

**Rivières en tresse, année 4**

**Action n° 31 du Programme 2010 au titre  
de l'accord cadre Agence de l'Eau  
ZABR**

Thibault Datry  
Florian Malard  
Roland Corti  
Christophe Douady  
Bernard Kaufmann  
Cécile Capderrey

## Contenu du rapport

***Objectif 1: Influence des écoulements hyporhéiques sur la diversité et la distribution des peuplements d'invertébrés aquatiques (page 3)***

**Rédaction : F. Malard, C. Capderrey**

***Objectif 2: Influence de la dynamique des habitats sur la diversité des peuplements d'invertébrés terrestres des rivières en tresse (page 9)***

**Rédaction : Thibault Datry, Roland Corti**

***Objectif 3: Influence de la structure géomorphologique des rivières en tresse sur la diversité génétique des populations (page 24)***

**Rédaction : Christophe Douady, F. Malard, Cécile Capderrey, Bernard Kaufmann**

***Objectif 4: Typologie des rivières en tresse et diversité des habitats (page 37)***

**Rédaction : Hervé Piégay, Vincent Wawrzyniak**

# Z A B R

## Zone Atelier Bassin du Rhône

### ***Objectif 1: Influence des écoulements hyporhéiques sur la diversité et la distribution des peuplements d'invertébrés***

#### Contexte et objectifs

Les écoulements hyporhéiques (infiltration puis exfiltration d'eau de surface) influencent la diversité et la structure des peuplements d'invertébrés dans les rivières en tresse. Ces écoulements s'organisent à différentes échelles spatiales autour d'unités géomorphologiques bien identifiées (**Figure 1A**). A une échelle plurikilométrique, les bandes de tressage non contraintes latéralement sont des zones d'infiltration potentielle alors que les bandes de tressage contraintes latéralement ou verticalement par une constriction rocheuse sont des zones d'exfiltration potentielle. A une échelle hectométrique, ces écoulements s'organisent autour de structures géomorphologiques telles que les alternances seuils-mouilles, les bancs de graviers ou les méandres. Ainsi, les têtes de bancs de graviers sont des zones d'infiltration potentielle alors que les queues des bancs de gravier des zones d'exfiltration potentielle. Les écoulements hyporhéiques aux échelles plurikilométrique et hectométrique interagissent pour structurer la diversité et la distribution des peuplements d'invertébrés.

Les résultats relatifs à ce premier objectif, en particulier la structuration longitudinale des peuplements entre bandes de tressage contraintes et non contraintes et entre les têtes et les queues de bancs de graviers - ont été en grande partie présentés dans les deux précédents rapports du programme rivière en tresse. Nous présentons ici les derniers résultats obtenus sur la distribution verticale des peuplements dans la zone hyporhéique. L'hypothèse formulée est présentée dans la **figure 1B**. Les écoulements hyporhéiques plurikilométriques resurgissant dans les queues de bancs de graviers des bandes actives contraintes, ils abaissent la température de l'eau interstitielle. Cet abaissement de température limite la pénétration en profondeur des taxons épigés – essentiellement les larves d'insectes – qui dépendent fortement de la température pour leur croissance et leur développement. Cette plus faible pénétration verticale des larves d'insectes favorisent la colonisation des sédiments par des taxons hypogés en raison de la relâche de la compétition. Sous cette hypothèse, les gradients verticaux observés pour les taxons épigés et hypogés, c'est-à-dire l'effet de la profondeur, devraient dépendre de la nature de la bande active, contrainte ou non contrainte.

#### Echantillonnage, mesures et analyse statistique

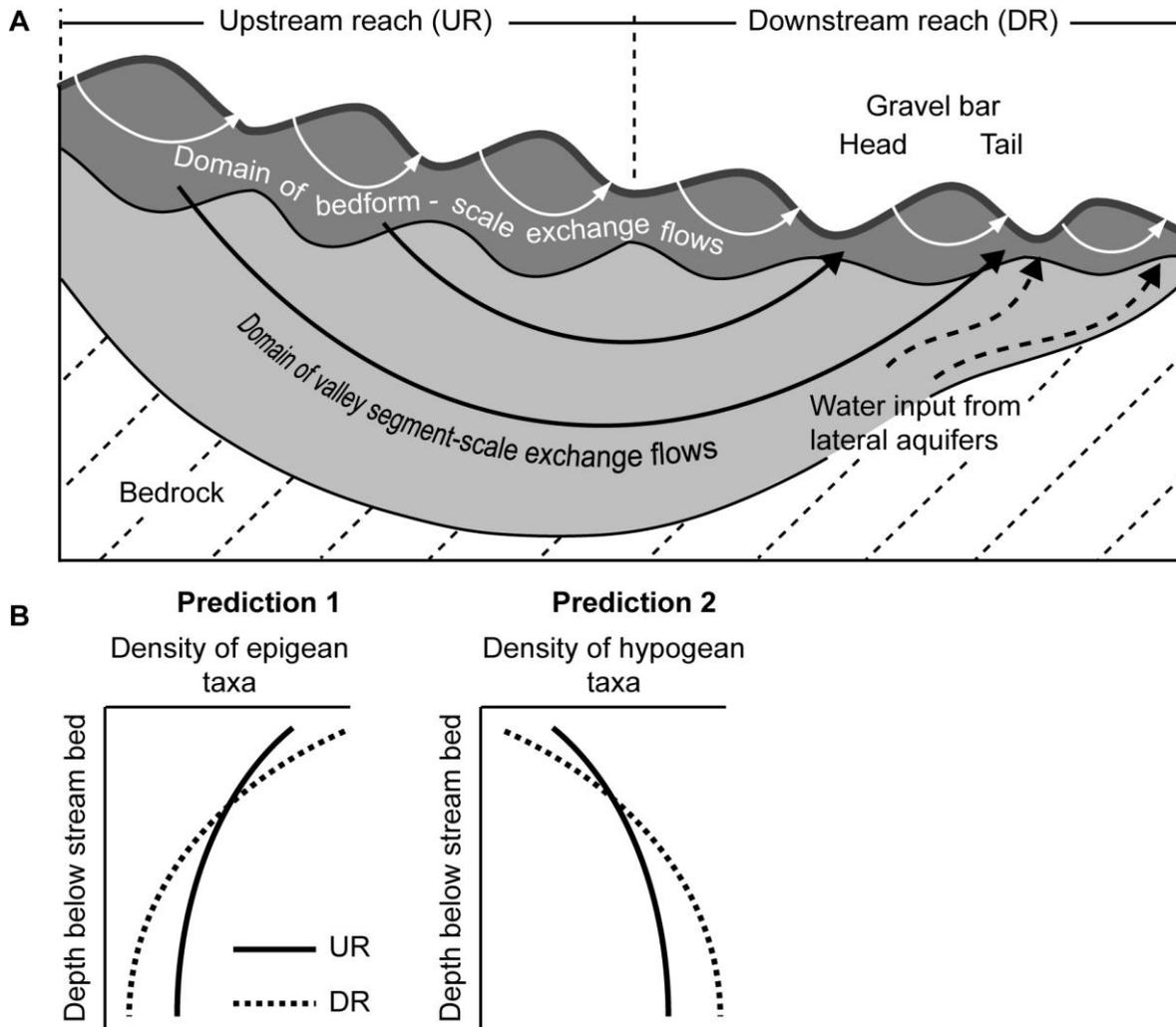
Au total, 12 sites ont été sélectionnés pour cette étude (**Figure 2 ; Tableau 1**). Trois prélèvements hyporhéiques ont été réalisés à une profondeur de 30, 60 et 90 cm dans les sédiments des queues de 3 bancs de graviers dans la bande active non contrainte et de 3 bancs de graviers dans la bande active contrainte de chaque site. Le plan d'échantillonnage comprend donc un total de 216 prélèvements. Chaque prélèvement hyporhéique a consisté à pomper 5 litres d'eau et de sédiments qui ont ensuite été tamisés dans un filet à vide de maille de 200  $\mu\text{m}$ . Les échantillons ont été fixés et conservés dans de l'alcool à 96% puis ils ont été triés au laboratoire sous une loupe.

La conductivité électrique ( $\mu\text{S/cm}$ ), le pH, la température, et la concentration en oxygène dissous des eaux hyporhéiques ont été mesurés pour chaque échantillon. La conductivité électrique est utilisée comme un traceur naturel des échanges « eaux de surface / eau de nappe » car les eaux de nappe sont généralement plus minéralisées (conductivité électrique

# Z A B R

## Zone Atelier Bassin du Rhône

plus élevée) que les eaux de surface. En été, la température des eaux de nappe est plus faible que celles des eaux de surface. Enfin, la concentration en oxygène dissous dans la zone hyporhéique dépend non seulement du temps de résidence de l'eau dans les sédiments mais également de la respiration microbienne qui est, elle, fonction des apports en matière organique. La quantité de matière organique particulaire dans les 5 litres d'eau et de sédiments obtenus par pompage lors de chaque prélèvement a également été quantifiée.



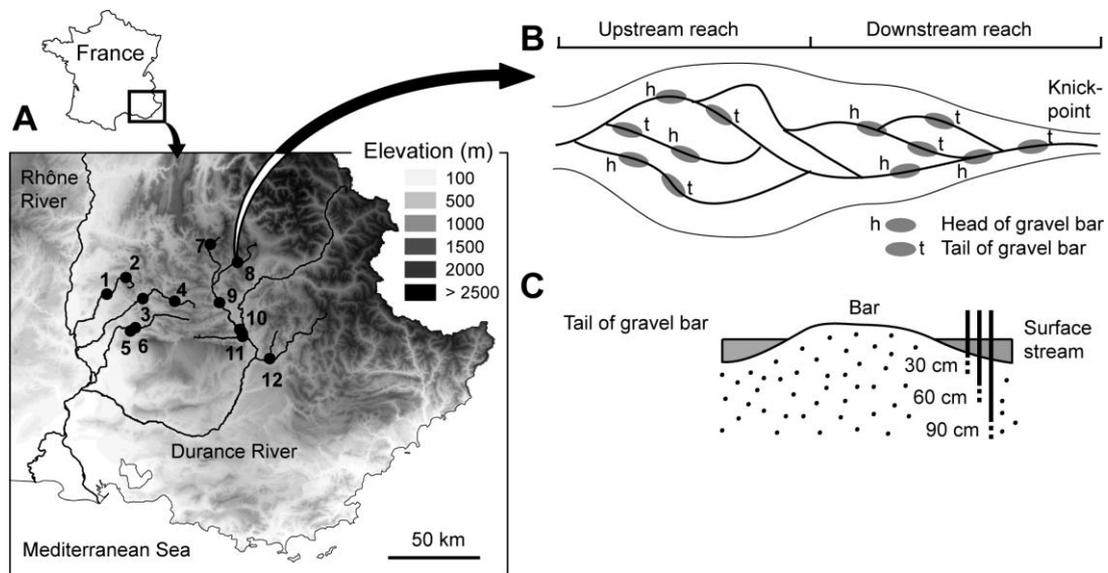
**Figure 1:** A : représentation des écoulements hyporhéiques aux échelles plurikilométriques (valley segment-scale) entre bandes actives non contraintes (UR) et bandes actives contraintes (DR) et hectométriques (bedform scale) entre têtes (head) et queues (tail) de bancs de graviers. B : résultats attendus pour la distribution verticale des taxons épigés et hypogés dans les sédiments des queues de bancs de graviers des bandes actives contraintes (DR) et non contraintes (UR) sous l'hypothèse d'un refroidissement de l'eau interstitielle dans les queues de bancs de gravier des bandes contraintes liée à la convergence des écoulements plurikilométriques.

# Z A B R

## Zone Atelier Bassin du Rhône

Code du site	Nom du site	Bande active	Coordonnées (LII étendu)	
			X	Y
S1	Lez (Amont) - Montjoux	Amont de Plaine (non contrainte)	819809	1948403
S1	Lez (Amont) - Montjoux	Aval de plaine (contrainte)	818986	1948440
S2	Lez (Aval) - Grignan	Amont de Plaine (non contrainte)	809251	1939206
S2	Lez (Aval) - Grignan	Aval de plaine (contrainte)	807340	1938155
S3	Eygues (Amont) - Verclause	Amont de Plaine (non contrainte)	849459	1934406
S3	Eygues (Amont) - Verclause	Aval de plaine (contrainte)	846319	1935866
S4	Eygues (Aval) - Les Pilles	Amont de Plaine (non contrainte)	830552	1935808
S4	Eygues (Aval) - Les Pilles	Aval de plaine (contrainte)	828055	1935284
S5	Ouveze (Amont) - Entrechaux Camp.	Amont de Plaine (non contrainte)	825849	1919343
S5	Ouveze (Amont) - Entrechaux Camp.	Aval de plaine (contrainte)	824093	1918572
S6	Ouveze (Aval) - Vaison	Amont de Plaine (non contrainte)	823757	1918021
S6	Ouveze (Aval) - Vaison	Aval de plaine (contrainte)	820294	1917969
S7	Buech (Amont) - La Croix Haute	Amont de Plaine (non contrainte)	868150	1967618
S7	Buech (Amont) - La Croix Haute	Aval de plaine (contrainte)	867773	1967472
S8	Buech (Amont) - Montmaur	Amont de Plaine (non contrainte)	884548	1957378
S8	Buech (Amont) - Montmaur	Aval de plaine (contrainte)	882903	1957502
S9	Buech (Aval) - Eyguians	Amont de Plaine (non contrainte)	872926	1934205
S9	Buech (Aval) - Eyguians	Aval de plaine (contrainte)	873718	1933367
S10	Buech (Aval) - Sisteron	Amont de Plaine (non contrainte)	882906	1919145
S10	Buech (Aval) - Sisteron	Aval de plaine (contrainte)	886695	1917648
S11	Les Duyes - Mallemoisson	Amont de Plaine (non contrainte)	902609	1901750
S11	Les Duyes - Mallemoisson	Aval de plaine (contrainte)	902059	1900621
S12	Jabron - Noyers/Jabron	Amont de plaine (non contrainte)	885816	1914370
S12	Jabron - Noyers/Jabron	Aval de plaine (contrainte)	887193	1913786

**Tableau 1 :** Code, nom et coordonnées (Lambert II étendu) des 12 sites échantillonnés dans le cadre de l'étude de l'influence des écoulements hyporhéiques sur la diversité et la distribution verticale des peuplements d'invertébrés dans les rivières en tresse.



**Figure 2 :** A ; situation des sites échantillonnés; B : représentation d'un site « type » et sélection de trois queues de bancs de graviers (t) dans les bandes actives contraintes (downstream reach) et non contrainte (upstream reach) ; C : distribution verticale des prélèvements dans les sédiments dans les trois queues de bancs de graviers des bandes actives contraintes et non contraintes sur chacun des 12 sites.

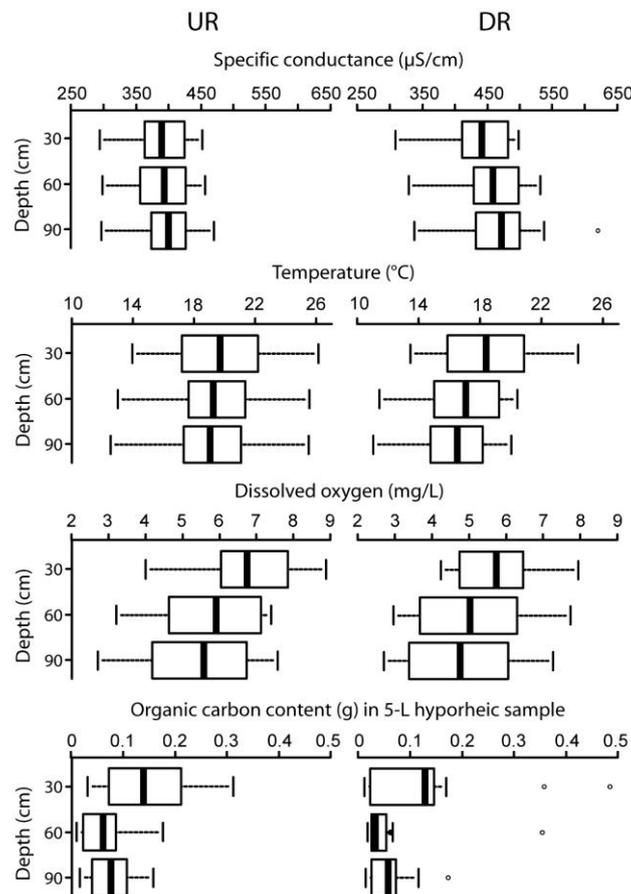
# Z A B R

## Zone Atelier Bassin du Rhône

L'approche statistique utilisée est une analyse de variance comprenant un facteur site à 12 modalités (12 sites), un facteur "bande active" à 2 modalités (contrainte ou non contrainte), et un facteur "profondeur" à 3 modalités (30, 60 et 90 cm de profondeur dans les sédiments). Dans cette analyse, le facteur « profondeur » est imbriqué dans le facteur « bande active », lui-même imbriqué dans le facteur « site ». Le facteur « site » est considéré comme un facteur aléatoire (i.e. nous ne contrôlons pas les différences entre sites) et les deux autres facteurs sont fixes. Les différences entre profondeurs ont été testées à l'aide de tests de comparaisons multiples de Tukey avec une correction de Bonferroni.

### Résultats

Tous les paramètres varient de manière significative avec la profondeur (**Figure 3, Tableau 2**). La conductivité électrique augmente avec la profondeur alors que la température, l'oxygène dissous (DO) et le carbone organique particulaire (POC) diminuent.



**Figure 3 :** Profils verticaux des paramètres physico-chimiques dans les queues de bancs de gravier des bandes actives non contraintes (UR) et contraintes (DR). Les barres verticales noires, les boîtes, et les points représentent la moyenne, la distance interquartile et les points les plus écartés, respectivement (n=12 valeurs moyennées par site pour chaque profondeur). La longueur maximale des moustaches est de 1,5 fois la distance interquartile.

