

# Connaissance des peuplements de poissons dans les petits bassins versants

Evelyne Tales, Jérôme Belliard\*, Jonathan Epissard, Guillaume Gorges,  
Céline Le Pichon, Amandine Zahm

Cemagref, Unité de recherche Hydrosystèmes et bioprocédés  
Parc de Tourvoie, BP 44  
92163 ANTONY cedex  
\*jerome.belliard@cemagref.fr

Introduction .....	1
1. Sélection des sites d'étude .....	2
2. Caractérisation des peuplements de poissons.....	4
3. Apport des isotopes stables pour l'écologie des espèces .....	9
3.1. Matériel et méthodes .....	9
3.1.1. Sites d'étude.....	9
3.1.2. Echantillonnage .....	10
3.1.3. Analyses statistiques.....	11
3.2. Résultats .....	11
3.2.1. Résultats globaux .....	11
3.2.2. Différences entre bassins versants.....	12
3.2.3. Variabilité des compositions isotopiques à l'intérieur des bassins versants .....	13
4. Conclusion.....	14
5. Références bibliographiques .....	15

## Introduction

L'organisation des peuplements de poissons d'eau courante dépend non seulement de la diversité des habitats aquatiques, mais aussi de leur arrangement spatial et de leur connectivité fonctionnelle au sein du réseau hydrographique. La notion de connectivité est particulièrement importante dans le contexte de cours d'eau anthropisés: en effet, il ne suffit pas que les habitats vitaux des espèces de poissons soient présents dans le milieu aquatique, encore faut-il qu'ils soient accessibles pour les poissons via des processus migratoires liés à leur cycle de vie. L'anthropisation des cours d'eau entraîne à la fois une disparition de certains habitats et globalement, une fragmentation de leurs réseaux hydrographiques par l'implantation d'obstacles physiques (barrages ou seuils) ou pas (rejets provoquant une discontinuité locale), qui va entraver les déplacements des poissons.

Une approche d'analyse spatiale des habitats fonctionnels pour les espèces de poissons a précédemment été mise en œuvre sur un secteur de la Seine, dans la plaine de La Bassée. Elle a permis de développer les outils nécessaires à l'analyse de l'hétérogénéité spatiale des habitats (Le Pichon, 2006). Son application nécessite toutefois par ailleurs de connaître les capacités migratoires des espèces qui peuplent les cours d'eau. La connaissance de ces capacités migratoires peut grandement

être améliorée par l'utilisation des analyses d'isotopes stables dans les poissons et les matériaux naturels des cours d'eau.

Dans une démarche comparative pour évaluer les effets respectifs des activités urbaines et agricoles qui impactent les petits cours d'eau, une approche conjointe d'analyse spatiale des habitats et de connaissance des déplacements des espèces par l'apport des isotopes stables va désormais être mise en œuvre dans des petits bassins versants.

## 1. Sélection des sites d'étude

Dans le cadre de cette approche comparative entre petits bassins versants urbains et agricoles, nous avons recherché des cours d'eau de taille comparable. Le bassin versant de l'Orgeval (affluent du Grand-Morin) s'est imposé comme bassin à dominante agricole en tant que site atelier. Pour le choix du bassin urbain, une première analyse a consisté à faire des recherches sur des données cartographiques: données d'occupation des sols (Corine Land Cover), données de qualité d'eau (localisation des rejets principaux). Certains cours d'eau ont été écartés d'emblée en raison de leur état de dégradation excessive (la Bièvre par exemple). A l'issue de cette première sélection sur base cartographique, des repérages de terrain ont été réalisés sur plusieurs cours d'eau: la Mauldre, la Rémarde et l'Yvette.

Finalement, les sites retenus pour cette étude sont l'Orgeval, la Mauldre en amont de Cressay et l'Yvette, en amont de St Rémy les Chevreuse. Parallèlement, des stations d'étude, réparties au préalable sur ces réseaux hydrographiques, ont également été sélectionnées par repérage sur le terrain. Ce repérage a permis d'éliminer par exemple certaines stations qui étaient à sec, ou dont les caractéristiques morphologiques étaient trop singulières. Ainsi, 22 stations ont été retenues dans les trois bassins versants précédemment sélectionnés (figures 1, 2 et 3).

