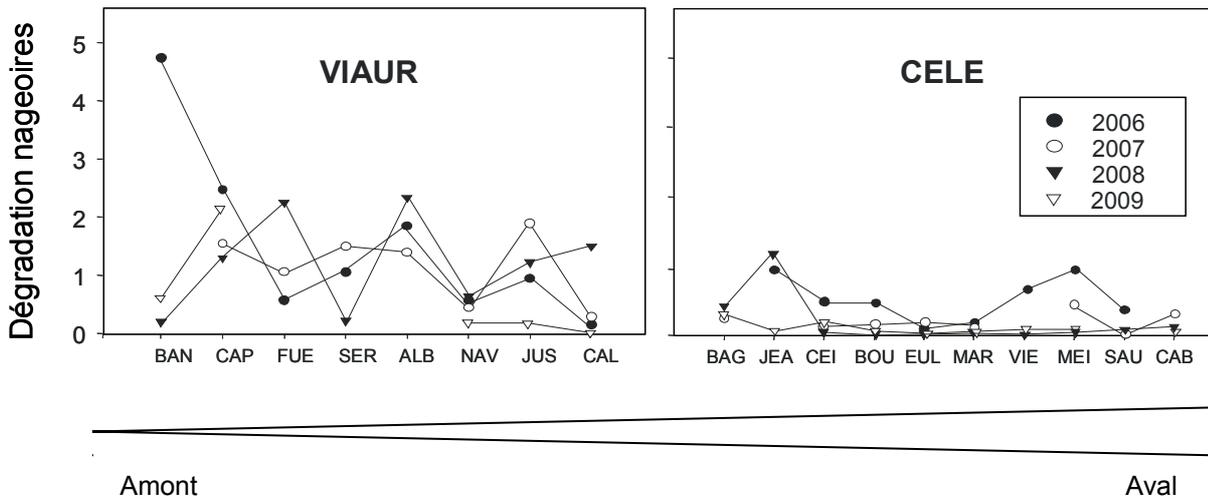


Figure 11 : Indice de dégradation des nageoires de la vandoise pour les sites d'études du Viour et du Célé et pour chaque année d'échantillonnage.

### 3- Le transfert d'hôtes

Parmi les 10 espèces d'hôtes potentiels que nous avons échantillonnés, 6 étaient parasitées par *T. polycolpus* : la vandoise, le toxostome, le goujon, le vairon, le chevesne et le gardon (Figure ci-dessous). L'intensité parasitaire variait considérablement entre les espèces et les rivières. La vandoise mise à part, le toxostome était l'espèce la plus parasitée par *T. polycolpus* sur le Viour (environ 50% des individus parasités et 4 parasites par individus), alors que ce n'était pas nécessairement le cas sur Célé (Figure 12 ci-dessous). D'autre part, seules 4 espèces de poissons étaient parasitées sur le Célé contre 6 sur le Viour.