# Z A B R

## Zone Atelier Bassin du Rhône

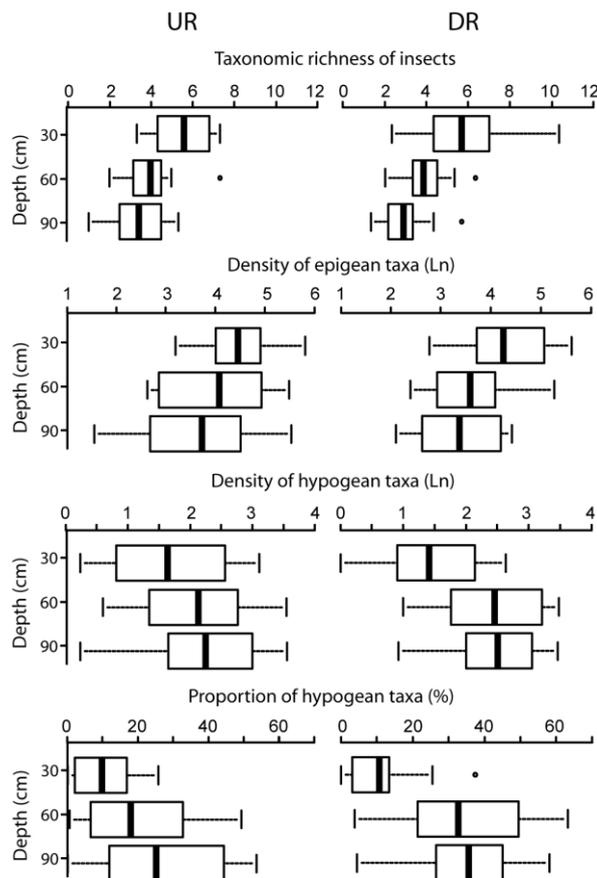
Toutefois, aucun paramètre ne montre d'interactions significatives entre l'effet de la profondeur et l'effet de la bande active (contrainte ou non contrainte). Pourtant, les gradients verticaux de la conductivité électrique et de la température sont plus accusés dans les bandes actives contraintes (**Figure 3**). Les concentrations en DO et POC sont significativement plus faibles à des profondeurs de 60 et 90 cm qu'à 30 cm (tests de Tukey,  $p < 0,05$ ), alors que la conductivité électrique décroît de manière plus graduelle avec la profondeur (i.e. seule la différence entre les profondeurs de 30 et 90 cm sont significatives).

Dependent variable	Source of variation					
	Reach		Depth		Reach × Depth	
	F(1,11)	<i>p</i>	F(2,44)	<i>p</i>	F(2,44)	<i>p</i>
Specific conductance	33.808	< 0.001	4.127	0.023	1.173	0.319
Temperature	5.246	0.043	11.148	< 0.001	2.619	0.084
Dissolved oxygen	4.065	0.069	15.439	< 0.001	0.114	0.892
Particulate organic carbon	0.241	0.634	3.831	0.029	0.162	0.851
Taxonomic richness of insects	0.559	0.470	25.263	< 0.001	0.717	0.494
Density of epigeal taxa	2.979	0.112	7.226	0.002	0.235	0.792
Density of hypogean taxa	0.166	0.691	16.073	< 0.001	1.682	0.198
Proportion of hypogean taxa	3.302	0.096	22.123	< 0.001	2.600	0.085

**Tableau 2 : Résultats des modèles mixtes d'analyse de variance utilisés afin de tester les effets de la bande active (Reach), de la profondeur (Depth) et de leurs interactions (Reach × Depth) sur les paramètres physico-chimiques et la richesse taxonomique et la densité des assemblages d'invertébrés dans la zone hyporhéique au niveau des queues de bancs de gravier.**

La richesse taxonomique des larves d'insectes et la densité des taxons épigés décroissent significativement avec la profondeur, alors que la densité des taxons hypogés augmente (**Figure 4, Tableau 2**). Il n'y a pas d'interaction significative entre l'effet de la profondeur et l'effet de la bande active bien que la densité des taxons épigés diminue plus fortement avec la profondeur et celle des taxons hypogés augmente plus fortement dans les bandes actives contraintes que dans les bandes actives non contraintes. Les tests de Tukey ne montrent pas de différence significative pour la densité des taxons épigés entre les profondeurs de 30 et 90 cm dans les bandes non contraintes ( $p=0,26$ ), alors que la différence est significative dans les bandes contraintes ( $p=0,05$ ).

L'interaction entre l'effet de la profondeur et celui de la bande pour la proportion des taxons hypogés est presque significative ( $p=0.085$ , Tableau 2). Cette proportion est significativement plus élevée à des profondeurs de 60 et 90 cm qu'à une profondeur de 30 cm dans les bandes contraintes ( $p < 0.0001$ ), alors que la différence n'est significative qu'entre les profondeurs de 30 et 90 cm dans les bandes non contraintes ( $p=0,009$ ).



**Figure 4 :** Profils verticaux de la richesse taxonomique des larves d’insectes, des densités d’invertébrés épigés et hypogés et de la proportion des taxons hypogés dans les queues de bancs de gravier des bandes actives non contraintes (UR) et contraintes (DR). Les barres verticales noires, les boîtes, et les points représentent la moyenne, la distance interquartile et les points les plus écartés, respectivement (n=12 valeurs moyennées par site pour chaque profondeur). La longueur maximale des moustaches est de 1,5 fois la distance interquartile.

### Conclusions

Malgré un manque de significativité sur les tests d’interaction, les résultats obtenus soutiennent l’hypothèse d’un effet des écoulements plurikilométriques sur la distribution verticale des peuplements d’invertébrés dans les sédiments de la zone hyporhéique des rivières en tresse. Ils viennent donc renforcer les résultats présentés dans le précédent rapport sur le rôle des ces mêmes écoulements, en interaction avec les écoulements hectométriques, sur la distribution longitudinale des peuplements. La géomorphologie structure les écoulements hyporhéiques à différentes échelles spatiales, ces écoulements façonnent les conditions environnementales (i.e. température et matière organique) qui déterminent au moins en partie la richesse et la composition des peuplements d’invertébrés. Ces résultats ont été soumis pour publication dans la revue *Freshwater Science*.

### ***Objectif 2: Influence de la dynamique des habitats sur la diversité des peuplements d'invertébrés terrestres des rivières en tresse***

#### Contexte et objectifs

Le lit des rivières en tresse constitue une mosaïque d'habitats aquatiques et terrestres en perpétuelle évolution selon les variations de débits et des niveaux piézométriques. Des multiples communautés biologiques s'organisant au sein de cette mosaïque, ce sont les organismes aquatiques qui ont jusqu'ici été plutôt étudiés (Gray & Harding 2009, Capderrey et al. 2013a). Ces dernières sont relativement riches et leur distribution est régit par la durée de vie des habitats aquatiques (ie. permanents, temporaires), ainsi que par leur localisation dans la bande active (ie. centraux, latéraux) (Arscott et al. 2005). Au contraire, les communautés terrestres ont été peu étudiées et les variables contrôlant leur présence dans les lits des rivières en tresse sont méconnues.

Cette étude avait pour objectifs de mesurer la biodiversité en invertébrés terrestres du lit d'une rivière en tresse et de comprendre les variables contrôlant leur distribution. Plus particulièrement, à l'image des connaissances acquises pour les invertébrés aquatiques, nous supposons que l'âge des habitats terrestres -à travers leur fréquence de perturbation-, et la distance à la source de colonisateurs -soit l'éloignement par rapport à la zone riparienne- étaient des facteurs prépondérants dans le contrôle de la distribution de la biodiversité terrestre des lits en tresses. En terme finalisé, cette étude devait à la fois, et pour la première fois, permettre de mieux définir la valeur patrimoniale des rivières en tresses en tenant compte des organismes terrestres, et de fournir des « leviers » d'action (eg. entretien du lit, etc) pour les projets de gestion et de restauration de ces milieux.

#### Méthode

##### La rivière Asse

L'Asse s'écoule au cœur du département français des Alpes de Haute Provence (**Fig. 1**). Drainant un bassin versant de 657 km<sup>2</sup>, c'est un affluent de la Durance en rive gauche. Son linéaire est marqué par 2 entités morphologiques distinctes (gorges et plaines tressées), qui représentent environ 75 km (**Fig. 1**). Dans la partie en plaine, l'Asse est typiquement en tresse et subit des assèchements complets de son lit en plusieurs endroits.

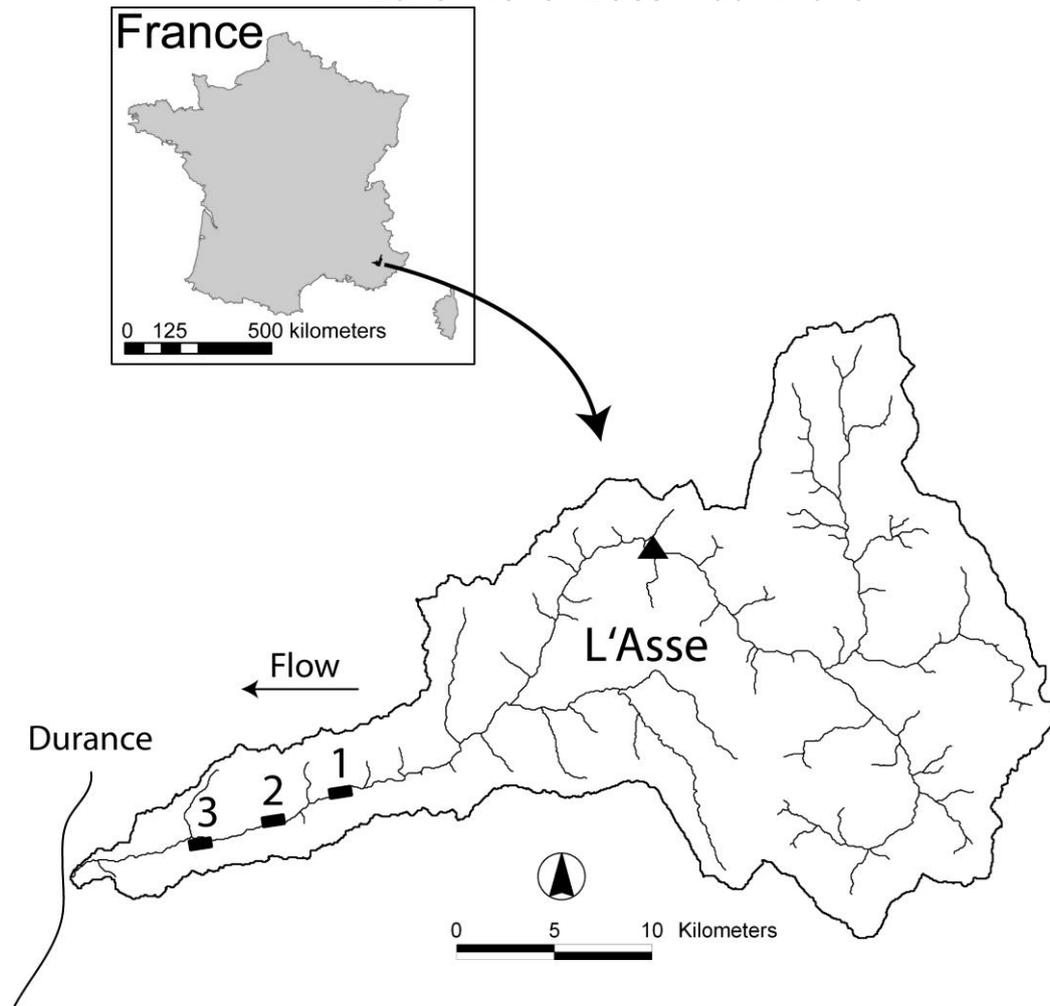


Figure 1. L'Asse et les 3 sites étudiés dans ce projet (rectangles noirs).

### Hydrologie, hydrogéologie

Le bassin versant de l'Asse est exposé à un climat méditerranéen à influences montagnardes : les étés y sont très chauds (températures souvent supérieures à 30°C), et les hivers relativement doux (les températures descendent rarement sous les -5°C). Les précipitations annuelles moyennes à la confluence avec la Durance sont de l'ordre de 933 mm.

Au niveau géologique, l'Asse s'écoule sur un substrat hautement érodable, constitué à 80% de marnes et roches carbonatées. De plus, la partie amont du cours d'eau est caractérisée par des pentes importantes (supérieures à 15%), où la végétation est plutôt dispersée et basse (Geoffre 2011). Dans la partie aval, la pente est moins forte, et le substrat du lit est composé de sédiments bien perméables, dans lesquels se développe un important aquifère. Le régime hydrologique de l'Asse est typiquement nival et l'Asse présente régulièrement dans son parcours en tresse 3 secteurs asséchés lors des étiages estivaux (Fig. 2). Sa partie terminale (quelques km en amont de la confluence avec la Durance) s'assèche chaque année pendant plusieurs semaines. Le module inter-annuel naturel de la rivière est estimé à 9,9 m<sup>3</sup>/s, avec un débit moyen naturel en juillet de 2,0 m<sup>3</sup>/s. En dessous de cette valeur, le risque d'observer un

# Z A B R

## Zone Atelier Bassin du Rhône

assèchement à l'aval semble important. L'origine de ces assèchements est difficile à déterminer. Toutefois, l'augmentation des prélèvements en eau dans le Val d'Asse, ainsi que le changement climatique, conduiront à des assèchements plus nombreux, fréquents et sévères.



**Figure 2. L'Asse asséchée dans sa partie terminale.**

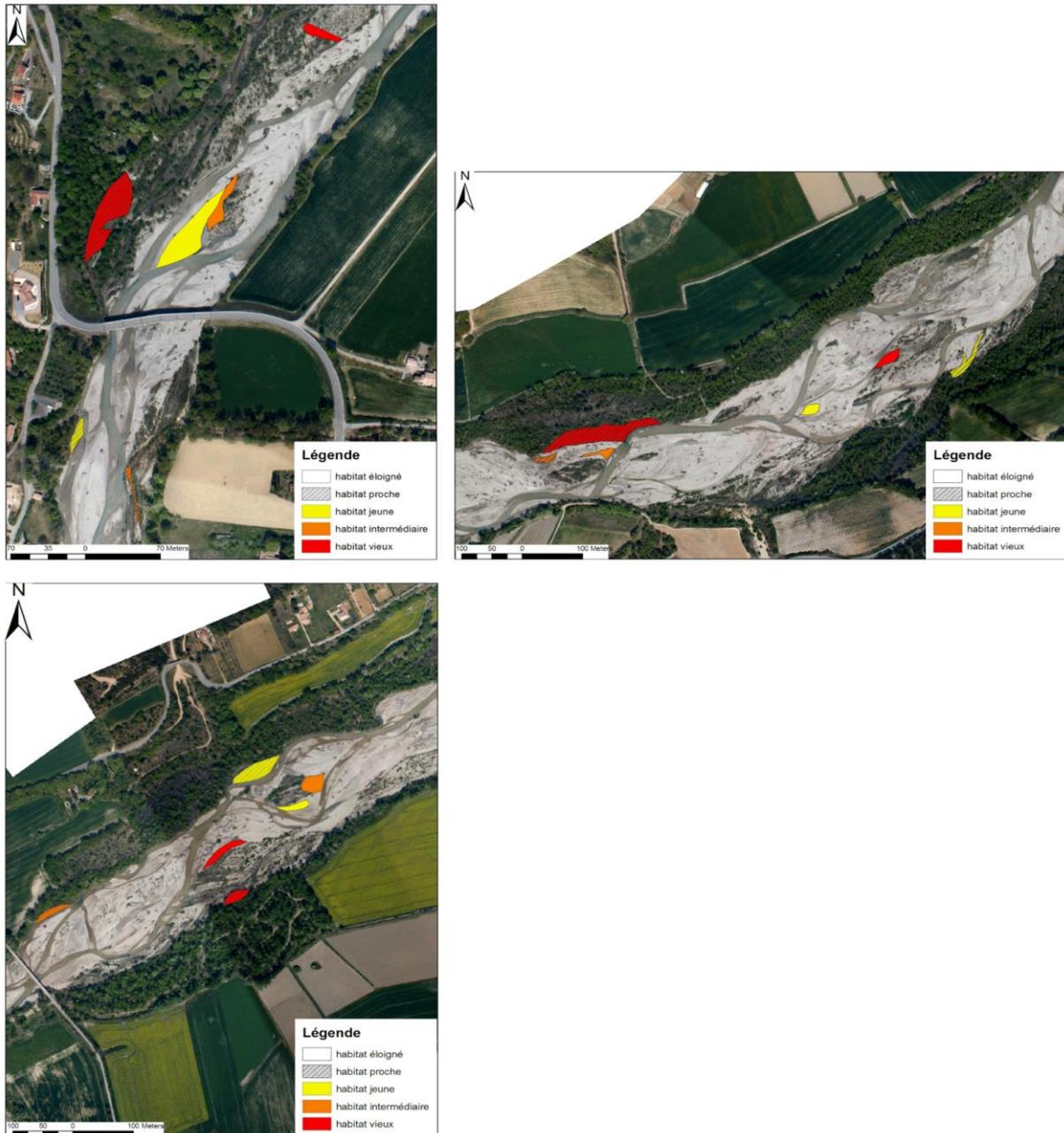
Pour cette étude, nous avons sélectionné trois sites de 500m de long dans la partie tressé de l'Asse, espacés de 3 à 7 km (**Fig. 1**).

### Sélection des patchs d'habitats

Au sein des 3 sites cartographiés sur la rivière d'Asse (longueur ~500m, **Fig. 1**), des habitats ont été sélectionnés de manière à tester de manière indépendante leur âge (3 modalités, jeunes < 2 ans, 2 < intermédiaires < 8, matures > 10 ans) et la proximité à une source de colonisateurs dans la zone riparienne (2 modalités, latéral (< 20 m, connexe à la source) / central (> 50 m, distant de la source). Afin d'obtenir un design d'analyse complet et équilibré, six types d'habitats ont été sélectionnés et chaque type tripliqué, représentant une sélection finale d'un total de 18 habitats (**Fig. 3**).

# Z A B R

## Zone Atelier Bassin du Rhône



**Figure 3. Habitats échantillonnés sur les 3 sites d'études**

La sélection des habitats s'est faite sur la base d'une analyse diachronique de photos aériennes prises en 2000, 2004, 2009, et 2011 (Geoffre 2011). En 1999, une crue de période de retour de 10 ans (débit maximal de  $155 \text{ m}^3/\text{s}$ , données de la Base Hydro) a dépassé le débit de plein bord de l'Asse, estimé à  $110 \text{ m}^3/\text{s}$ , conduisant ainsi à une complète modification du lit et à la réinitialisation des successions terrestres. Entre 1999 et 2011, huit crues de période de retour de 2 ans ont été observées, avec un débit variant de  $46$  à  $57 \text{ m}^3/\text{s}$ . Nous avons donc considéré 1999 comme l'état initial des habitats terrestres. Les habitats terrestres ont été classés sur la base de leur couvert végétal (**Tableau 1**).

# Z A B R

## Zone Atelier Bassin du Rhône

**Tableau 1 : Définitions et caractéristiques des classes d'habitats du corridor fluvial de l'Asse**

Dénomination de la classe d'habitats	Description	Caractéristiques sur photographie aérienne
Zones en eau	Chenaux d'eaux lotiques ou zones aquatiques lenticules isolées des chenaux actifs par un ou deux bouchons alluviaux	Sombre et lisse pour l'eau
Bancs de graviers	Zones alluviales non végétalisées	Blanc pour les graviers Voir annexe 4 pour une description plus fine des bancs de graviers stables et instables
Herbacées	Végétation pionnière Communautés herbacées installées sur substrat fin (sables), formant un couvert plus ou moins jointif	Fond blanc (bancs de graviers) Taches grises éparses peu rugueuses
Arbustes pionniers	Végétation pionnière Saulaies arbustives installées sur substrat grossier (galets), les arbustes forment un couvert non jointif et mesurent en général moins de 2 à 4 m de haut	Fond blanc (bancs de graviers) Taches grises foncées éparses rugueuses représentant les buissons
Arbres et arbustes	Végétation pionnière dense Saulaies/peupleraies arbustives, les individus forment un couvert plus ou moins jointif d'une hauteur supérieure à 3 à 4 m	Texture relativement uniforme
Végétation mature	Végétation post-pionnière Boisements dominés par des arbres	Texture rugueuse du fait de la forme des houppiers relativement individualisés et facilement identifiables

L'analyse diachronique nous a permis d'évaluer l'âge, en 2011, de chaque habitat terrestre des tronçons sélectionnés. Cette analyse couplé à des mesures de distance à la zone riparienne nous ont finalement permis d'effectuer la sélection des 18 habitats de cette étude.

### Prélèvements d'invertébrés terrestres

Sur chacun de ces 18 habitats (triplicats pour chaque modalités), une dizaine de pièges à faune (pitfalls, **Fig. 4**) ont été déployés durant 7 jours (Juillet 2011) afin d'échantillonner les invertébrés terrestres. Les pitfalls consistaient en des pots de plastique de 7cm de haut pour 8cm de large, remplis d'éthylène glycol, et installés dans les sédiments pour que leurs surfaces soient au niveau de celles des sédiments (**Fig. 4**). Au total, 180 échantillons ont été collectés, triés, et déterminés au plus fin niveau taxonomique. Notamment, les coléoptères et araignées ont été identifiés à l'espèce. Les Collemboles, Acariens, et taxa aériens (e.g., Diptères, Apidae, Bombidae, et Lepidoptères) ont été exclus des analyses car les pitfalls ne sont pas adéquats pour les échantillonner de manière robuste (Zou et al. 2012).



**Figure 4.** Un « pitfall », ou piège à fosse, installé sur les berges d'un bras de l'Asse.

### Résultats et conclusions

#### **Composition des sites en habitats en 2011**

Chaque site était dominé par l'habitat *bancs de graviers instables*, représentant respectivement 32% de la surface totale du corridor fluvial du site 1, 49% du site 2, et 48% du site 3 (**Figure 5 et 6**). La proportion totale de la couverture végétale était proche de celle des *bancs de graviers instables*, avec 29% de la surface totale du corridor fluvial du site 1, 31% de celle du site 2, 31% de celle du site 3 (**Figure 5 et 6**). Les *zones en eau* (chenaux, mares) représentaient à peine 20% de la surface totale du corridor fluvial en moyenne, démontrant ainsi la pertinence de considérer les habitats terrestres dans l'étude des communautés des rivières en tresse.

# Z A B R

## Zone Atelier Bassin du Rhône

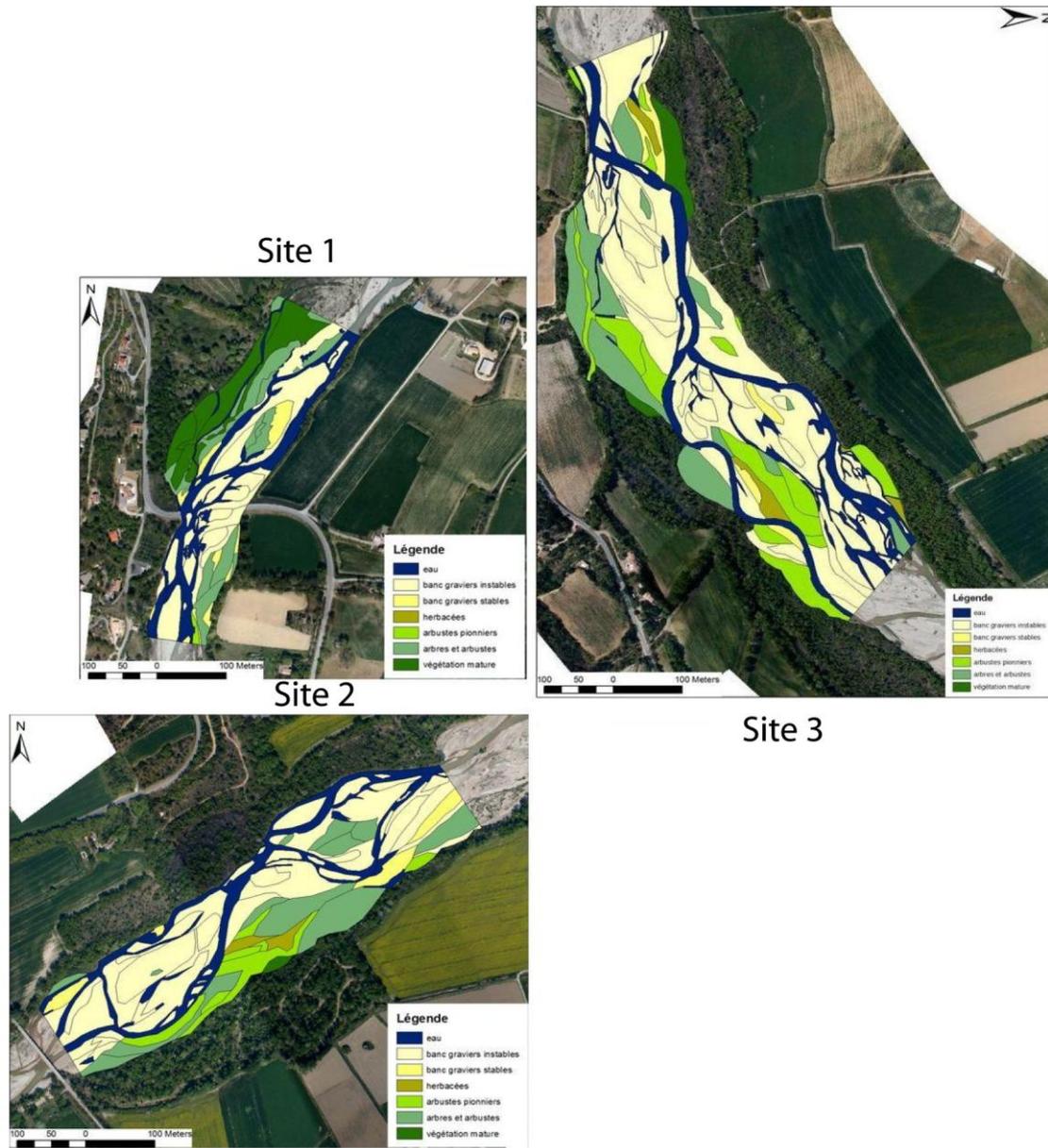
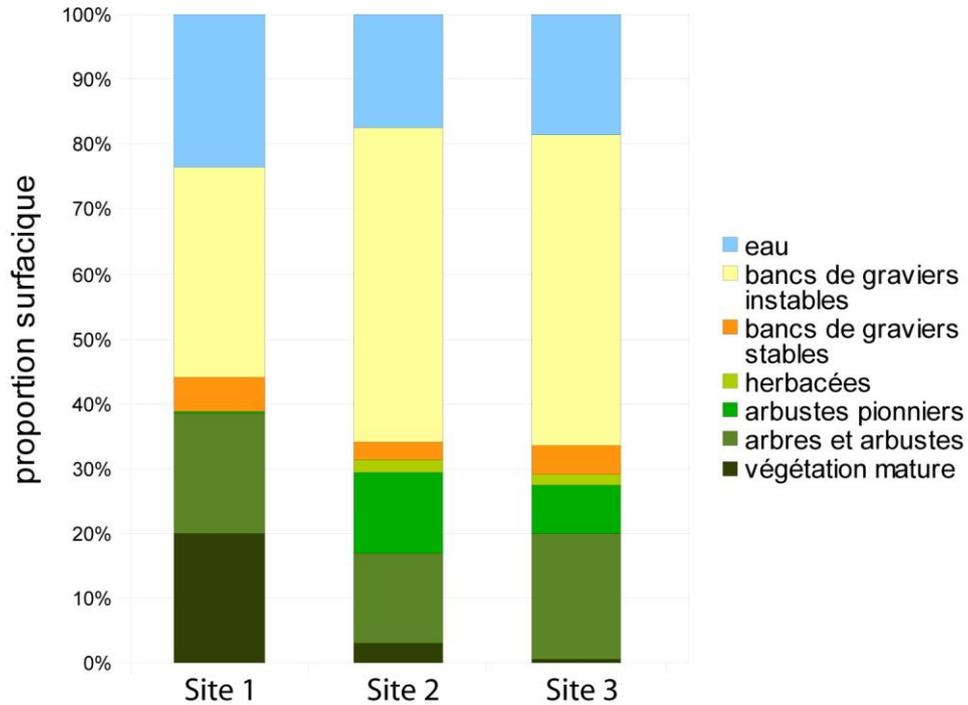


Figure 5 : Mosaïques d'habitat des sites d'étude en 2011.

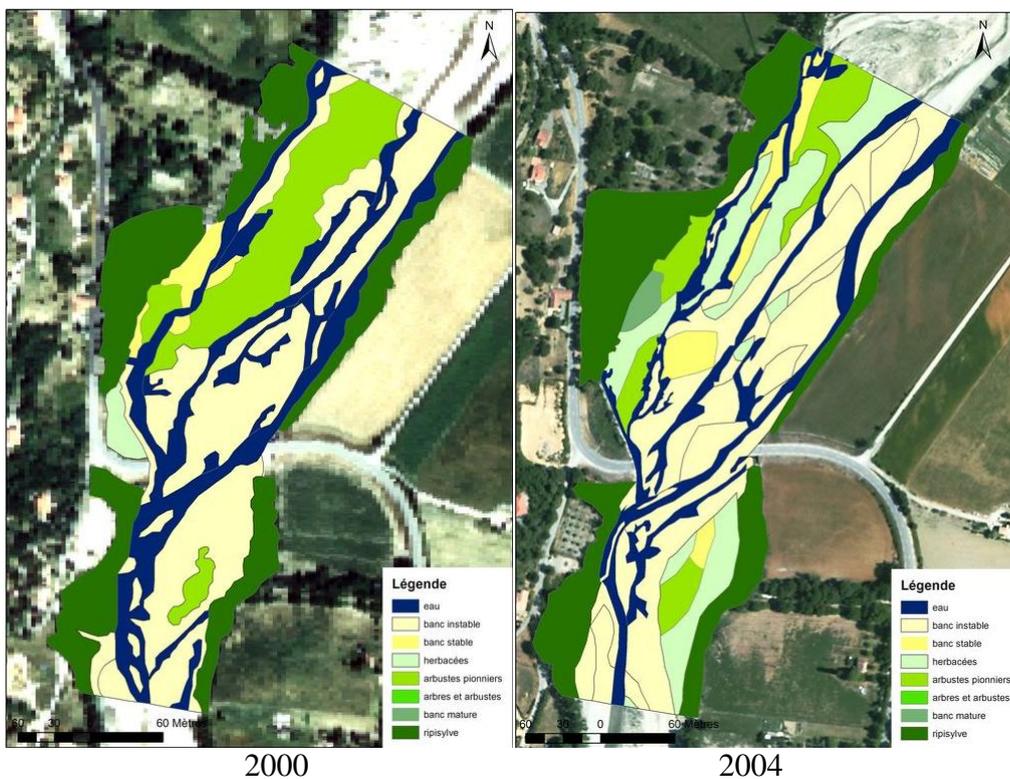
# Z A B R

## Zone Atelier Bassin du Rhône



**Figure 6 : Répartition de la proportion surfacique des classes d'habitats par site sur l'année 2011**

L'analyse diachronique a montré que les habitats terrestres étaient en perpétuelle évolution dans le lit de l'Asse (**Fig. 7**). Ainsi, il a été possible de déterminer en 2011 l'âge et la position de chaque habitat.



# Z A B R

## Zone Atelier Bassin du Rhône



**Figure 7. Evolution de la mosaïque d'habitats depuis 2000 sur le site 1.**

Le tableau 2 indique les caractéristiques des habitats terrestres sélectionnés pour cette étude. L'âge variait de 1 à plus de 11 ans, alors que la distance à la zone riparienne s'échelonnait de 7 à 82 m (**Tableau 2**). L'aire des habitats sélectionnés variait de 419 à 1694 m<sup>2</sup>, avec une moyenne de 1057 m<sup>2</sup>.

# Z A B R

## Zone Atelier Bassin du Rhône

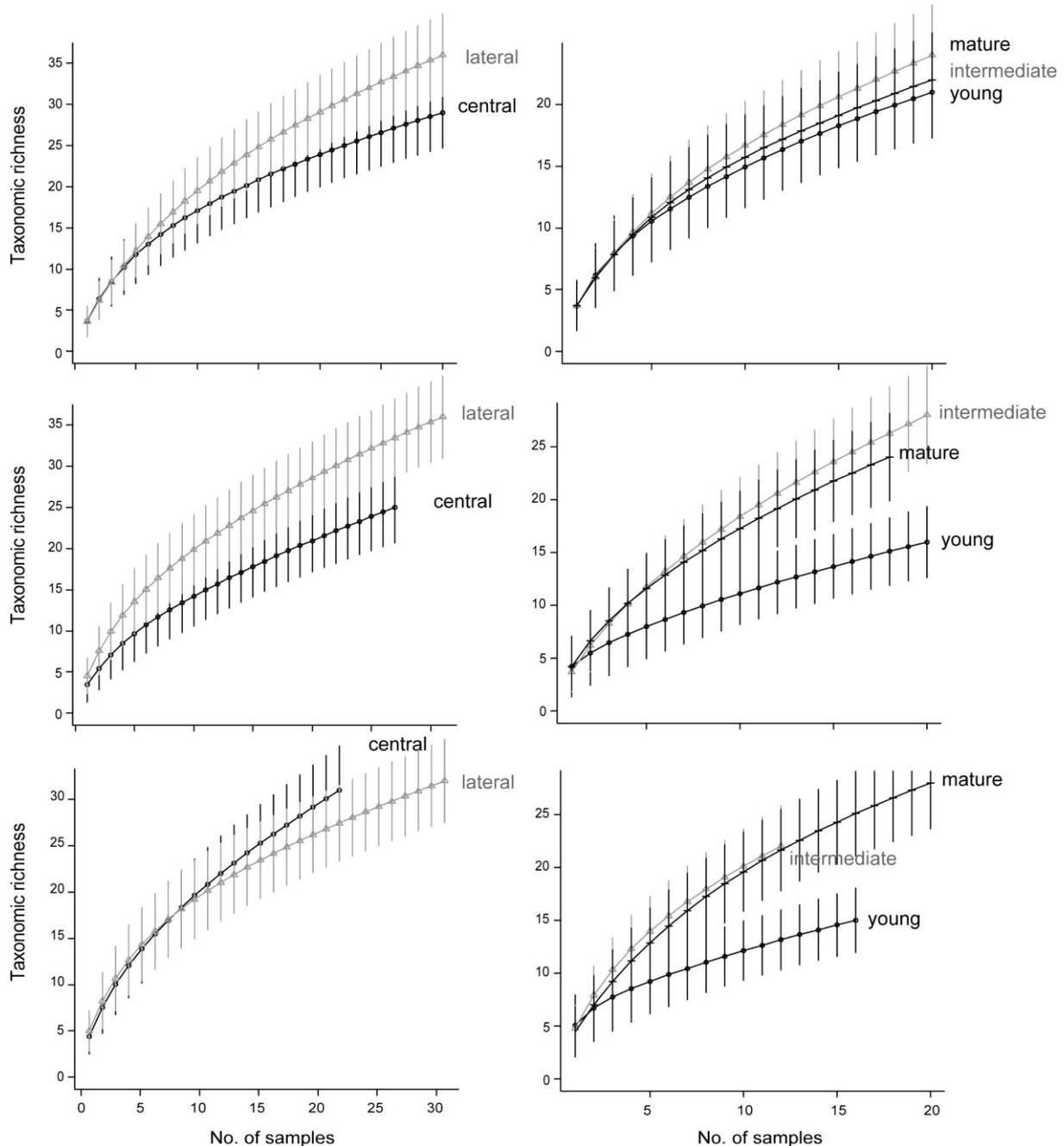
**Tableau 2. Caractéristiques des habitats sélectionnés. Distance maximum (Dist max), minimum (Dist min) et moyenne (Dist moyenne, du barycentre) de la zone riparienne, surface (S), largeur du chenal actif (W) et état de la végétation.**