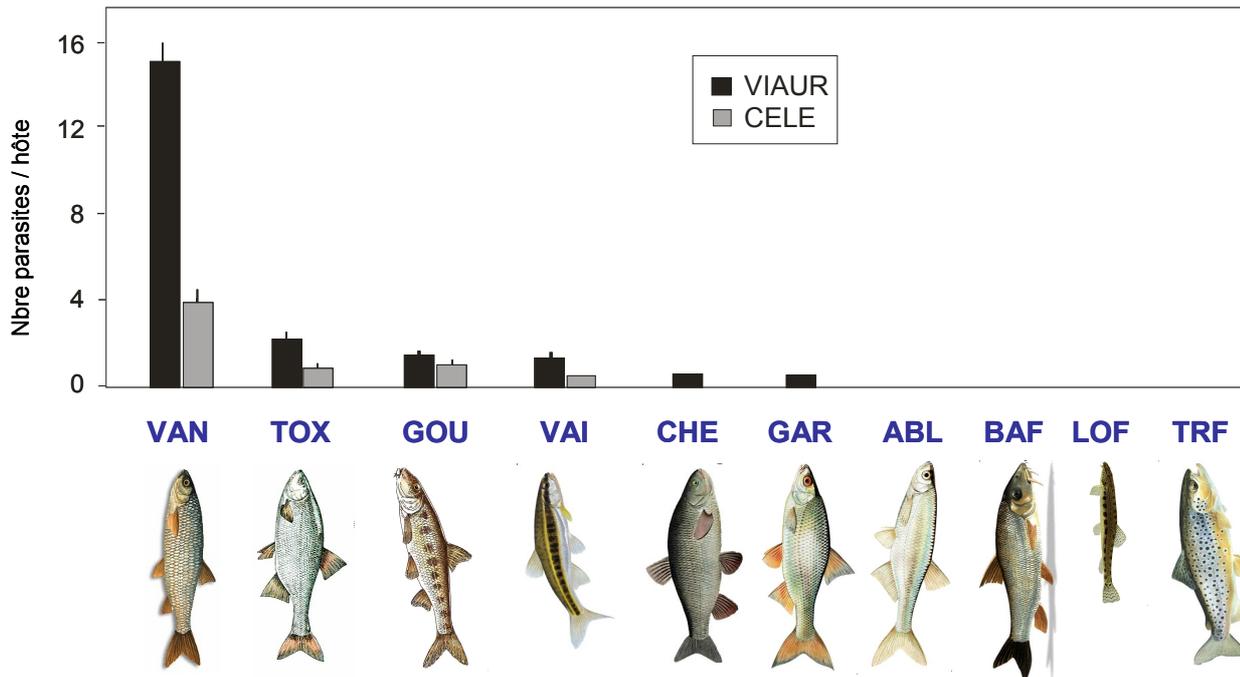


Figure 12 : Intensité parasitaire pour différentes espèces de poissons et pour les deux rivières étudiées : le Viaur (en noir) et le Célé (en blanc).

Une analyse plus complète a ensuite montré que le transfert d'hôte était d'autant plus fort que la charge parasitaire moyenne sur un site était forte. En contrepartie, l'environnement et les densités de vandoises sur les sites avaient peu d'influence (Figure 13 ci-dessous).

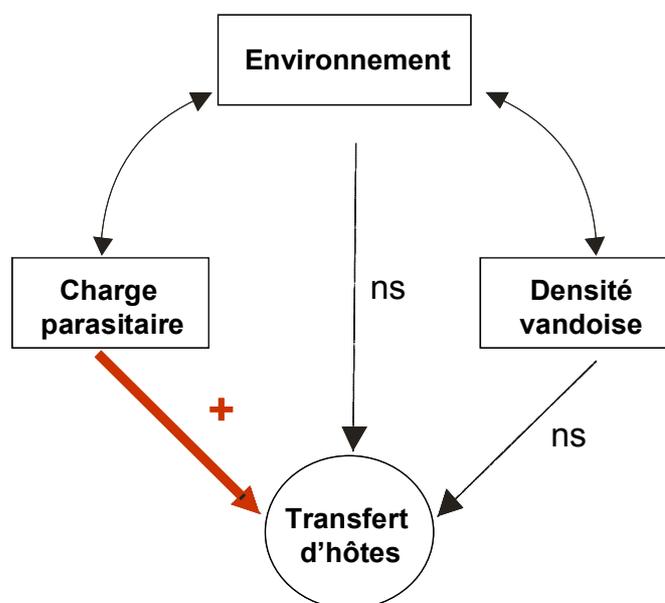


Figure 13 : Effets des différents facteurs (environnement, densité vandoise, charge parasitaire) sur le transfert d'hôtes.

Ceci explique en partie la raison pour laquelle le transfert d'hôte était plus efficace sur le Viaur que sur le Célé.

**Pour conclure, il apparaît que *T. polycolpus* est beaucoup plus fréquent sur le Viaur que sur le Célé. Ceci est vrai aussi bien pour la vandoise que pour les autres espèces d'hôtes potentiels puisque un plus grand nombre d'espèces étaient affectées par *T. polycolpus* sur le Viaur. Ces résultats suggèrent que la fragmentation pouvait fortement affecter la dynamique des parasites, et en l'occurrence favoriser le cycle de *T. polycolpus*. De la même façon, nous avons démontré que la présence des chaussées affectait fortement les communautés de parasites sur le Viaur (Loot et al. 2007). Puisque l'état sanitaire des poissons est très lié à leur degré de parasitisme, la présence des chaussées pourraient affecter négativement la dynamique des populations de poissons via la prolifération des parasites. Il est important toutefois de nuancer ces propos puisque l'état sanitaire des poissons semblait également dépendre de l'environnement ; en effet, la dégradation des nageoires n'augmentait pas linéairement avec l'intensité parasitaire. Toutefois, il est à noter que nos dernières années d'échantillonnages (2009 et 2010 hors contrat) ont montré une très forte baisse dans la densité des vandoises sur le Viaur, patron que nous n'avons pas retrouvé sur le Célé. Il est généralement reconnu que les interactions hôtes-parasites présentent des variations cycliques temporelles (période de fortes densités suivies par des périodes de plus faibles densités). Nous pouvons raisonnablement supposer que ce type de variation cyclique se produit sur le Viaur, ce qui signifierait que ce parasite pourrait être un acteur fondamental dans la dynamique des populations de vandoises, notamment dans les milieux fragmentés. Finalement, nos résultats suggèrent que les parasites pourraient devenir des bio-indicateurs pertinents des rivières puisqu'ils semblent réagir très bien à des pressions anthropiques telles que la fragmentation des milieux.**