Habitat-patch	Site	Age (yr)	Dist max (m)	Dist min (m)	Dist mean (m)	S (m <sup>2</sup> )	W (m)	Végétation
1	A	>11	28.4	0	12.5	1694	144.6	Mature
2	A	>11	73.7	44.7	66.1	286.3	135	Mature
3	A	2<x<6	16	1.5	6.2	439.1	123.7	Intermédiaire
4	A	2<x<6	58.5	43.7	54.4	419	146.8	Intermédiaire
5	A	<2	19.8	2.6	11.5	798.5	102.3	Pionnière
6	A	<2	94.5	20.4	53.8	1190.2	127.5	Pionnier
7	B	>11	33	0	13.6	4369.9	155.2	Mature
8	B	>11	105.5	78.6	90.2	620.9	208.9	Mature
9	B	2<x<6	31.1	0	10	3883.8	179.3	Intermédiaire
10	B	2<x<6	63.9	42.5	49.2	413.8	147.3	Intermédiaire
11	B	<2	79.1	0	22.1	6919.3	166	Pionnière
12	B	<2	105.1	71.5	82	448.6	169.6	Pionnière
13	C	>11	17.7	0	8.3	60.5	159.4	Mature
14	C	>11	78.7	61.8	71.4	826.6	157.1	Mature
15	C	2<x<6	10.8	0	7	543.8	155.9	Intermédiaire
16	C	2<x<6	88.1	66.8	84.4	1016.4	175.1	Intermédiaire
17	C	<2	31.1	4.1	17.5	1755.3	196.9	Pionnière
18	C	<2	95.6	61.6	81.2	279.2	174.5	Pionnière

### Organisation des communautés d'invertébrés au sein de la mosaïque

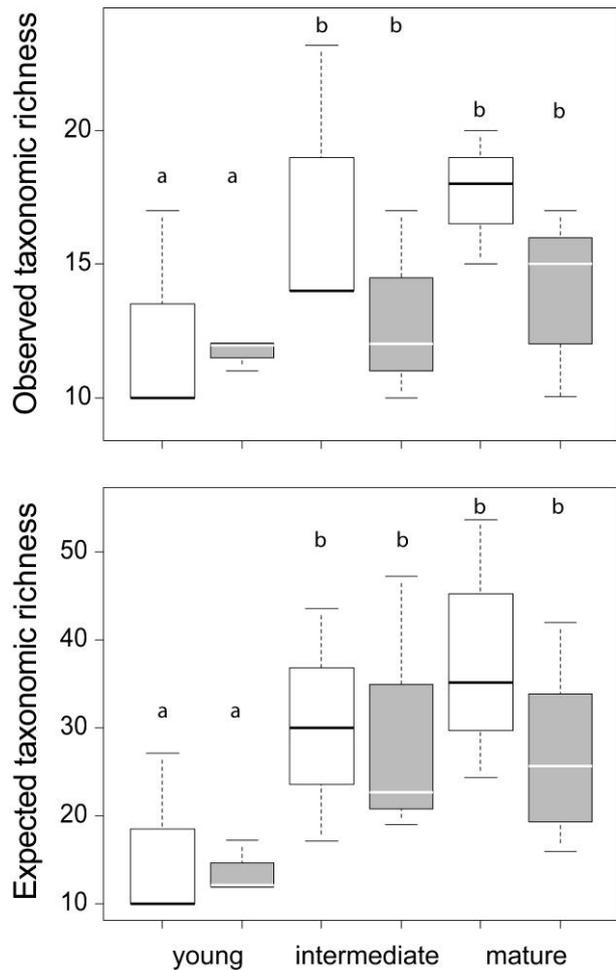
Un total de 5 320 organismes appartenant à 109 taxa (**Annexe 1**) ont été collecté sur les 18 habitats examinés dans cette étude. De manière générale, les communautés étaient largement dominées par les fourmis (79%), les coléoptères staphilnides, (4%), le perce-oreille *Labidura riparia* (Pallas 1773, 3.5%), et l'araignée *Pardosa wagleri* (Hahn 1822, 3%).

Bien que 14 pièges pitfall (représentant 8% du total) ont été perdus durant l'expérience à cause d'animaux (sangliers) et d'augmentation des niveaux piézométriques, les courbes de raréfaction indiquent que l'effort d'échantillonnage était cohérent entre les habitats et suffisant pour collecter l'essentiel des arthropodes terrestres des habitats sélectionnés sur l'Asse (**Fig. 8**).



**Figure 8. Courbes de raréfaction pour chaque type d'habitat terrestre sélectionné dans la plaine de l'Asse.**

De manière globale, la richesse taxonomique observée et prédite (extrapolée des courbes de raréfaction) des communautés ne différait pas entre habitats centraux et latéraux dans la plaine alluviale (**Fig. 9, Tableau 3**). Au contraire, les habitats jeunes, qu'ils soient localisés sur le bord ou le centre de la plaine tressée montraient une richesse taxonomique observée et prédite plus faible que celle des habitats matures ou intermédiaires (**Fig. 9., Tableau 3**). En moyenne,  $12 \pm 2$  taxa ( $n = 6$ ) ont été collectés dans les habitats jeunes, pour  $15 + 4$  ( $n = 6$ ) et  $16 + 3$  ( $n = 6$ ) dans les habitats intermédiaires et matures, respectivement (**Fig. 9**).



**Figure 9.** Boxplots montrant la richesse taxonomique observée (haut) et prédite (bas) des habitats terrestres de la plaine de l'Asse (centraux en blanc, latéraux en gris). Des lettres différentes indiquent des différences statistiques.

**Tableau 3.** Résultats des ANOVAs effectuées sur la richesse taxonomique observée et prédite des habitats terrestres de la plaine de l'Asse. Les valeurs en italique indiquent

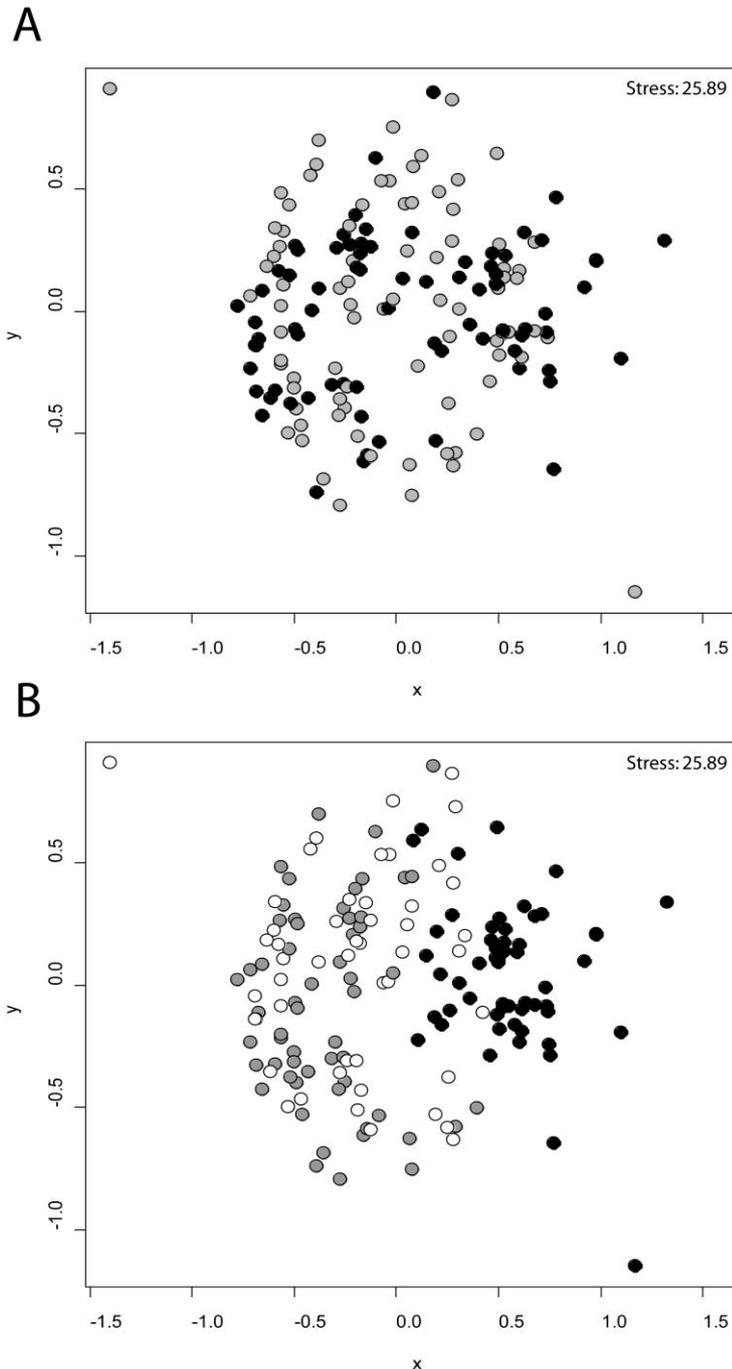
# Z A B R

Zone Atelier Bassin du Rhône

des différences statistiques.

Source of variation	Degree of freedom	F value	P value
<b>Observed taxonomic richness</b>			
Location of habitats in the floodplain	2	2.6026	0.1327
Age of habitat	1	3.6749	0.0214
Location x Age of habitats	2	0.4928	0.6227
Error	12		
<b>Predicted taxonomic richness</b>			
Location of habitats in the floodplain	2	0.5024	0.49199
Age of habitat	1	4.7633	0.03001
Location x Age of habitats	2	0.3133	0.73685
Error	12		

La composition des communautés différait aussi entre les habitats. Si aucune différence n'était décelable entre les habitats centraux et latéraux de la plaine tressée de l'Asse (**Fig. 10A, p = 0.112 ADONIS**), les habitats jeunes montraient une composition nettement différente de celles des habitats intermédiaires et âgés (**Fig. 10B, p < 0.001 ADONIS**). Les successions écologiques des habitats terrestres du lit de l'Asse semblent donc en partie prédictibles.



**Figure 10. Ordination de type NMDS des 166 échantillons faunistiques basé sur leur données de log-abondance. A) Cercles noirs : habitats centraux ; cercles gris : habitats latéraux. B) Cercles noirs : habitats jeunes ; cercles blancs : habitats intermédiaires ; cercles gris : habitats matures.**

Une analyse des taxa indicateurs des communautés de chaque classe d'âge d'habitat a montré que les habitats jeunes étaient caractérisés par une abondance en perce-oreilles *Labidura riparia*, araignées *Pardosa wagleri*, coléoptères de la famille des Elateridae et de la famille des Carabidae (*Asaphidion nebulosum* Rossi, 1792 et *Scarites terricola*, Bonelli 1813) (Tableau 4). Quant aux habitats d'âges intermédiaires, ce sont de fortes abondances en fourmis, orthoptères, araignées *Pardosa agricola* (Thorell, 1856), coléoptères Aphodiidae et

# Z A B R

## Zone Atelier Bassin du Rhône

araignées *Callilepis schriszteri* (Herman 1979) qui les caractérisaient (**Tableau 4**).. Enfin, les habitats âgés montraient de fortes abondances en opilions, araignées *Pardosa hortensis* (Thorell, 1872), *Zodaion italicum* (Canestrini, 1868), myriapodes, cloportes, psocoptères, ou coléoptères Throscidae (**Tableau 4**).

**Tableau 4. Taxa indicateurs et leur valeurs indicatrices, ainsi que la p-value du test associé pour chaque catégorie d'âge.**

Age of habitat	Taxon	Ind value	p value
Young	Earwig <i>Labidura riparia</i> Pallas, 1773	0.7342	0.001
	Lycosid spider <i>Pardosa wagleri</i> Hahn, 1822	0.7269	0.001
	Beetle Elateridae	0.3845	0.001
	Carabid beetle <i>Asaphidion nebulosum</i> Rossi, 1792	0.1396	0.001
	Carabid beetle <i>Scarites terricola</i> Bonelli, 1813	0.0714	0.026
Intermediate	Ants	0.4925	0.030
	Orthoptera	0.1952	0.018
	Lycosid spider <i>Pardosa agricola</i> Thorell, 1856	0.1015	0.005
	Beetle Aphodiidae	0.1010	0.020
	Spider <i>Callilepis schuszteri</i> Herman 1879	0.0708	0.029
Mature	Opilionids	0.2869	0.001
	Lycosid spider <i>Pardosa hortensis</i> Thorell, 1872	0.2061	0.002
	Spider <i>Zodarion italicum</i> Canestrini, 1868	0.1211	0.007
	Myriapods	0.1147	0.004
	Woodlice	0.1138	0.014
	Psocoptera	0.0862	0.015
	Beetle Throscidae	0.0857	0.039

En conclusion, des successions écologiques terrestres se mettent en place dans les habitats terrestres du lit en tresse de la rivière Asse. Bien qu'il soit difficile de comparer les communautés terrestres et aquatiques du fait d'inconsistances de méthodes d'échantillonnage et de niveaux taxonomiques, la diversité des communautés terrestres semble largement supérieure (> 100 taxa) à celle des communautés aquatiques benthiques (~20 taxa) ou hyporhéique (~15 taxa) (Datry et al. 2012). Améliorer nos connaissances sur leurs caractéristiques et déterminants écologiques est donc indispensable afin de mieux les préserver. En perspective, une détermination plus poussée de certains groupes, comme les fourmis, permettrait d'affiner ces résultats. De même, une comparaison avec les communautés terrestres d'autres lits de rivières en tresse serait intéressante pour généraliser ces résultats à des systèmes contrastés (eg. systèmes plus montagneux, type le Buëch).

### **Objectif 3: Influence de la structure géomorphologique des rivières en tresse sur la diversité génétique des populations**

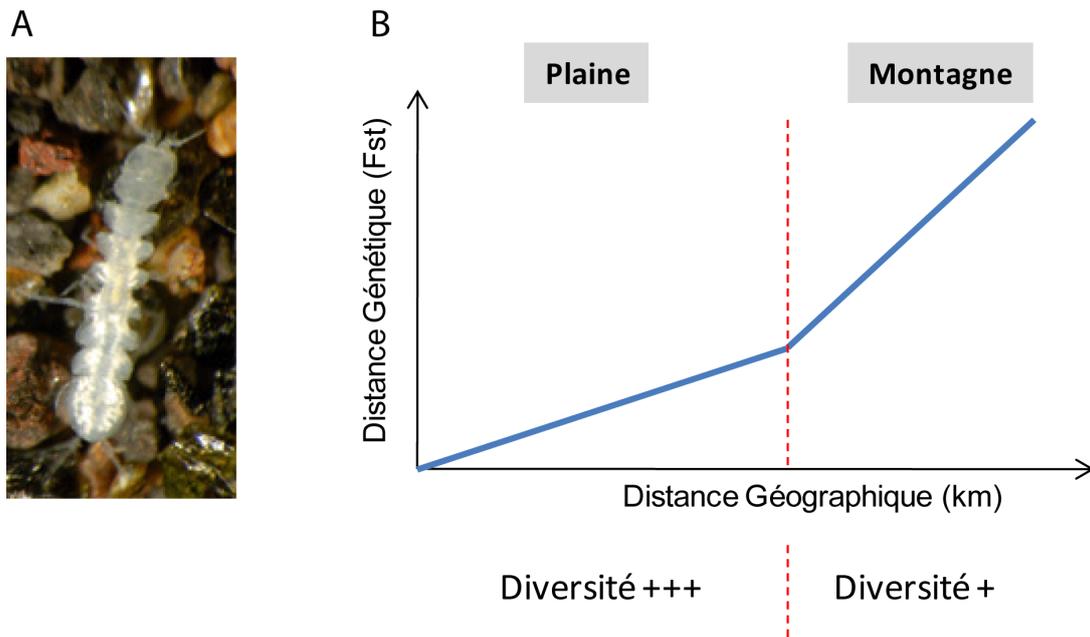
#### Contexte et objectifs

Une rivière en tresse peut être perçue comme un collier de perles au sein duquel circulent des masses sédimentaires issues du bassin versant. Les perles correspondent aux secteurs en tresse, véritables zones d'accumulation de sédiment. Ces secteurs sont caractérisés par plusieurs chenaux de faible flux d'eau qui divergent et convergent, espacés par des bancs de graviers et des îles végétalisées. Ces perles sont séparées par des "canyons" au sein desquels l'accumulation des sédiments est limitée en raison du rétrécissement de la vallée et des conditions d'écoulements (chenal unique). Cette structure en perle conduit à une organisation des échanges eau de surface - eau souterraine à une échelle plurikilométrique dont les effets sur la structure et la diversité des communautés aquatiques hyporhéiques et benthiques constituent l'objectif 1 de ce rapport. Toutefois, cette structure peut également entraîner l'isolement des populations au sein des différents secteurs en tresse (les perles). Dans ce cas, les zones de canyons ou les zones à forte incision (effet de l'homme bien caractérisé par les études sédimentaires menées au cours des années 1 et 2 de ce projet) peuvent constituer des barrières à la dispersion entre les secteurs en tresse entraînant une forte structuration génétique des populations. Les études menées sur la dispersion des insectes aquatiques au sein des corridors fluviaux ont souvent montré une forte dispersion avec de faibles différences génétiques sur de grandes aires géographiques. Toutefois, le résultat attendu est totalement différent dès lors qu'il s'agit d'une espèce dont la dispersion est intimement liée à la présence d'un corridor sédimentaire.

**L'objectif 3 consiste donc à déterminer quelle est l'influence de la structure géomorphologique des rivières en tresse sur la diversité génétique des populations** d'un organisme souterrain interstitiel, l'isopode *Proasellus walteri*, dont la dispersion est intimement liée à la présence d'un corridor sédimentaire fluvial (Figure 1). Des marqueurs génétiques de type microsatellites ont été spécifiquement développés afin de mener cette étude. Les microsatellites sont des séquences répétées du génome caractérisées par un nombre variable de répétitions en tandem (2-5 paires de base). Les marqueurs microsatellites sont utilisés en raison de leurs nombreux avantages; leur polymorphisme est généralement élevé et il est possible de les amplifier à partir d'une faible quantité d'ADN.

Plus précisément, l'étude vise à :

- 1- développer un ensemble de marqueurs moléculaires permettant de mesurer la structuration et la diversité des populations de *P. walteri* en fonction des conditions géomorphologiques.
- 2- tester l'hypothèse selon laquelle la différenciation génétique entre sites d'une même rivière est plus liée au nombre de canyons séparant ces sites qu'à la simple distance hydrographique.
- 3- tester l'hypothèse que les sites de montagne (caractérisés par des alternances tresse/canyon) sont plus différenciés génétiquement que les sites de plaine
- 4- tester l'hypothèse d'une plus faible diversité génétique dans les sites de montagne en raison de la diminution des tailles de population et de la dispersion.



**Figure 1 : A. Photographie de l'isopode *Proasellus walteri* (taille 3 mm). B. Attendus scientifiques dans le cas où les zones de canyon séparant les secteurs en tresse constituent un frein à la dispersion de cette espèce**

### Zone d'étude et méthodes

#### Sélection des sites d'échantillonnage

Les campagnes d'échantillonnages effectuées en 2010 ont permis d'identifier les rivières en tresse hébergeant *P. walteri* sur l'ensemble de leur cours. Compte tenu de la très forte prévalence de formes cryptiques dans ce genre – c'est-à-dire de taxons ayant la même morphologie mais appartenant à des espèces biologiques différentes – ces campagnes ont également permis de vérifier la validité taxonomique de notre taxon focal (Morvan et al. 2013). Les résultats ayant conduit à la sélection de trois rivières – la Drôme, le Roubion et l'Ouvèze - parmi tous les affluents du Rhône échantillonnés ont été présentés dans le précédent rapport (cf. rapport de l'année 3).

#### Développement de marqueurs microsatellites

Une bibliothèque de marqueurs moléculaires de type microsatellite a été développée en utilisant les individus de *P. walteri* collectés sur le Roubion au niveau du site de Sauzet. Six sites ont également été utilisés pour des tests d'amplification, cinq pour des tests de polymorphisme et deux pour l'estimation de tailles de populations efficaces (**Figure 2, Tableau 1**). Par ailleurs, six espèces ont été recueillies pour tester la transposition de nos locus microsatellites à d'autres espèces.

# Z A B R

## Zone Atelier Bassin du Rhône

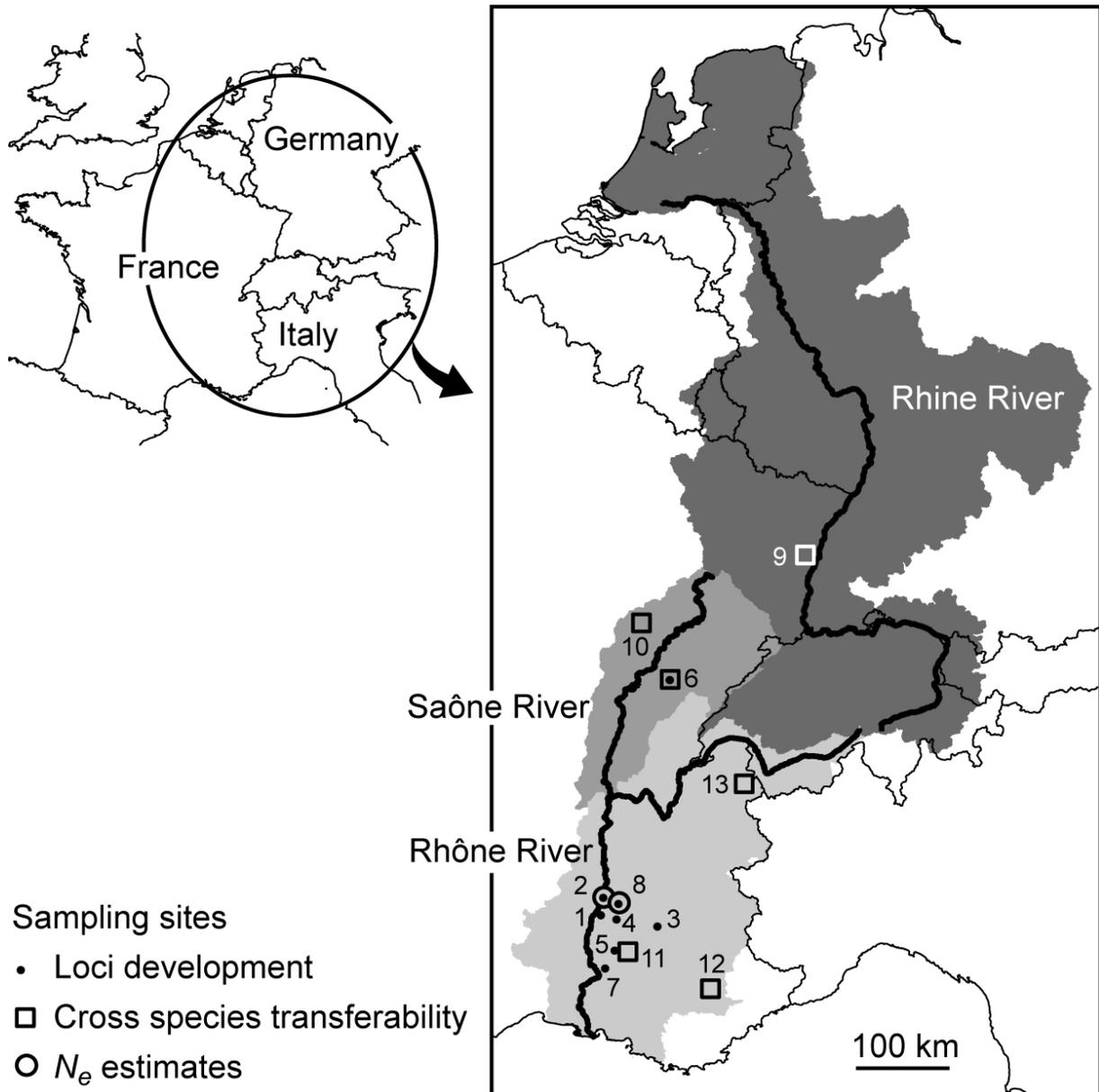


Figure 2: Carte montrant la localisation des sites échantillonnés (cf. tableau 1 pour les codes et noms des sites). Les trois teintes de gris représentent les bassins versants des rivières colonisés par trois espèces cryptiques de *Proasellus walteri* : *P. walteri*\_T058 en gris foncé, *P. walteri*\_T059 en gris moyen, et *P. walteri*\_T060 en gris clair. Dans cette étude, l'espèce cryptique focale ayant colonisée les rivières de la Drôme, du Roubion et de l'Ouvèze est *P. walteri*\_T060.

# Z A B R

## Zone Atelier Bassin du Rhône

Site name	River	Code	Longitude	Latitude	Species	Objective					
						Loci development				Cross-transferrability	Ne estimates
						Library	Amplif.	Polym.	HWE		
Sauzet	Roubion	1	4.81867	44.59110	<i>P. walteri</i> _T060	X	X	X	X		
Livron	Drôme	2	4.84044	44.76574	<i>P. walteri</i> _T060		X	X	X		X
Les près	Drôme	3	5.62145	44.51219	<i>P. walteri</i> _T060		X	X			
Soyans	Roubion	4	5.03602	44.62615	<i>P. walteri</i> _T060		X	X			
Vaison la Romaine	Ouvèze	5	5.04771	44.24374	<i>P. walteri</i> _T060		X	X			
Belmont	Loue	6	5.59472	47.00945	<i>P. walteri</i> _T039		X	X		X	
Bedarrides	Ouvèze	7	4.92899	44.05605	<i>P. walteri</i> _T060				X		
Aouste	Drôme	8	5.05751	44.71454	<i>P. walteri</i> _T060				X		X
Rosfeld	Rhine	9	7.63116	48.33390	<i>P. walteri</i> _T058					X	
Crecey	Tille	10	5.12611	47.56333	<i>P. strouhali</i>					X	
La Penne	Ouvèze	11	5.22722	44.24240	<i>P. synaselloides</i> _T084					X	
Senez	Asse	12	6.40837	43.91530	<i>P. synaselloides</i> _T085					X	
Salle	Giffre	13	6.75389	46.00139	<i>P. valdensis</i>					X	

**Tableau 1: Description des sites et des espèces et leur utilisation dans cette étude. Latitude et longitude sont exprimées en degrés décimaux. Les noms d'espèces suivent la nomenclature adoptée par Morvan et al. (2013). Les croix indiquent si les sites ont été utilisés pour la constitution de la bibliothèque de microsatellites (Library), les tests d'amplification (Amplif.), de polymorphisme (Polym.), et de transposition à d'autres espèces, la mesure de la déviation par rapport à l'équilibre d'Hardy-Weinberg (HWE) et la mesure de la taille de population.( $N_e$ ).**

### Test de l'influence de la géomorphologie

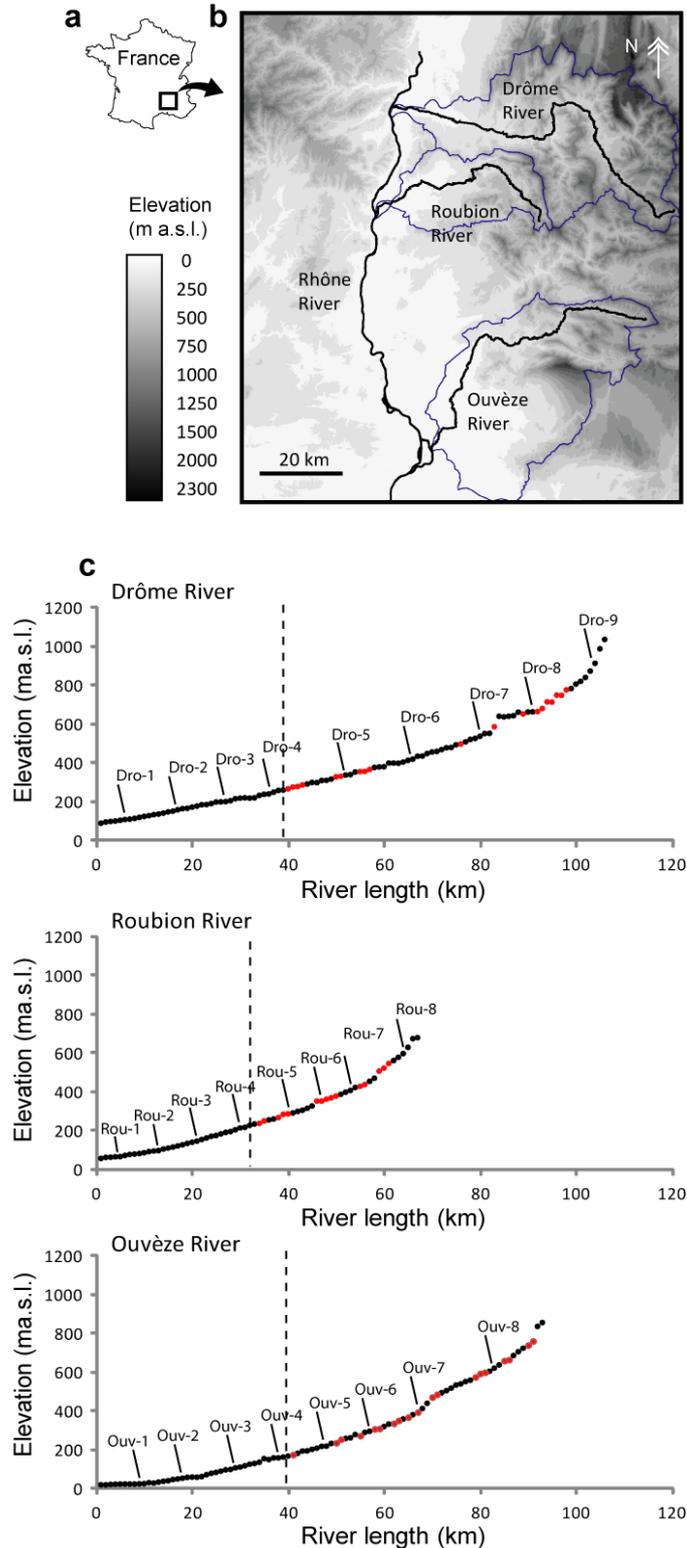
Au total, 25 sites ont été échantillonnés sur les rivières de la Drôme, du Roubion et de l'Ouvèze (**Figure 3**). Ces sites ont été répartis le long de chaque rivière de façon à maximiser l'homogénéité des distances entre sites (comprises entre 6 et 12 km), tout en respectant les contraintes géomorphologiques (i.e. la présence d'habitats favorables pour *P. walteri*). Chaque site est géo-localisé à l'aide d'un GPS. Au cours de ces campagnes de terrain, 9 sites ont été échantillonnés sur la Drôme dont 5 en zone de montagne, 8 sites sur le Roubion et 8 sites sur l'Ouvèze avec à chaque fois 4 sites en zone de montagne et 4 sites en zone de plaine (**Figure 3**).

Sur chaque site, les prélèvements ont été effectués par pompage à une profondeur de 0,5 à 1 m dans les sédiments. Chaque échantillon est observé au stéréomicroscope sur le terrain et les individus de *P. walteri* sont recueillis et conservés dans de l'alcool à 96°. L'échantillonnage est mené jusqu'à obtention d'une cinquantaine d'individus. La totalité de l'échantillonnage réalisé en 2011 et 2012 a nécessité 55 personne-jours.

Les distances hydrographiques entre sites ont été calculées dans un système d'information géographique en suivant le linéaire de chaque rivière. La position des canyons sur le linéaire de la rivière a été repéré à partir de photographies aériennes géo-rectifiées (**Figure 3**).

# Z A B R

## Zone Atelier Bassin du Rhône



**Figure 3:** a-b: situation des trois rivières échantillonnées en France et délimitation de leur bassin versant (ligne bleue). c: Profils en long des rivières. Chaque point correspond à 1 km et chaque kilomètre comprenant au moins un canyon est indiqué en rouge. Le trait vertical en pointillés indique la transition entre la zone de plaine (à gauche du trait) et la zone de montagne (à droite du trait).

Mesures et analyses réaliséesDéveloppement de marqueurs microsatellites

Les ADN génomiques de 166 individus prélevés à Sauzet ont été préparés par une extraction au chloroforme suivant la procédure de Calvignac *et al.* (2011). Puis, une banque enrichie pour des motifs microsatellites a été construite par le laboratoire de Savannah River (Géorgie, USA) suivant le protocole de Lance *et al.* (2010). Cette banque a ensuite été séquencée en utilisant un séquenceur 454 FLX (454 Life Sciences/Roche Applied Biosystems, Nutley, NJ, USA). Ces séquences brutes ont alors été préparées et analysées afin d'identifier l'ensemble des locus contenant effectivement des motifs microsatellites. Puis, 96 de ces locus ont ensuite été testés au laboratoire afin de déterminer: (1) notre capacité à les amplifier, (2) les conditions optimales d'analyse et (3) leur degré de polymorphisme.

Test de l'influence de la géomorphologie

Les locus microsatellites développés sur le site de Sauzet ont été caractérisés pour une trentaine d'individus collectés sur les 25 sites. Les paramètres des populations pour chaque site sont fournis dans le Tableau 2.

River	River part	Site	Latitude	Longitude	Elevation (m)	n	Ho	He	A	p(A)	F	pHWE
Drôme	Mountain	Dro-9	44.51047	5.622	953	18	0.546	0.562	7	1.65	0.01	<b>0.0291</b>
Drôme	Mountain	Dro-8	44.55286	5.52482	735	29	0.754	0.805	11.97	0.74	0.08	<b>0.0000</b>
Drôme	Mountain	Dro-7	44.62245	5.44342	592	29	0.748	0.821	11.79	0.70	0.11	<b>0.0000</b>
Drôme	Mountain	Dro-6	44.72966	5.38837	473	30	0.765	0.842	13.35	0.96	0.09	<b>0.0000</b>
Drôme	Mountain	Dro-5	44.72941	5.38926	401	30	0.771	0.834	13.30	0.72	0.10	<b>0.0024</b>
Drôme	Plain	Dro-4	44.69402	5.16292	319	29	0.807	0.841	13.10	0.74	0.04	<b>0.0004</b>
Drôme	Plain	Dro-3	44.71444	5.05801	268	30	0.728	0.830	11.60	0.19	0.13	<b>0.0000</b>
Drôme	Plain	Dro-2	44.74124	4.94716	207	30	0.689	0.826	11.96	0.46	0.17	<b>0.0000</b>
Drôme	Plain	Dro-1	44.76574	4.84044	176	30	0.745	0.813	10.87	0.49	0.09	<b>0.0000</b>
Roubion	Mountain	Rou-8	44.51765	5.21541	617	30	0.410	0.495	3.41	0.14	0.18	<b>0.0000</b>
Roubion	Mountain	Rou-7	44.57138	5.15955	424	30	0.368	0.411	4.90	0.43	0.10	<b>0.0109</b>
Roubion	Mountain	Rou-6	44.60175	5.11709	365	30	0.427	0.458	4.82	0.16	0.14	<b>0.0063</b>
Roubion	Mountain	Rou-5	44.63387	5.04630	294	30	0.556	0.585	7.88	1.03	0.05	<b>0.0045</b>
Roubion	Plain	Rou-4	44.60019	4.98895	231	30	0.603	0.627	7.47	1.41	0.03	<b>0.0375</b>
Roubion	Plain	Rou-3	44.58583	4.89422	201	30	0.794	0.757	9.98	1.24	-0.04	0.1703
Roubion	Plain	Rou-2	44.59110	4.81867	107	30	0.730	0.733	8.60	0.43	0.02	0.1933
Roubion	Plain	Rou-1	44.55771	4.76358	94	30	0.699	0.755	9.53	0.96	0.07	<b>0.0000</b>
Ouvèze	Mountain	Ouv-8	44.29258	5.41312	680	30	0.502	0.569	6.55	0.78	0.16	<b>0.0000</b>
Ouvèze	Mountain	Ouv-7	44.29252	5.41391	493	30	0.573	0.707	10.75	1.27	0.21	<b>0.0000</b>
Ouvèze	Mountain	Ouv-6	44.2421	5.22608	396	29	0.842	0.836	13.62	1.77	-0.01	0.0653
Ouvèze	Mountain	Ouv-5	44.23578	5.14229	332	26	0.770	0.855	15.34	2.51	0.10	<b>0.0000</b>
Ouvèze	Plain	Ouv-4	44.24374	5.04771	227	30	0.714	0.817	10.84	0.31	0.12	<b>0.0000</b>
Ouvèze	Plain	Ouv-3	44.19504	4.98442	218	30	0.818	0.815	10.80	0.37	0	0.0947
Ouvèze	Plain	Ouv-2	44.12471	4.93652	150	22	0.809	0.784	9.43	0.62	-0.02	0.1931
Ouvèze	Plain	Ouv-1	44.05605	4.92899	133	30	0.758	0.766	9.50	0.36	0.01	0.1859

**Tableau 2: Nombre d'individus (n) utilisés sur chaque site et paramètres des populations sur chacun des sites. Ho et He indiquent les niveaux d'hétérozygotie mesurés et attendus, A est la richesse allélique moyenne et p(A) est la richesse allélique privée. F est l'index de fixation et pHWE fournit la probabilité de la déviation par rapport à l'équilibre de Hardy-Weinberg.**

L'hypothèse relative au lien entre la différenciation génétique et la distance hydrographique et/ou le nombre de canyon entre les sites à été testé à l'aide de tests de Mantel (différenciation génétique versus nombre de canyon et différenciation génétique versus distance hydrographique) et de tests partiels de Mantel. Pour ces derniers, la relation entre différenciation génétique et le nombre de canyon est testée après avoir contrôlé l'effet de la distance hydrographique. De la même manière, la relation entre différenciation génétique et la distance hydrographique est testée après avoir contrôlé l'effet du nombre de canyons.