## **V- THEMATIQUE 3**

### **Diversité génétique des populations pisciaires**

Responsable scientifique : Simon Blanchet

#### ***Contexte et objectifs spécifiques***

A long terme, la capacité d'adaptation des espèces est contrainte par la diversité génétique des populations qui les composent. En général, la théorie prédit que des populations qui sont riches d'un point de vue de leur diversité génétique devraient avoir un fort pouvoir d'adaptation. La diversité génétique est donc le « carburant » nécessaire aux populations pour s'adapter aux changements rapides de l'environnement. Au sein des populations, la diversité génétique est favorisée par des tailles de population importante et un brassage efficace entre les individus (afin d'éviter les croisements consanguins).

Dans les cours d'eau, le flux génique (i.e. le brassage génétique) est généralement dirigé de l'amont vers l'aval. Ceci se traduit de façon théorique et empirique par une perte naturelle de diversité génétique de l'aval vers l'amont. La fragmentation de certains cours d'eau due à l'implantation de petits barrages successifs pourrait accroître cette tendance naturelle (Neraas et al. 2001 ; Laroche & Durand 2004). En outre, la tendance climatique actuelle tend à renforcer cette fragmentation. Nous pouvons donc émettre l'hypothèse que la fragmentation des cours d'eau combinée aux phénomènes de réchauffement planétaire pourrait limiter significativement le flux génique naturel, ce qui se traduirait par une isolation des populations accrues et une réduction de la diversité génétique (déficit en richesse allélique et en hétérozygotie) dans les populations amont, entraînant une fragilisation de ces populations face à des variations environnementales.

Tout d'abord nous ferons l'état des lieux de l'évolution le long du gradient de la diversité génétique chez quatre espèces de poissons : la vandoise, le chevesne, le vairon et le goujon. Nous comparerons ensuite la diversité génétique (richesse allélique et hétérozygotie) et la différenciation génétique entre le Viaur et le Célé. Nous pouvons nous attendre à ce que la diversité génétique soit plus faible et la différenciation plus forte sur le Célé que sur le Viaur. D'autre part, puisque les capacités de dispersion varient entre ces espèces, chacune d'elle devrait répondre de façon indépendante à la fragmentation.

### ***Protocole d'étude***

20 poissons/station/espèce ont été échantillonnés sur le Viaur et le Célé par pêche électrique en 2006. Les espèces sélectionnées peuvent être caractérisées de la manière suivante : le vairon ; espèce de petite taille (faible pouvoir de dispersion) polluo-sensible, le goujon ; espèce de petite taille benthique (faible pouvoir de dispersion) polluo-sensible, le chevesne ; espèce de grande taille non polluo-sensible (fort potentiel de colonisation) et la vandoise ; espèce de grande taille polluo-sensible (fort pouvoir de dispersion). Après étude, tous les poissons seront relâchés sur le site d'échantillonnage.

Un bout de nageoire (pelvienne) a été prélevé sur chacun des individus puis conservés dans l'alcool à 95% pour les analyses génétiques. Entre 8-15 marqueurs microsatellites ont été utilisés pour chacune des espèces (voir appendice 1). La plupart des microsatellites sont disponibles sur genbank. Nous avons calculé la richesse allélique (corrigée pour le nombre d'individus) et les  $F_{ST}$  entre sites (mesures de différenciation génétique) à l'aide du logiciel  $F_{STAT}$ . L'hétérozygotie à l'échelle du site a été calculée à l'aide du logiciel GENETIX.

### ***Résultats et interprétation***

Concernant les patrons de diversité génétique (richesse allélique et hétérozygotie), nos résultats suivent nos prédictions puisque de façon générale la diversité génétique était plus faible sur le Viaur que sur le Célé. Ceci était particulièrement vrai en ce qui concerne la richesse allélique. Toutefois une analyse plus fine à l'échelle de l'espèce montre que ce patron est vrai pour toutes les espèces sauf le vairon ou aucune différence entre le Viaur et le Célé n'a été observée. (Figure 14 ci-dessous).

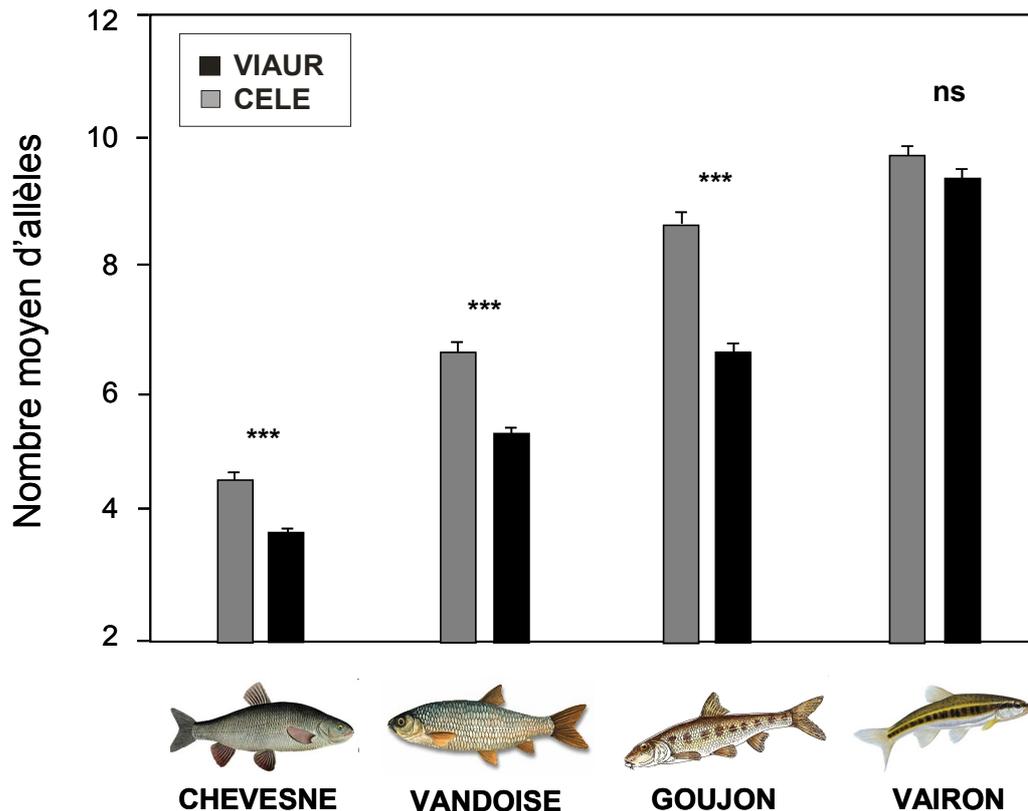


Figure 14 : Nombre moyen d'allèles (richesse allélique) pour 4 espèces de poissons (chevesne, vandoise, goujon et vairon) et pour les deux rivières étudiées : le Viaur (en noir) et le Célé (en gris).

Les résultats concernant l'hétérozygotie étaient très semblables (non montrés).

L'analyse des patrons de différenciation génétique en relation avec la distance géographique qui sépare ces deux sites montre des patrons intéressants (Figure 15 ci-dessous). Par exemple, dans le cas du vairon, on peut voir sur les deux rivières un patrons d'isolement par la distance (deux sites sont d'autant plus différenciés génétiquement qu'ils sont éloignés géographiquement l'un de l'autre) qui est caractéristique des espèces qui dispersent peu. D'autre part, les deux droites de régression se superposent ce qui indique que la différenciation moyenne des populations est similaire entre le Viaur et le Célé.