L'hypothèse d'une plus grande différenciation génétique dans les zones de montagne à été testée selon deux procédures qui diffèrent principalement de part la résolution spatiale utilisée. Premièrement, nous avons utilisé un modèle mixte d'analyse de variance où chaque rivière est traitée comme un effet aléatoire et la structure hiérarchique des données prise en compte en imbriquant les zones de plaine et de montagne dans les rivières. A travers cette analyse, nous testons si les sites se différencient plus fortement entre eux dans les zones de montagne que dans les zones de plaine. Deuxièmement, nous avons implémenté une approche de structuration sans à priori de nos individus en populations. Dans cette approche réalisée à l'aide du logiciel STRUCTURE, nous testons si les zones de montagne contiennent plus de populations biologiques que les zones de plaine.

L'hypothèse d'une plus faible diversité génétique en montagne est testée à partir de la caractérisation des changements longitudinaux de la richesse allélique en fonction de la distance à la confluence avec le fleuve Rhône.

### Résultats

#### Développement de marqueurs microsatellites

Après séquençage de la bibliothèque enrichie en motifs microsatellites, 54593 lectures ont été obtenues. Ces lectures présentent une longueur moyenne de 242 paires de base (pb) pour une longueur totale de 13106 pb assemblées. Après assemblage par CAP3, ces séquences ont été regroupées en 4225 contigs laissant 6121 lectures en singleton. Puis, 4518 séquences contenant des motifs microsatellites ont ensuite été identifiées par MSATCOMMANDER (données disponibles auprès des auteurs), mais seulement 245 locus contenaient des zones flanquantes permettant la définition d'amorces pour l'amplification. Sur ces 245 locus, 96 ont été testés au laboratoire. Au total, 32 locus ont fourni des amplifications fiables pour les 5 sites utilisés dont 19 se sont montrés polymorphes. Finalement, ce sont 7 de ces locus qui se sont avérés utilisables en routine pour identifier l'impact de la géomorphologie sur la structuration et la diversité de *P. walteri*. Les caractéristiques génétiques de ces locus sont reportées dans le **Tableau 3**.

# Z A B R

## Zone Atelier Bassin du Rhône

Locus	Sites name	Rivers	N	A	pA	H <sub>o</sub>	H <sub>e</sub>	F	p HWE	NA
<b>Pwalt_Di12</b>										
	Livron	Drôme	90	21	4	0.7556	0.8048	0,061	<b>0.0321<sup>b</sup></b>	
	Aouste	Drôme	88	24	6	0.7500	0.7972	0,059	<b>0.0000<sup>a</sup></b>	
	Sauzet	Roubion	30	10	2	0.8000	0.7994	-0,001	0.4347	
	Bedarrides	Ouvèze	30	7	1	0.6000	0.6867	0,126	0.1158	
<b>Pwalt_Di21</b>										
	Livron	Drôme	90	9	2	0.7778	0.8713	0,107	<b>0.0124<sup>b</sup></b>	0.0544
	Aouste	Drôme	90	11	1	0.7778	0.8602	0,096	<b>0.0082<sup>a</sup></b>	0.0477
	Sauzet	Roubion	30	5	1	0.3000	0.3622	0,172	0.1121	
	Bedarrides	Ouvèze	30	8	2	0.6333	0.6422	0,014	0.5021	
<b>Pwalt_Di31</b>										
	Livron	Drôme	90	17		0.8889	0.8948	0,007	<b>0.0340<sup>b</sup></b>	
	Aouste	Drôme	90	19	2	0.9111	0.9048	-0,007	0.5409	
	Sauzet	Roubion	29	5	1	0.6552	0.6790	0,035	0.4603	
	Bedarrides	Ouvèze	30	11		0.9333	0.8139	-0,147	0.9915	
<b>Pwalt_Di36</b>										
	Livron	Drôme	90	7		0.7667	0.7377	-0,039	0.7526	
	Aouste	Drôme	90	7		0.7000	0.7457	0,061	0.3380	
	Sauzet	Roubion	29	10	1	0.8966	0.8454	-0,060	0.8356	
	Bedarrides	Ouvèze	30	9	1	0.8667	0.7961	-0,089	0.8840	
<b>Pwalt_Te30</b>										
	Livron	Drôme	90	12		0.7778	0.7717	-0,008	0.5369	
	Aouste	Drôme	90	13		0.7889	0.7983	0,012	0.6276	
	Sauzet	Roubion	30	12	1	0.7667	0.8222	0,068	0.1060	
	Bedarrides	Ouvèze	29	10		0.6552	0.8228	0,204	<b>0.0119<sup>b</sup></b>	0.1071
<b>Pwalt_Te39</b>										
	Livron	Drôme	86	12		0.4302	0.6627	0,351	<b>0.0000<sup>a</sup></b>	0.1662
	Aouste	Drôme	87	14	4	0.4713	0.7862	0,401	<b>0.0000<sup>a</sup></b>	0.196
	Sauzet	Roubion	30	11	1	0.9000	0.8567	-0,051	0.7382	
	Bedarrides	Ouvèze	30	8		0.8333	0.7772	-0,072	0.5078	
<b>Pwalt_Te46</b>										
	Livron	Drôme	87	30	5	0.8851	0.9181	0,037	0.4053	
	Aouste	Drôme	89	28	5	0.9326	0.9111	-0,024	<b>0.0374<sup>b</sup></b>	
	Sauzet	Roubion	29	8	2	0.7931	0.7658	-0,036	<b>0.0451<sup>b</sup></b>	
	Bedarrides	Ouvèze	28	28	4	0.7857	0.8246	0,047	0.3664	

Tableau 3: Données résumées pour les microsatellites développés pour *Proasellus walteri*. Le nombre d'allèles (A), la richesse allélique privée (pA), la probabilité de la déviation par rapport à l'équilibre de Hardy-Weinberg (pHWE), les niveaux d'hétérozygotie mesurés et attendus (H<sub>o</sub> et H<sub>e</sub>, respectivement), la fréquence des allèles nuls (NA) et l'index de fixation (F) sont indiqués pour chaque locus pour N individus collectés sur quatre sites. Les déviations pHWE sont indiquées en gras lorsqu'elles sont statistiquement significatives. NA est fourni uniquement quand la probabilité de présence des allèles nuls est statistiquement significative.

# Z A B R

## Zone Atelier Bassin du Rhône

### Test de l'influence de la géomorphologie

#### *Lien entre différenciation génétique et le nombre de canyons*

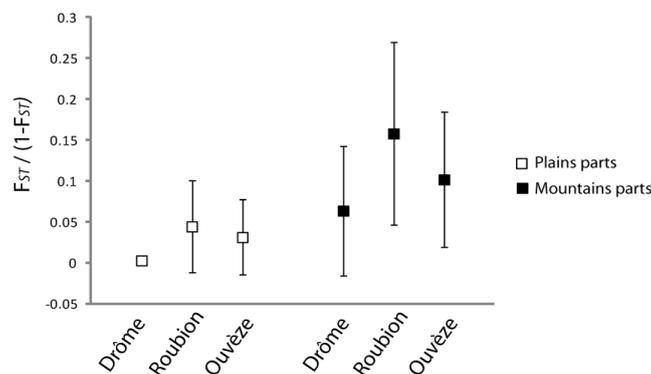
Quelle que soit la rivière considérée, les tests de Mantel montrent que la différenciation génétique entre sites est fortement corrélée avec la distance hydrographique et le nombre de canyons. L'effet du nombre de canyons reste toujours significatif après avoir pris en compte la distance hydrographique. En revanche, l'effet de la distance hydrographique entre sites n'est plus significatif lorsque que l'on prend en compte l'effet du nombre de canyons entre les sites (**Tableau 4**).

River		Matrices compared	r	p
Drôme	Mantel test	Genetics vs. Waterway distance	0.68	<b>0.001</b>
		Genetics vs. Canyons	0.86	<b>0.001</b>
	partial Mantel test	Genetics vs. Canyons controlling Waterway distance	0.75	<b>0.002</b>
		Genetics vs. Waterway distance controlling Canyons	-0.29	0.099
Roubion	Mantel test	Genetics vs. Waterway distance	0.62	<b>0.005</b>
		Genetics vs. Canyons	0.84	<b>0.004</b>
	partial Mantel test	Genetics vs. Canyons controlling Waterway distance	0.73	<b>0.002</b>
		Genetics vs. Waterway distance controlling Canyons	-0.09	0.365
Ouvèze	Mantel test	Genetics vs. Waterway distance	0.64	<b>0.001</b>
		Genetics vs. Canyons	0.85	<b>0.014</b>
	partial Mantel test	Genetics vs. Canyons controlling Waterway distance	0.75	<b>0.004</b>
		Genetics vs. Waterway distance controlling Canyons	0.2	0.158

**Tableau 4: Tests simples et partiels de Mantel (1000 permutations) montrant les relations entre la distance génétique ( $F_{ST}$ ), la distance hydrographique (km) et le nombre de canyons. Les corrélations significatives sont indiquées en gras.**

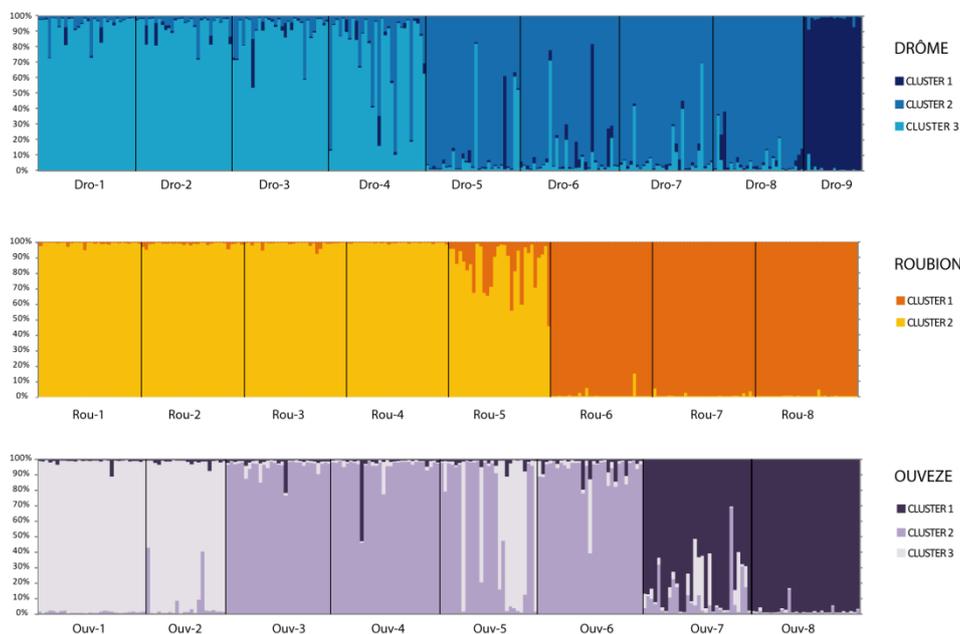
#### *Plus forte différenciation génétique en montagne*

Le modèle mixte d'analyse de variance ne montre pas d'effet significatif du zonage plaine – montagne sur la différenciation génétique entre sites adjacents ( $p=0.1303$ ). Toutefois et malgré une forte variance, la différenciation génétique mesurée en zone de montagne est en moyenne toujours supérieure à celle mesurée en plaine (**Figure 4**).



**Figure 4: Différenciation génétique moyenne entre deux sites adjacents pour chaque rivière et chaque zone de plaine et de montagne (n=4 pour chaque rivière en plaine ; en montagne, n=4 pour le Roubion et l'Ouvèze et n=5 pour la Drôme).**

Comparativement à l'analyse de variance, l'analyse «sans à priori» de la structuration génétique en population révèle une plus forte structuration des sites de montagne par rapport aux sites de plaine (**Figure 5**). En effet, 2 populations principales sont identifiées sur la zone montagne de la Drôme alors que les individus prélevés en plaine appartiennent quasi exclusivement à une seule et même population. Sur la rivière du Roubion, la zone de montagne recouvre deux populations alors que la zone de plaine est constituée d'une seule et même population. Finalement, des individus appartenant à 3 populations sont présents en zone de montagne dans la rivière de l'Ouvèze alors que les individus de la zone de plaine appartiennent quasi exclusivement à 2 populations.



**Figure 5: Résultats des analyses de structure de populations pour *Proasellus walteri* sur chacune des trois rivières avec le logiciel STRUCTURE. Trois groupes génétiques sont identifiés sur la Drôme (3 teintes de bleu), deux groupes sur le Roubion (2 teintes d'orange) et trois groupes sur l'Ouvèze (3 teintes de violet). Chaque trait représente un seul individu. Les codes sur l'axe des abscisses représentent les sites échantillonnés (cf. figure 3).**

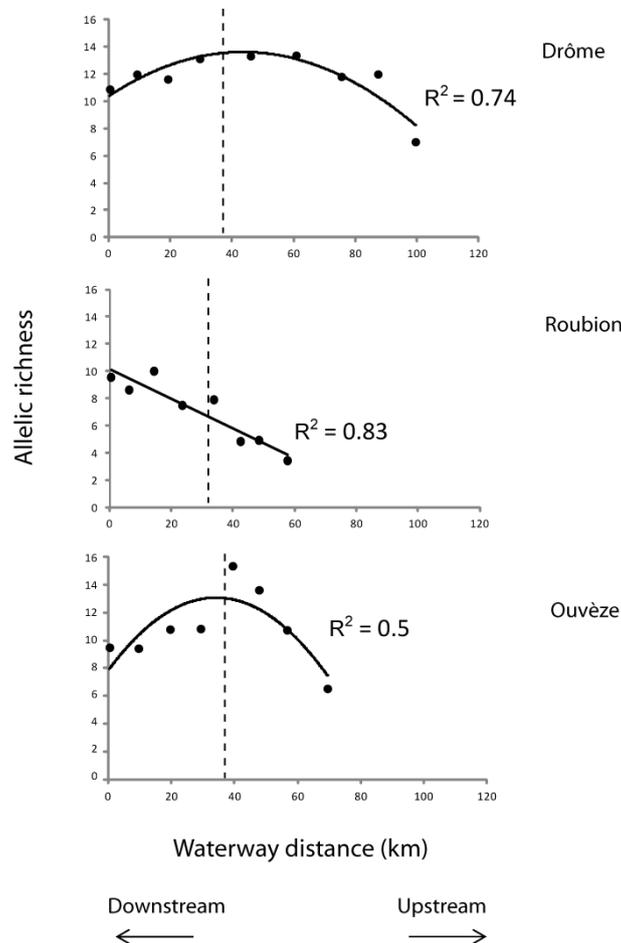
#### *Plus faible diversité génétique en montagne*

Seul le Roubion montre une décroissance de la diversité génétique de la confluence avec le Rhône à sa source (**Figure 6**). Si les patrons de diversité génétique observés sur la Drôme et l'Ouvèze semblent présenter un maximum à la transition entre plaine et montagne, ces relations sont principalement liées à la faible diversité observée à la source de la Drôme d'une part et à une diversité constante en plaine puis décroissante en montagne pour l'Ouvèze.

# Z A B R

## Zone Atelier Bassin du Rhône

En fait, la diversité génétique varie peu avec la distance dans la zone de plaine sur les trois rivières étudiées. Elle varie également peu avec la distance dans la zone de montagne pour la Drôme où seul le dernier site présente une très faible diversité. Par contre, la diversité génétique décroît fortement avec la distance à la confluence avec le Rhône dans les zones de montagne du Roubion et de l'Ouvèze.



**Figure 6: Patrons de richesse allélique en fonction de la distance hydrographique au site le plus proche de la confluence avec le Rhône (X=0) pour chacune des trois rivières. Le trait vertical en pointillés indique la transition entre la zone de plaine (à gauche du trait) et la zone de montagne (à droite du trait).**

#### Discussion

Grâce à la mise au point de 7 locus microsattellites chez le crustacé *Proasellus walteri*, strictement inféodé aux sédiments fluviaux, nous avons pu démontrer l'incidence de la géomorphologie sur la structuration génétique des populations. En effet nos résultats montrent clairement que la structure en collier de perle (i.e. alternance de zones tressées et de canyons) qui caractérise la zone amont des rivières en tresse conditionne largement la différenciation génétique entre sites.

En revanche, si la plus forte structuration génétique en zone de montagne est détectable, notamment par l'approche de structuration sans « à priori », son ampleur est relativement peu marquée. Les sites échantillonnés montrant globalement des niveaux de différenciation relativement modestes (18 paires de sites sur 22 montrent une faible différenciation ;  $F_{st} > 0,15$ ), il apparaît que *P. walteri* exploite beaucoup plus efficacement les corridors sédimentaires que sa petite taille (< 4 mm) ou son écologie aurait pu le suggérer. En effet, il est classiquement admis que les crustacés souterrains ont de faibles capacités de dispersion (e.g. Lefébure et al. 2006). Or, nos résultats tendent à relativiser cette généralité, au moins à l'échelle d'un corridor alluvial.

Considérant les patrons de distribution de richesse allélique et les différenciations génétiques entre sites adjacents, nos résultats sont également très concordants avec les caractéristiques géomorphologiques de chacune des rivières. Dans les zones de plaine des trois rivières étudiées, la dispersion peut intervenir au sein des dépôts fluvio-glaciaires et fluviaux présents sur l'ensemble de la plaine : la différenciation génétique entre sites y est faible et les tailles de population sont grandes (Capderrey et al., 2013b). Par contre, la taille des habitats disponibles et la continuité du corridor sédimentaire s'amoinrent dès lors que la rivière pénètre dans une zone de montagne. La différenciation génétique entre sites est alors plus forte en montagne et la diversité génétique décroît vers l'amont sur les deux rivières présentant un fort rétrécissement de leurs vallées vers l'amont : le Roubion et l'Ouvèze. Ces résultats ne sont pas observables sur la Drôme qui conserve dans sa zone de montagne une bande de tressage bien plus large que sur les deux autres rivières.