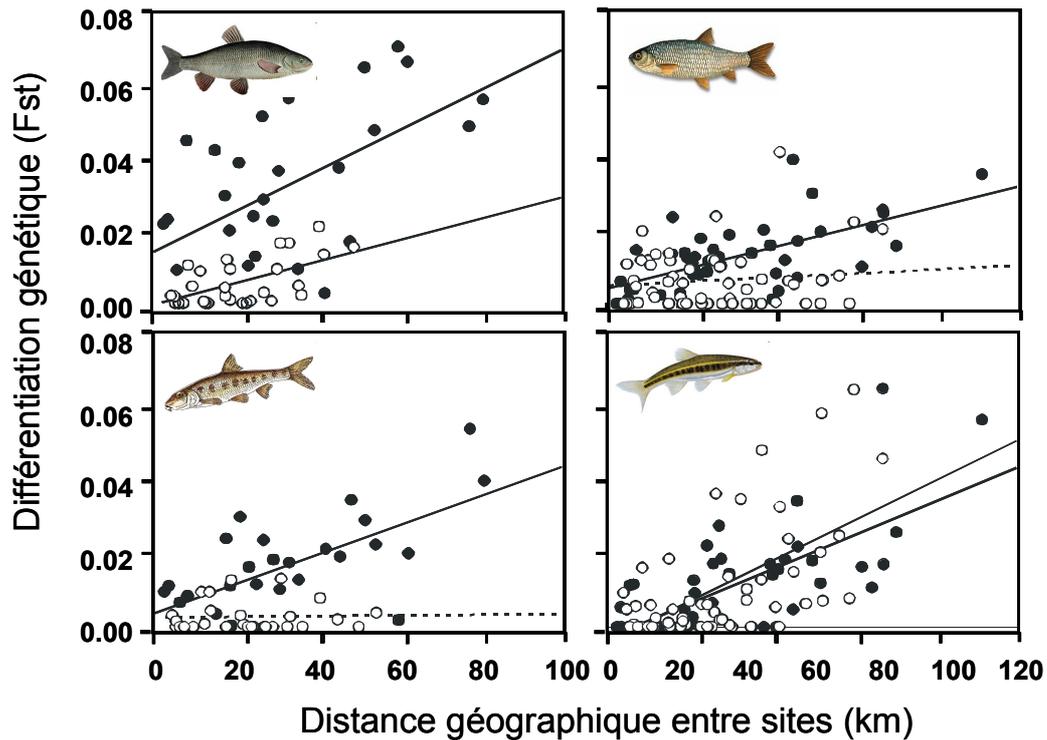


Figure 15 : Patron de différenciation génétique ( $F_{st}$ ) en relation avec la distance géographique entre les sites deux à deux pour 4 espèces de poissons (chevesne, vandoise, goujon et vairon) et pour les deux rivières étudiées : le Viaur (en noir) et le Célé (en blanc).

Par contre, concernant le goujon et la vandoise, on peut constater des patrons très dissemblables entre les deux rivières : aucun isolement par la distance n'est observé sur le Célé (points blanc sur la figure ci-dessus) alors qu'un patron d'isolement est détecté sur le Viaur (points noir). Ceci peut être imputable aux effets des chaussées, qui limiteraient la dispersion de ces deux espèces dans le Viaur, créant ainsi des patrons d'isolement par la distance dans cette rivière. Au contraire, l'absence de différenciation sur le Célé suggère un échange très important d'individus entre les sites. Finalement, concernant le chevesne, là encore une situation intermédiaire est observée. Dans les deux rivières, nous observons un patron d'isolement par la distance. Toutefois, le degré moyen de différenciation génétique est plus fort sur le Viaur que sur le Célé. Ceci suggère que cette espèce a naturellement une capacité de dispersion « limitée », mais que cette limitation est exacerbée sur le Viaur, ce que nous pouvons imputer aux effets des chaussées.

Afin de mieux comprendre comment l'effet des chaussées affecte différenciellement les espèces étudiées, nous avons procédé à une analyse de sensibilité regroupant les différentes métriques détaillées ci-dessus. Cette analyse a montré que le vairon n'était pas, ou très peu, affecté par la fragmentation (Figure ci-dessous). Le goujon et la vandoise étaient au contraire les deux espèces les plus affectées par la fragmentation. Finalement le chevesne était affecté modérément par la fragmentation. Ceci montre la sensibilité espèce-dépendante à la fragmentation. Nous n'avons pas pu relier cette sensibilité à des caractéristiques biologiques telle que la taille du corps, puisque par exemple la vandoise est une espèce de grande taille alors que le goujon est plutôt de petite taille. Par contre, nous constatons que les espèces qui tendent à disperser beaucoup de façon naturelle (i.e. celles pour lesquelles la différenciation génétique sur le Célé était nulle) sont les plus affectés. Les capacités ou comportements de dispersion semblent donc très liés à la sensibilité à la fragmentation par les chaussées.

**Cette analyse multispécifique a montré sans ambiguïté que la fragmentation par les chaussées pouvait affecter le déplacement des poissons et donc la structure génétique de leurs populations. De façon générale, nous avons constaté un appauvrissement de la diversité génétique dans la rivière fragmentée, ce qui pourrait à terme se répercuter sur la dynamique des populations de poissons. Nous savons en effet que la diversité génétique permet aux populations de s'adapter efficacement aux changements environnementaux rapides. D'autre part, nous avons montré que l'effet de cette fragmentation était espèce-dépendante, ce qui est essentiel d'un point de vue de la gestion et de la conservation des espèces de poissons. En effet, si des travaux d'aménagements d'obstacles sont entrepris, ils devront être prioritairement axés vers les espèces les plus sensibles i.e. le goujon et la vandoise. Ainsi ces espèces peuvent être considérées comme des « espèces ombrelles ».**

## **VII- CONCLUSION ET IMPLICATIONS POUR LA GESTION DES OBSTACLES**

Les résultats de ce projet ont permis d'amener des éléments de réponses quant à l'impact des chaussées sur les communautés aquatiques. Ainsi, l'approche comparative a permis de détecter des effets de la fragmentation sur divers compartiments biologiques

tels que les diatomées, les parasites et les populations de poissons. Ceci démontre que, d'un point de vue biotique, la fragmentation par les chaussées peut se faire ressentir sur l'écosystème dans son ensemble. Il est donc primordial pour une gestion durable de pouvoir mettre en place des plans de gestions appropriés dans ces écosystèmes.

Une force de ce projet a été de considéré simultanément plusieurs compartiments biologiques, et parmi ces compartiments plusieurs métriques. Ceci est extrêmement important puisque nos résultats démontrent que tous les compartiments et toutes les métriques ne répondent pas de façon coordonnée face à cette pression anthropique. Par exemple, nous avons trouvé des résultats relativement clairs en ce qui concerne la diversité et la différenciation génétique des populations de poissons, alors que les résultats étaient plus contrastés en ce concerne les communautés de diatomées. En effet, les indices diatomiques classiquement utilisés tels que l'Indice Biotique Diatomées ce sont avérés être relativement peu efficace pour déterminer un effet de la fragmentation. Nos analyses temporelles ont en effet révélé une variabilité très forte d'une année à l'autre, ce qui limite l'interprétation qui peut en être faite. Il est notamment possible que le turnover des communautés des diatomées soit trop fort (dans ce cas précis) et trop sensible à d'autres paramètres physico-chimique pour détecter un effet clair de la fragmentation. Ce type d'indice semble ainsi peu adapté à la problématique de la fragmentation. Par contre, l'analyse conjointe des patrons d'invasions biologiques de diatomées a permis des conclusions beaucoup plus fermes quant aux effets de la fragmentation. Cet exemple illustre bien l'importance de considérer les effets de la fragmentation dans un contexte multi-organismes et multi-métriques.

Si les effets de la fragmentation sont évidents sur la plupart des métriques utilisées, une difficulté est de déterminer s'ils sont suffisamment forts pour mettre à mal l'intégrité de l'écosystème. Certains de nos indices -tels que l'état sanitaire des vandoises- laissent suggérer que cet effet pourrait être non-négligeable puisque la fragmentation semble affecter les populations de vandoises en favorisant le cycle d'un parasite pathogène. Toutefois, d'autres métriques tel que la diversité génétique appelle à des conclusions plus modérées. En effet, bien que nous ayons détecté des effets de la fragmentation sur la diversité et la différenciation génétique, nos résultats suggèrent malgré tout que la dispersion des poissons n'est pas complètement bloqué par l'accumulation des chaussées, ce qui pourrait permettre un fonctionnement durable des populations. Ainsi, les densités de poissons sur le Viaur sont encore très fortes (données de pêches

électriques issus de ce projet et disponibles sur demande) et une analyse complémentaire a démontré que les chaussées sur le Viaur n'avaient pas affecté drastiquement la démographie (i.e. le nombre d'individus reproducteurs) des populations de ces espèces de poissons (données en cours de publication, thèse d'Ivan Paz).

Les risques imposés par la fragmentation sur l'écosystème sont aussi à pondérer face aux bénéfices économiques et sociétaux que les pressions anthropiques peuvent rapportées aux populations locales. Les chaussées du Viaur ont pour la plupart été construites au Moyen-Age. Elles sont aujourd'hui inutilisées par les riverains, mais constitue un patrimoine historique fort. Ainsi, des enquêtes non-formatées auprès des riverains ont montré que ceux-ci étaient très attachés à ces obstacles ; elles ont souvent une histoire locale ou familiale forte et font partie intégrante du bassin du Viaur. En outre, elles peuvent constituer un attrait touristique et amener une plus-value immobilière aux moulins qui les jouxte. Dans ce contexte socio-économique et compte tenu de nos résultats empiriques, nous pouvons donc considérer les effets de ces chaussées comme « modérés » : leur présence ne met pas à mal la composante biotique de l'écosystème de façon immédiate et drastique, mais des efforts de gestion doivent être entrepris afin d'éviter une situation critique et inéluctable. Les propositions de gestions que nous allons proposées dans le paragraphe suivant prennent donc en compte ce constat.

Selon nous, un plan de gestion efficace passerait par trois étapes :

(i) Tout d'abord un effort doit être entrepris en ce qui concerne la restauration des chaussées. Les chaussées sont construites par en entassement de galets de tailles variables : cette disposition permet un écoulement perpétuel de l'eau de l'amont vers l'aval. Lors des débits normaux ou forts, l'eau s'écoule principalement au dessus de la crête de la chaussée. Quand le débit est faible, un écoulement minimum est maintenu grâce à un écoulement au travers de ces galets. Cet écoulement interstitiel est selon nous essentiel au maintien d'un équilibre convenable du système. Il permet d'assurer un courant et une oxygénation continue du cours d'eau et nous pensons que certains poissons de petites tailles peuvent utiliser ces interstices pour circuler au travers des chaussées. Or, la plupart des chaussées ont été restaurées et renforcées via l'action des riverains et des propriétaires. Ces restaurations consistent la plupart du temps à du remblayage et rehaussement des chaussées à l'aide de béton. Ainsi ces interstices sont bien souvent obstruées par le béton et le réhaussement ne favorise pas l'écoulement par

la crête. Nous pensons donc qu'il est primordial de limiter ce type de restauration, notamment en éduquant les populations locales et les propriétaires et proposant des méthodes alternatives de restauration.