#### Valorisation et Perspectives

Le développement de locus microsattellites permettant d'étudier l'impact de la géomorphologie sur le fonctionnement de populations d'organismes inféodés aux masses sédimentaires fluviales a été publié dans une revue scientifique généraliste (Capderrey et al., 2013b). Au cours de ce travail nous nous sommes également attachés à définir la taille efficace des populations de *P. walteri* sur la Drôme. Ces premières mesures sont particulièrement importantes puisque ce paramètre est essentiel en biologie de la conservation et en biologie évolutive. La taille efficace de population fixe en effet l'intensité des effets aléatoires (dérive génétique) et de la sélection naturelle mais aussi les conséquences pour la viabilité des espèces en termes de diversité génétique ou de l'effet de la consanguinité. A terme, le développement de ces marqueurs microsattellites nous permettra d'étudier la

# Z A B R

---

## Zone Atelier Bassin du Rhône

dynamique des tailles efficaces des populations, de confronter ces tailles à celles présentes par des organismes inféodés aux autres compartiments des rivières en tresses mais aussi de délimiter spatialement les populations.

L'analyse de l'impact de la géomorphologie sur le fonctionnement des populations d'organismes inféodés aux sédiments fluviaux est actuellement en cours de rédaction et sera soumis prochainement dans une revue scientifique majeure en écologie. A terme, des échantillons déjà prélevés lors de nos campagnes de terrain nous permettront de tester la structuration à une échelle hectométrique – entre bancs de graviers distants les uns des autres d'une centaine de mètre - entre les zones de montagne et les zones de plaine. Par ailleurs, nous disposons également du matériel biologique nécessaire pour tester les différences de taille de population entre zones de plaine et zones de montagne.

Outre ces valorisations et perspectives scientifiques, nos travaux suggèrent également que les politiques de gestion des masses sédimentaires dans les rivières en tresse ont et auront de fortes conséquences sur les dynamiques de population des espèces interstitielles. En effet, les canyons constituent des répliques naturels et à long terme de secteur en forte incision. Ainsi, en démontrant l'effet des canyons sur la structuration génétique des organismes inféodés aux masses sédimentaires, nos résultats suggèrent que l'incision peut avoir à terme des effets analogues. Il est d'ailleurs à noter que cette hypothèse est renforcée par les profils de différenciation et de diversité génétique mis en évidence sur le Roubion, la rivière la plus fortement incisée parmi celles sélectionnées dans cette étude.

### ***Objectif 4: Typologie des rivières en tresse et diversité des habitats***

#### Contexte

Deux types de structures thermiques ont été mis en évidence sur les rivières en tresses. Le premier montre une très faible variabilité thermique spatiale tout au long de la journée. A l'inverse, le second type présente une variabilité thermique élevée avec des changements au cours de la journée. L'hétérogénéité est forte en début de matinée, diminue jusqu'à midi, augmente durant l'après-midi pour finalement atteindre un maximum le soir. Les tronçons de ce type sont caractérisés par une importante diversité de masses d'eau, présentant à la fois des mares, des chenaux alluviaux et phréatiques. Ce sont ces types de masse d'eau qui sont à l'origine in fine d'une telle hétérogénéité thermique. En effet, alors que la température du chenal principal et des chenaux connectés avec celui-ci varie avec la température de l'air durant la journée, celle des chenaux n'ayant pas de connexion amont avec le chenal principal est relativement constante car ces derniers sont alimentés par des eaux souterraines.

Nous avons également montré qu'il était possible d'estimer cette hétérogénéité thermique en se basant notamment sur les proportions surfaciques en mares et en chenaux alluviaux et phréatiques à partir desquelles on calcule l'indice de diversité de Shannon. Plusieurs métriques ont ainsi été calculées à partir de photographies aériennes.

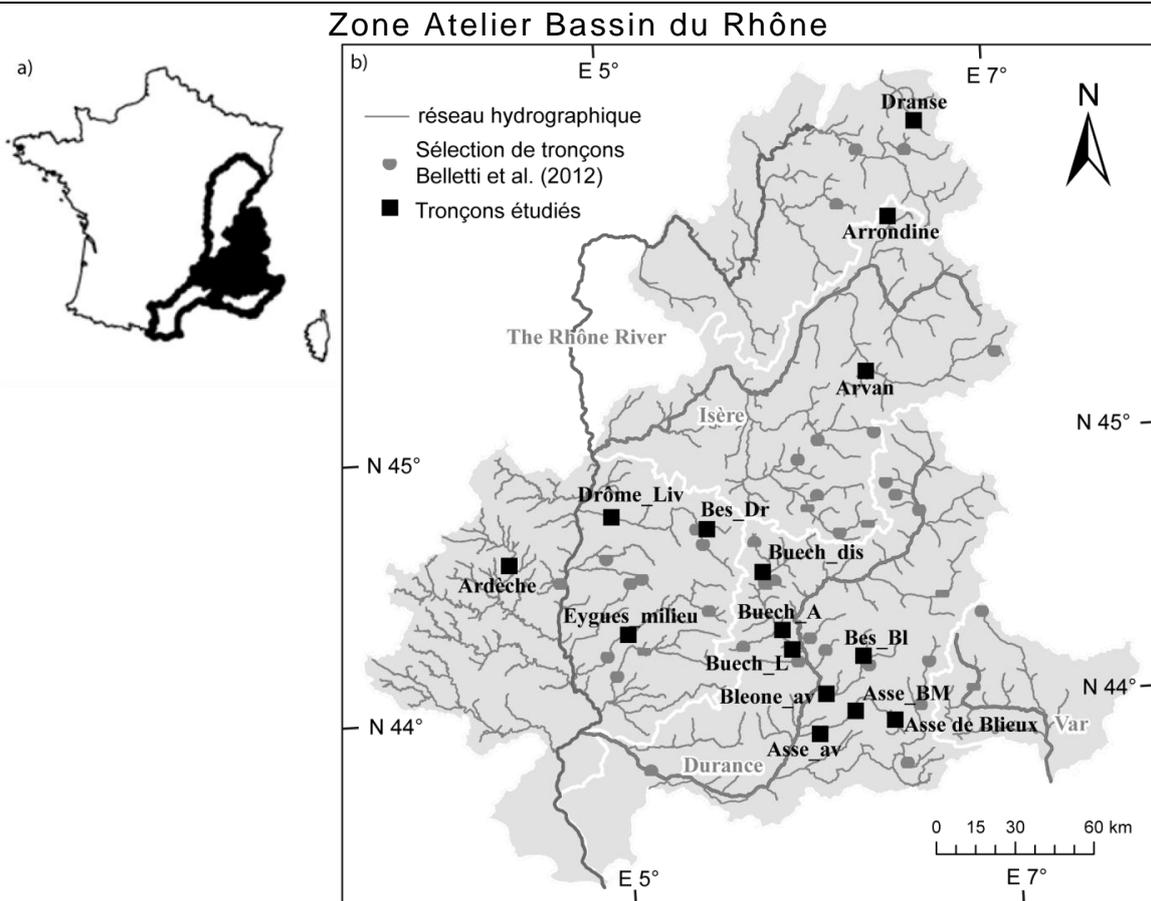
#### Objectifs et sites d'étude

Les tronçons présentant une forte hétérogénéité thermique correspondent aux tronçons du type 2 de Belletti et al. (2012). Ces tronçons sont caractérisés par une diversité d'habitats aquatiques élevée en conditions de basses eaux. A l'inverse, ceux de type 3 présentent une diversité d'habitats aquatiques plus faible et par conséquent une plus faible hétérogénéité thermique. Cette typologie a été établie à partir d'un seul état. **Le premier objectif de ce rapport est ainsi d'évaluer la permanence de cette typologie.** Cela permettra de savoir si les secteurs à forte diversité, alimentés par les eaux souterraines, varient au cours du temps ou s'il existe des zones ayant des alimentations phréatiques-hyporhéiques qui perdurent.

Pour répondre à cette question, 15 tronçons ont été étudiés (figure 1). Les données associées à ces tronçons sont issues des travaux de Belletti et al. (2013), Wawrzyniak et al. (2013) et Couturier (2013). Les tronçons appartiennent aux types :

- 1 : Ardèche.
- 2 : Asse\_av, Asse\_BM, Buech\_A, Buech\_L, Bes\_Bl, Eygues\_milieu, Bleone\_av, Drome\_LIV, Bes\_Dr.
- 3 : Arrondine, Arvan, Drance, Buech\_dis, Asse de Blieux.

# Z A B R



Les images disponibles pour chaque site se limitent bien souvent à 2 ou 3 états. En effet, les photographies plus anciennes présentent des résolutions spatiales insuffisantes (de l'ordre de 2 à 3 m alors que la résolution des images récentes de la BD ORTHO® est de 50 cm). Avec de telles résolutions, seul le chenal principal est visible. De plus, certaines images ne sont pas exploitables car les données de débits associées ne sont pas disponibles. Pour le tronçon Drome\_Liv (figure 1), de nombreuses images (en partie fournies par la Réserve Naturelle Nationale des Ramières de la Drôme) sont malgré tout disponibles, et ce, pour différentes conditions de débit. Cette importante quantité de données permet ainsi **d'évaluer l'effet du débit sur le patron de tressage et la diversité d'habitats sur ce site particulier.**

## Méthodologie

La méthodologie est basée sur l'analyse de photographies aériennes. Elle est fondée sur les travaux de Belletti (2012). Des éléments peuvent également être trouvés dans Couturier (2013). Pour rappel, les masses d'eau sont digitalisées à partir des images et sont classées selon la typologie suivante (figure 2) :

- **Chenal principal (MC)** : plus large chenal en eau. Il est courant.
- **Chenaux secondaires (SC)** : connectés à l'aval et à l'amont au chenal principal. Ils sont courants.
- **Chenaux mixtes (MIX)** : connectés uniquement à l'amont avec le réseau courant.

# Z A B R

## Zone Atelier Bassin du Rhône

- **Chenaux alluviaux (AL)** : connectés uniquement à l'aval avec le réseau courant. Ils naissent dans la bande active et sont théoriquement alimentés par des eaux souterraines hyporhéiques.
- **Chenaux phréatiques (GW)** : connectés uniquement à l'aval avec le réseau courant. Contrairement aux chenaux alluviaux, ils naissent hors de la bande active et sont plutôt alimentés par des eaux souterraines phréatiques.
- **Mares (P)** : masses d'eau déconnectées du réseau et situées dans la bande active.

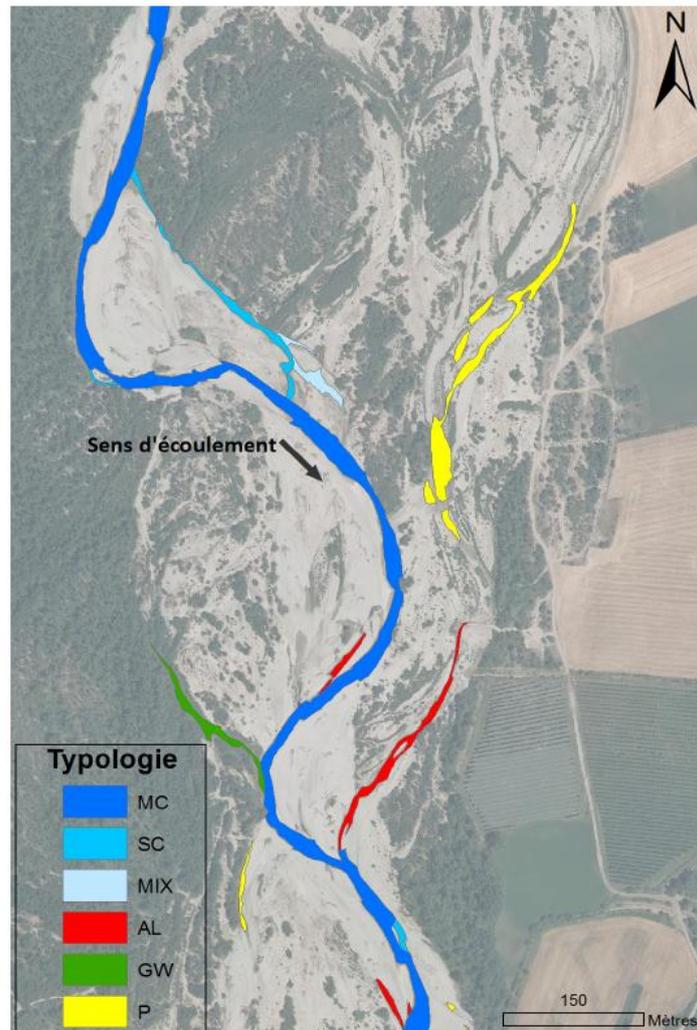


Figure 2. Typologie des chenaux en eau (Couturier, 2013).

Suite à ces traitements par photo-interprétation, plusieurs indicateurs ont été calculés. Le premier, l'**indice de Shannon (H')**, permet de caractériser la diversité d'habitat. Il est calculé de la façon suivante :

$$H' = \sum_{i=1}^R P_i \times \ln(P_i)$$

# Z A B R

## Zone Atelier Bassin du Rhône

Où  $P_i$  est la proportion surfacique de chaque type de masses d'eau  $i$  et  $R$  le nombre de types (6 pour les sites où ils sont tous présents).

Le second indicateur calculé est l'**indice de tressage total** (figure 3). Il est fondé sur la mesure de la sinuosité (Mosley, 1981). Il se calcule en divisant la somme des longueurs de tous les chenaux par la longueur du chenal principal. Une valeur élevée indique ainsi un tressage important. Un dérivé de cet indice, l'**indice de tressage coulant**, ne considère que les chenaux courants (c.à.d. MC, SC et MIX selon la typologie employée). Le rapport entre ces deux indices permet d'estimer les apports d'eau souterraine.

F Mosley (1981)  
 $P_r^* = \Sigma L_i / \Sigma L_{ML}$

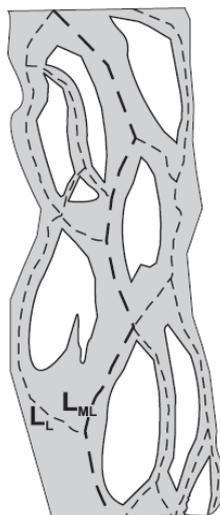


Figure 3. Indice de tressage (Egozi and Ashmore, 2008)

Pour pouvoir comparer des cours d'eau de tailles différentes, la **fréquence de débit, notée  $F(Q)$** , a été utilisée plutôt que la valeur brute de débit. Une  $F(Q)$  de 0,1 signifie qu'il y a 90% de chances d'enregistrer des débits supérieurs (la valeur de débit correspondante est ainsi théoriquement dépassée environ 329 jours par an). A l'inverse, une fréquence de débit de 0.7 désigne des conditions de débit relativement élevées puisque ce débit n'est atteint que 30% du temps, soit environ 110 jours par an.

### Résultats

**Une distinction claire est observée entre les types 2 et 3** (figures 4 et 5). Les tronçons du type 2 ont à débit égal un indice de diversité et un taux de tressage plus élevés que ceux du type 3. Cette tendance générale se retrouve quel que soit le débit. Le tronçon du Bes\_BI avait été classé en type 2 car il était proche de la limite entre les types 2 et 3 sur la première date d'observation. Avec ces nouveaux résultats, ce tronçon serait plutôt classé en type 3 car sa diversité d'habitat est plutôt faible et somme toute assez variable pour le débit observé ( $f(Q)=0.2$ ).

# Z A B R

## Zone Atelier Bassin du Rhône

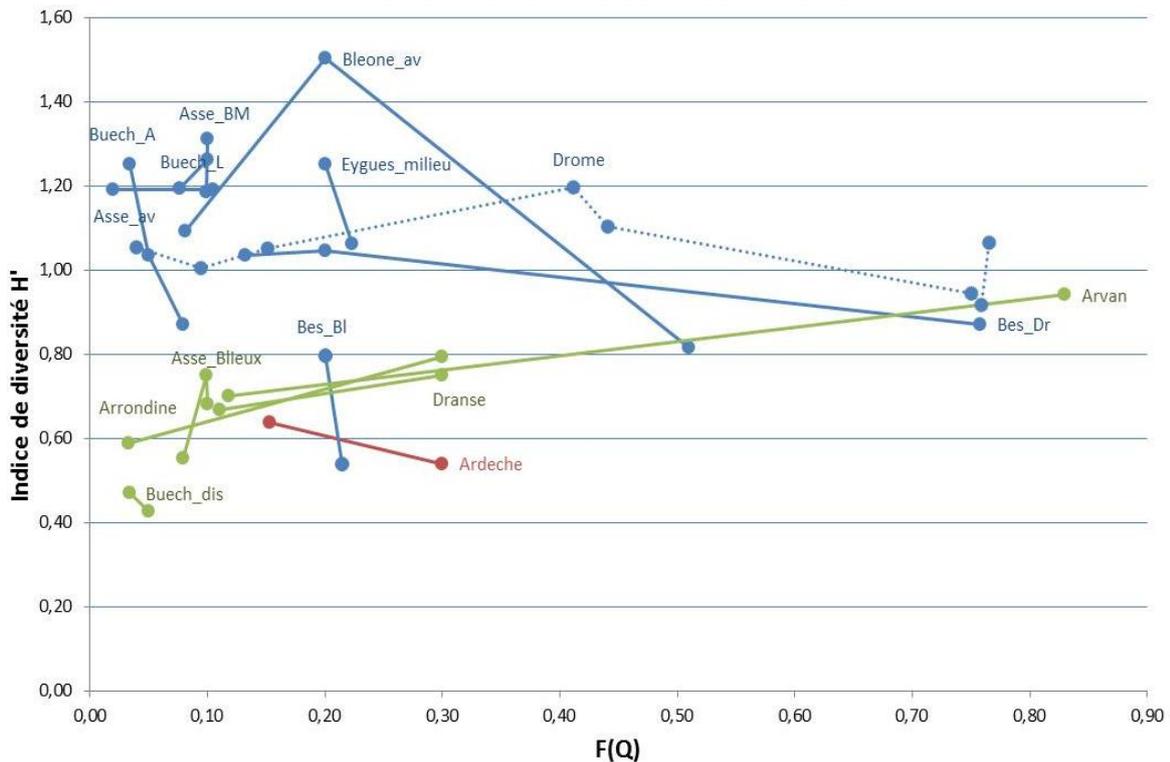


Figure 4. Indice de diversité des habitats aquatiques en fonction du débit. Les sites en rouge appartiennent au type 1, ceux en bleu au type 2 et ceux en vert au type 3.