(ii) Le second point s'adresse encore aux propriétaires de chaussées. Ces obstacles sont pour la plupart associées à des moulins qui sont alimentés via des « canaux d'amenés ». Les propriétaires peuvent choisir, ou non, d'ouvrir ce canal d'amené. Hors, encore une fois ce canal pourrait être un corridor important quant à la dispersion des organismes aquatiques et notamment les poissons. De ce fait, une mesure de gestion simple et peu coûteuse consisterait à sensibiliser les propriétaires afin qu'ils ouvrent durant une période minimale ce canal d'amenée pour permettre une dispersion efficace des poissons. Des études ultérieures devront être menées afin de quantifier l'importance de ces canaux d'un point de vue de la dispersion et pour déterminer si il existe une fenêtre temporelle optimale pour ouvrir ces canaux.

(iii) Le troisième point concerne la gestion des barrages hydroélectriques. Il existe sur le Viaur deux barrages hydroélectriques infranchissables. Il va s'en dire que la présence de ces barrages a largement modifié l'écosystème. D'une part du fait des phénomènes de sédimentation inhérent à la vidange des retenues situées en amont des barrages et d'autre part du fait du débit réservé imposé par la régulation hydroélectrique. Ce dernier point est essentiel car le débit actuel du Viaur est à peine suffisant pour permettre un bon écoulement (i.e. par la crête) de l'eau au dessus des chaussées. Ceci limite la dispersion des organismes, favorise le réchauffement de l'eau et la sédimentation des particules fines au dessus des chaussées. Ainsi, il serait vital qu'EDF modifie et augmente les débits réservés dans le Viaur afin de rendre plus pérenne la gestion de ce cours d'eau. A priori, de nouveaux débits seront mis en place en 2012 et un suivi permettrait de vérifier si cela est bénéfique à l'écosystème.

(iv) Finalement, des travaux récents ont mis en évidence que les chaussées n'avaient pas toutes les mêmes effets, notamment sur la dispersion des poissons. Certaines agissent comme de véritables barrages alors que d'autres semblent avoir relativement peu d'impacts. Les outils moléculaires permettent de mesurer cette franchissabilité différentielle des obstacles et ainsi prioriser les actions de gestion et éventuellement de destruction d'obstacles. Nous proposons qu'une telle étude soit mise en place dans le Viaur afin de tester si certaines chaussées ont un effet plus ou moins fort sur la dispersion des poissons.

## **IV- ENCADREMENTS ET FORMATION D'ETUDIANTS DANS LE CADRE DU PROJET**

### **Diplôme de Master 2 :**

- Iván Paz. 2010. The effects of habitat fragmentation on freshwater fish population: a comparative multi-specific approach.
- Maxime Cardon. 2009. Combining path analyses and a multilevel Bayesian framework to disentangle environmental and host effects on fish parasite load
- Amélie Lootvoet. 2009. Le transfert d'hôtes chez *Tracheiastes polycolpus* : cause et conséquence
- Cécile Capderrey. 2009. Effet de l'environnement et de la dérive génétique sur la croissance de la vandoise.
- Pauline Berthier. 2008. Impact de la fragmentation sur les relations hétérozygotie-fitness chez la vandoise rostrée.
- Leslie Faggiano. 2007. Impact de la fragmentation des rivières sur la variabilité morphologique de quatre espèces de poissons : comparaison entre une rivière fragmentée et une rivière «témoin» dans le Sud-Ouest de la France.
- Julien Mocq. 2006. Réponse au gradient longitudinal et impact de la fragmentation : approche multi-assemblages en milieu lotique
- Lionel Mejean. 2006. Impact du parasite *Tracheiastes polycolpus* (Crustacé Lernaepodidae) sur la capacité de nage et la croissance de la vandoise rostrée (*Leuciscus leuciscus burdigalensis*, Poisson Cyprinidae).

### **Diplôme d'Etudes Supérieures Universitaires (DESU) – Master 1 :**

- Jade Vacquié-Garcia. 2010. Validation du marquage moléculaire en milieu aquatique et utilisation dans le cadre d'un suivi épidémiologique des populations de vandoises (*Leuciscus leuciscus*).

### **CDD Assistant Ingénieur :**

- Olivier Rey. 2008. Mise au point de marqueurs moléculaires microsatellites pour les goujons, vairons, chevesne et vandoise.