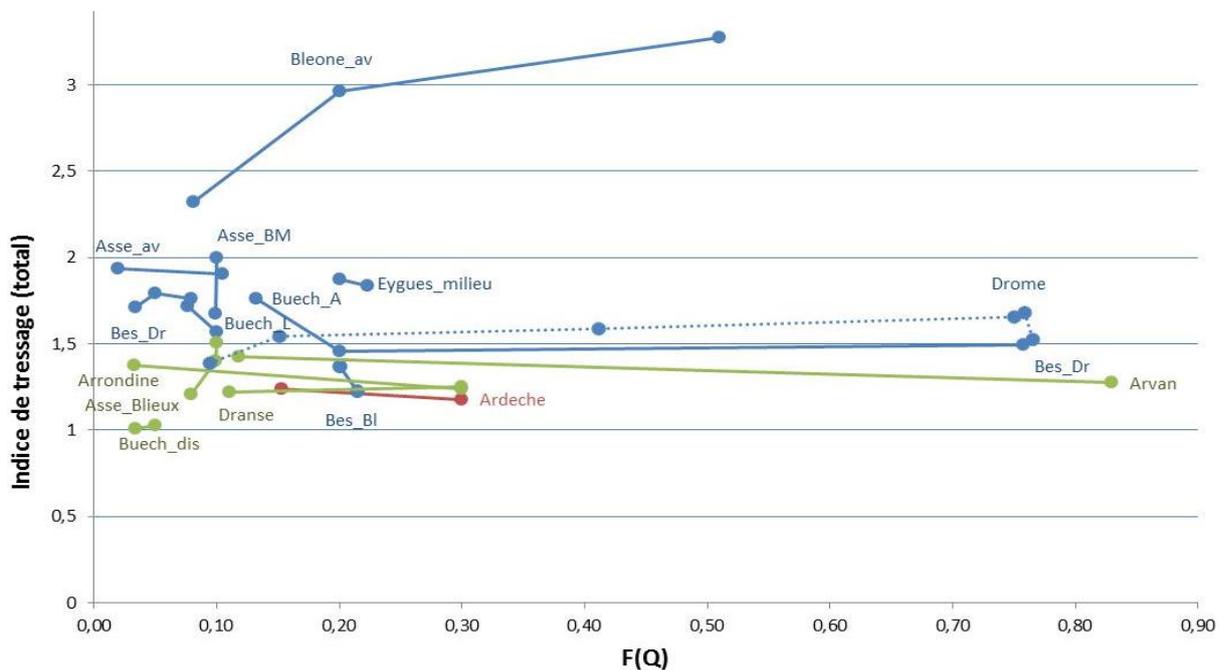


Figure 5. Indice de tressage total en fonction du débit. Les sites en rouge appartiennent au type 1, ceux en bleu au type 2 et ceux en vert au type 3.

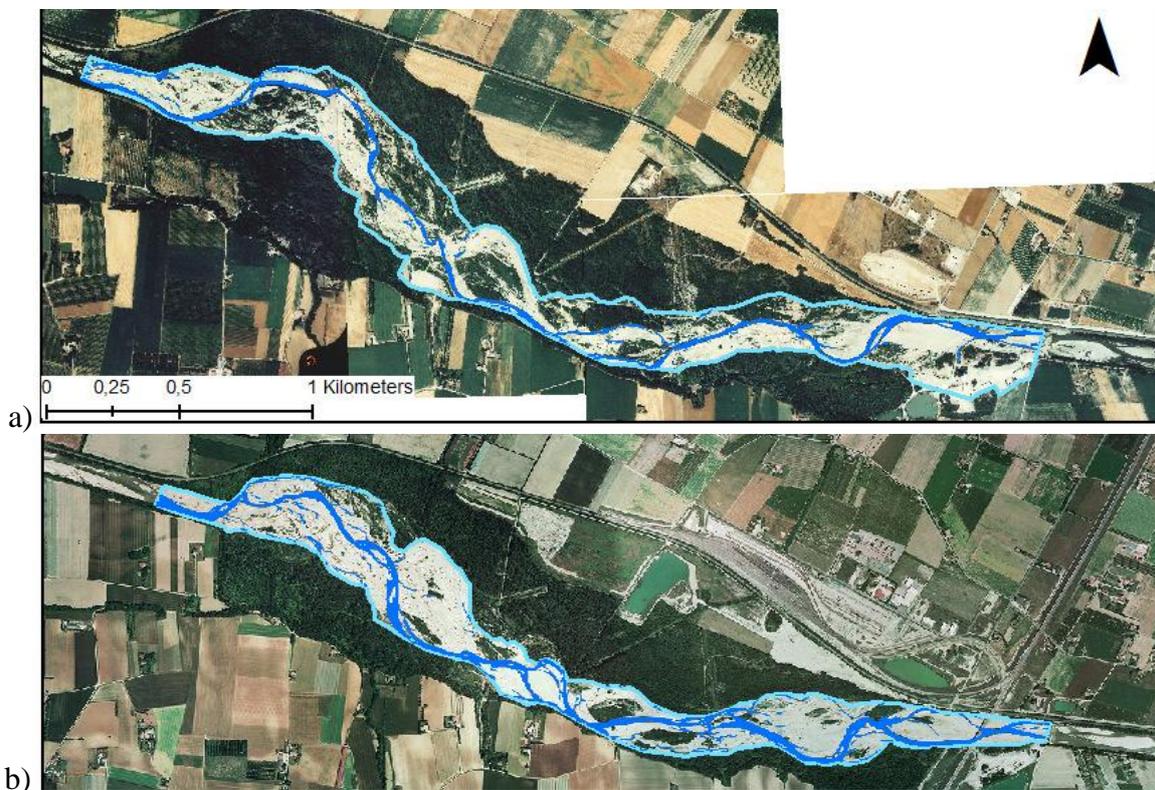
Les tronçons observés peuvent significativement évoluer planimétriquement au cours du temps (figure 6) du fait de crues morphogènes. Ainsi, le tracé des chenaux peut être complètement différent d'une date observation à l'autre alors même que le débit peut être le même. Cependant, **le débit semble n'avoir que peu d'effet sur le taux de tressage** (figure

# Z A B R

## Zone Atelier Bassin du Rhône

5). Ces résultats confirment ceux de Belletti et al. (2012) qui montraient que le débit était un facteur moins important que la fourniture sédimentaire et les interactions nappe/écoulement superficiel dans la structuration du patron de tressage pour les situations courantes (hors crue). Toutefois, dans quelques cas, l'indice de tressage augmente avec le débit (Bléone\_av). Dans cet exemple, l'augmentation de débit entraîne la mise en eau de nombreux chenaux secondaires alors que dans la majorité des cas, le chenal principal peut à lui seul faire écouler ce surplus d'eau. Ces différences pourraient s'expliquer par des conditions hydrauliques et géométriques différentes. Le chenal du tronçon Bléone\_av pourrait, par exemple, être moins profond et ainsi alimenter plus rapidement son réseau de chenaux.

Il est important de noter que nos observations se limitent à des fréquences de débit inférieures ou égales à 0.8. Cette valeur ne correspond pas encore à un débit de crue car elle est atteinte 20% du temps. Pour des  $F(Q)$  supérieures à 0.8, les indices de tressages pourraient être plus importants.



# Z A B R

## Zone Atelier Bassin du Rhône



c)

Figure 6. Ortho-photographies avec digitalisation des chenaux en eau (bleu foncé) et des limites de la bande active (bleu clair) : a) 1991,  $F(Q) = 0.09$  ; b) 2001,  $F(Q) = 0.41$  ; c) 2010,  $F(Q) = 0.77$ . Les images a et b ont les mêmes échelles, celle de l'image 3 est légèrement différente. (Couturier, 2013)

**La diversité des habitats est plus variable en inter-date et en inter-site que celle de l'indice de tressage bien qu'il n'y ait pas de tendances claires entre le débit et cette diversité** (figure 4). Sur certains cours d'eau, cette diversité a tendance à se réduire alors que le débit augmente du fait de la connexion amont de certains bras (e.g., Drome, Bez-Dr). La variabilité inter-site n'est pas expliquée par le débit, mais est liée à des différences dans les apports d'eau souterraine. La figure 7 peut servir de *proxi* pour représenter l'évolution en fonction du débit de la part de chenaux alimentés par des eaux souterraines. Pour certains cours d'eau, cette part est plus importante en étiage (Asse\_av) alors que pour d'autres, elle est à son maximum pour des débits intermédiaires dont la fréquence est proche de 0,4 (Drôme). Cette variabilité pourrait plutôt s'expliquer par deux autres facteurs (Couturier, 2013). En effet, **le niveau de la nappe peut varier au cours du temps en fonction des conditions climatiques** ou du fait de pompages anthropiques. Il serait intéressant d'étudier les niveaux piézométriques pour mieux interpréter nos observations. Si ces données ne sont pas disponibles, l'historique des précipitations peut également être intégré à l'analyse. Le second facteur concerne la **morphologie, en particulier l'exhaussement ou l'incision du tronçon** qui peut influencer la **connectivité entre les eaux de surface et les eaux souterraines**.

# Z A B R

## Zone Atelier Bassin du Rhône

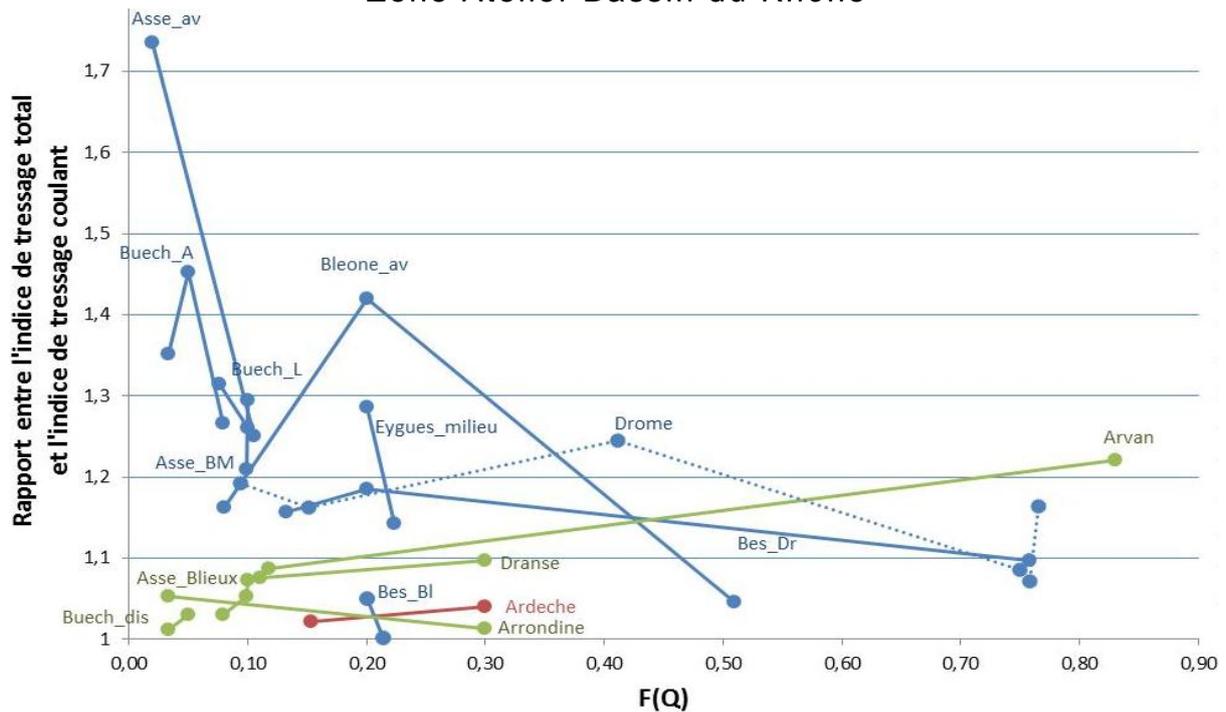


Figure 7. Rapport entre l'indice de tressage total et l'indice de tressage coulant en fonction du débit. Les sites en rouge appartiennent au type 1, ceux en bleu au type 2 et ceux en vert au type 3.

## 1. Conclusion et perspectives

L'analyse inter-date et inter-site de la planimétrie du réseau en eau des tronçons en tresses permet de confirmer que les indices étudiés (Indice de diversité des types de masses d'eau, rapport entre l'indice de tressage total et l'indice de tressage coulant) sont tout à fait intéressants pour diagnostiquer les tronçons potentiels présentant une diversité des habitats aquatiques résultant sans doute de fortes interactions nappe – écoulements superficiels.

Nous interprétons en effet la différence entre les types de tressage comme étant liée à une différence de **connectivité entre les eaux de surface et souterraines**, sachant qu'elle se caractérise par une forte différenciation thermique également. Néanmoins, il est encore impossible de dire si (et où), cette différenciation est liée à un contexte naturel particulier ou à des pressions humaines comme des pompages. Cette question mérite ainsi une analyse complémentaire des séries piézométriques et pluviométriques sur quelques uns des sites identifiés pour mieux comprendre les fortes fluctuations inter-date des indices (e.g. Asse Av, Buech\_A, Eygues\_milieu, Asse\_BM) alors même que les débits ne sont pas significativement très différents.

La présente analyse conduite comparativement sur les photographies aériennes d'archives peut être facilement mise en œuvre en routine dans le cadre de suivi de surveillance. Les photographies aériennes fournies aujourd'hui sont de très bonne qualité et présentent des états généralement de basses eaux (rarement dépassés 70% du temps, 255 jours par an). Des essais sont d'ailleurs en cours à partir des images satellites fournies par Pléiades à une résolution de 50 cm. Ce satellite devrait fournir dans les années qui viennent plusieurs couvertures par an. L'analyse inter-site/inter-date souligne que la typologie est très robuste au cours du temps et qu'il y a peu d'effets du débit sur le patron de tressage. Pour démontrer l'effet du débit sur le taux de tressage, effet qui existe et qui a été observé notamment sur des canaux

# Z A B R

---

## Zone Atelier Bassin du Rhône

expérimentaux, il conviendrait en effet d'observer des débits beaucoup plus rares (quelques jours dans l'année seulement – 1 à 2% du temps), ce qui n'est pas possible à partir de ces clichés d'archives.

Références bibliographiques

- Arscott D.B, Tockner K. & Ward J.V. 2005. Lateral organization of aquatic invertebrates along the corridor of a braided floodplain river. *Journal of the North American Benthological Society* **24**: 934-954.
- Belletti B, Dufour S, Piégay H. (2012). Regional variability of aquatic pattern in braided reaches (example of the French Rhône basin). *Hydrobiologia*, doi:10.1007/s10750-012-1279-6.
- Belletti B. (2012). Analyse régionale de la structure et de la dynamique biogéomorphologique des rivières en tresses du bassin du Rhône. Thèse de doctorat en géographie et aménagement. Université Jean Moulin, Lyon 3, 246 p.
- Calvignac S., Konecny L., Malard F., Douady C.J. 2011. Preventing the pollution of mitochondrial datasets with nuclear mitochondrial paralog. *Mitochondrion* **11**: 246-254.
- Capderrey C., Datry T., Foulquier A., Claret C., Malard F. 2013a. Invertebrate distribution across nested geomorphic features in braided-river landscapes. *Freshwater Science*, **32(4)**: 1188-1204.
- Capderrey, C., Kaufmann, B., Jean, P., Malard, F., Konecny-Dupré, L., Lefébure T., Douady, C.J. 2013b. Microsatellite Development and First Population Size Estimates for the Groundwater Isopod *Proasellus walteri*. *Plos One*, **8(9)** e76213 : 1-10.
- Couturier A. (2013). Suivi diachronique des réseaux de chenaux dans les rivières en tresses : Évaluation du potentiel écologique et formulation de recommandations dans le cadre de la DCE. Mémoire de stage en Licence de Géographie-Aménagement 3e année, option « Aménagement du territoire », Université Jean Moulin, Lyon 3, 41 p.
- Datry T., Corti R., Philippe M., Claret C., Dumont B., Sauquet E., Le Goff G., & Roger P., 2011. Rivières intermittentes du bassin RMC: fonctionnement écologique dans un contexte de mise en application de la DCE. Rapport final Cemagref – Agence de l'Eau RM&C. 61 pp. et Annexes.
- Egozi R., Ashmore P.E. (2008). Defining and measuring braiding intensity. *Earth Surface Processes and Landforms*, **33**:2121-2138.
- Geoffre M. 2011. Caractérisation et dynamique des habitats terrestres d'une rivière temporaire en tresses : l'Asse (04). Rapport de Master Recherche « Géographie Environnementale, parcours Systèmes Géographiques et Environnements ». 40 pp.
- Gray D. & Harding J.S. 2009. Braided river benthic diversity at multiple spatial scales: a hierarchical analysis of  $\beta$  diversity in complex floodplain systems. *Journal of the North American Benthological Society* **28**: 537-551.
- Lance S.L., Light J.E., Jones K.L., Hagen C. and Hafner J.C. 2010. Isolation and characterization of 17 polymorphic microsatellite loci in the kangaroo mouse, genus *Microdipodops* (Rodentia: Heteromyidae). *Conservation Genetics Resources* **2**: 139-141.
- Lefébure T., Douady C.J., Gouy M., Trontelj P., Briolay J. and Gibert J. 2006. Phylogeography of a subterranean amphipod reveals cryptic diversity and dynamic evolution in extreme environments. *Molecular Ecology*, **15**: 1797-806.
- Morvan C, Malard F, Paradis E, Lefébure T, Konecny-Dupré L, Douady CJ 2013. Timetree of Aselloidea reveals species diversification dynamics in groundwater. *Systematic Biology*, doi: 10.1093/sysbio/syt015.
- Mosley PM. (1981). Semi-determinate hydraulic geometry of river channels, South Island, New Zealand, *Earth surface Processes and Landforms*, **6**: 127-137.

# Z A B R

---

## Zone Atelier Bassin du Rhône

Wawrzyniak V. (2012). Etude multi-échelle de la température de surface des cours d'eau par imagerie infrarouge thermique : exemples dans le bassin du Rhône. Thèse de doctorat. Université de Lyon 3. 171p.