## **VI- RETOMBÉES SCIENTIFIQUES DU PROJET**

- Cardon M, **Loot G**, Grenouillet G, Blanchet S. (2011) Host characteristics and environmental factors differentially drive the burden and pathogenicity of an ectoparasite: a multilevel causal analysis. *Journal of Animal Ecology* (sous presse)
- Blanchet S, Rey O, **Loot G**. (2010) Evidence for host variation in parasite tolerance in a wild fish population. *Evolutionary Ecology* 24: 1129-1139.
- Blanchet S, Rey O, Etienne R, Lek S, **Loot G**. (2010) Species-specific responses to landscape fragmentation: implications for management strategies. *Evolutionary Applications*. 3: 291-304
- Loot G**, Thomas F, Blanchet S. (2010) "Vicious circles" and disease spread: elements of discussion. *Trends in Ecology & Evolution* 25: 131-132.
- Blanchet S, Thomas F, **Loot G**. (2009) Reciprocal effects between host phenotype and pathogens: new insights from an old problem. *Trends in Parasitology* 25: 364-369.
- Blanchet S, Rey O, Berthier P, Lek S, **Loot G**. (2009) Evidence of parasite-mediated disruptive selection on genetic diversity in a wild fish population. *Molecular Ecology* 18: 1112-1123.
- Blanchet S, Mejean L, Bourque JF, Dodson JJ, Thomas F, Lek S, **Loot G**. (2009) Why do parasitized hosts look different? Resolving the "chicken-egg" dilemma. *Oecologia* 160: 37-47.
- Grenouillet G, Brosse S, Tudesque L, Lek S, Baraillé Y, **Loot G**. (2008) Spatial autocorrelation and concordance among stream assemblages along a fragmented gradient. *Diversity and Distribution* 14: 692-603.

## **VII- REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES**

- Allan J.D. 1995. Stream Ecology Structure and function of running waters, Kluwer.
- Dynesius M., Nilsson C. 1994. Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world, *Science*, 266: 753-762.
- Guilmet, M. (1997). Schéma départemental de vocation piscicole - Aveyron - Bassin du Viour Synthèse. pp. 102. Rodez.
- Holcík J. 1989. General introductions to fishes Acipenseriformes. In The freshwater fishes of Europe, Holcík J. (ed). AULA- Verlag, Wiedbaden, Germany, p. 18-147.
- Kováč V. 1992. Early development of the yellow pike, *Gymnocephalus schraetser*. *Folia Zool.* 41: 365-377.
- Lagarrigue, T. (2000). Variabilité de la croissance de la truite commune (*Salmo trutta* L.) dans les Pyrénées françaises. Thèse de Doctorat, Institut National Polytechnique, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Toulouse.
- Laroche, J & J.D. Durand. (2004). Genetic structure of fragmented populations of a threatened endemic percid of the Rhone river: *Zingel asper*. *Heredity* 92: 329-334.
- Legendre, P. and Legendre, L. (1998) Numerical Ecology. 2<sup>nd</sup> English Edition. Elsevier.
- Mantel, N. (1967). The detection of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer Res.* 27: 209-220.
- Morita, K. & Yamamoto, S. (2002). Effects of habitat fragmentation by damming on the persistence of stream-dwelling charr populations. *Conservation Biology* 16, 1318-1323.
- Neraas, L.P & P. Spruell. (2001). Fragmentation of riverine systems: the genetic effects of dams on bull trout (*Salvelinus confluentus*) in the Clark Fork River system. *Molecular Ecology* 10: 1153-1164.
- Nilsson C., Reidy C.A., Dynesius M. & Revenga C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science* 308: 405-408.
- Ovidio, M. & Philippart, J. C. (2002). The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish - Synthesis of a 5-year telemetry study in the River Meuse basin. *Hydrobiologia* 483, 55-69.
- Persat H. 1988. De la biologie des populations de l'ombre commun *Thymallus thymallus* (L. 1758) à la dynamique des communautés dans un hydrosystème fluvial aménagé, le Haut-Rhône français. Éléments pour un changement d'échelles. Thèse d'Etat, Université Claude Bernard, Lyon, France, 223 p.
- Thomas C. D., Cameron A., Green R. E., Bakkenes M., Beaumont L. J., Collingham Y. C., Erasmus B. F. N., de Siqueira M. F., Grainger A., Hannah L., Hughes L., Huntley B., van

Jaarsveld A. S., Midgley G. F., Miles L., Ortega-Huerta M. A., Peterson A. T., Phillips O. L. & Williams S. E. (2004). Extinction risk from climate change. *Nature* 427: 145-148.

Wofford J.E.B, Gresswell R.E. & Banks M.A. (2005) Influence of barriers to movement on within-watershed genetic variation of coastal cutthroat trout. *Ecological Applications* 15 (2): 628-637.