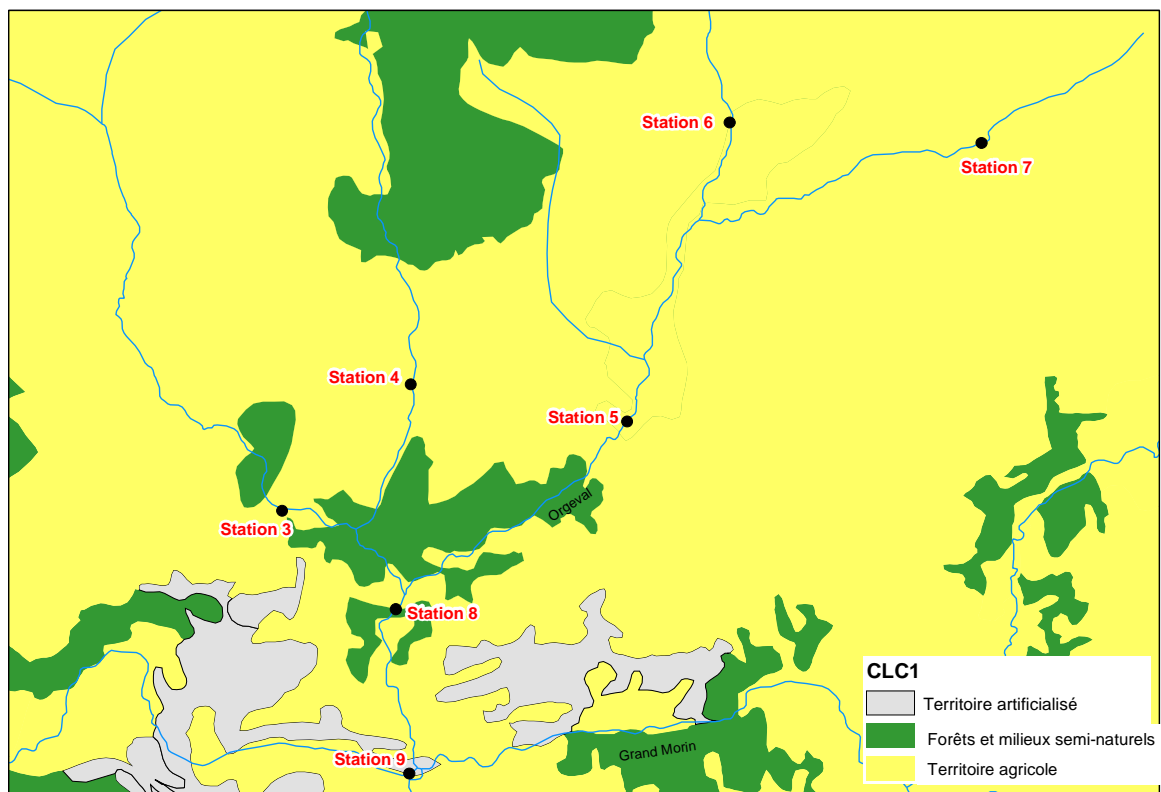


Figure 1: Localisation des stations et occupation des sols (Corine Land Cover) dans le bassin versant de l'Orgeval.

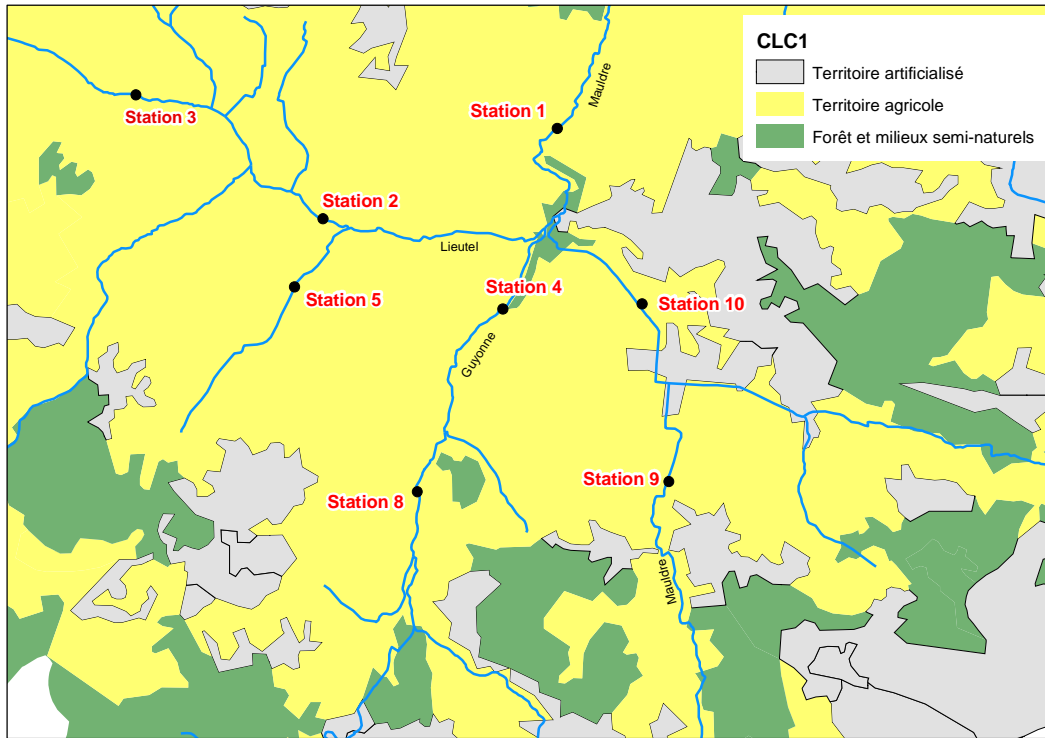


Figure 2: Localisation des stations et occupation des sols (Corine Land Cover) dans le bassin versant de la Mauldre.

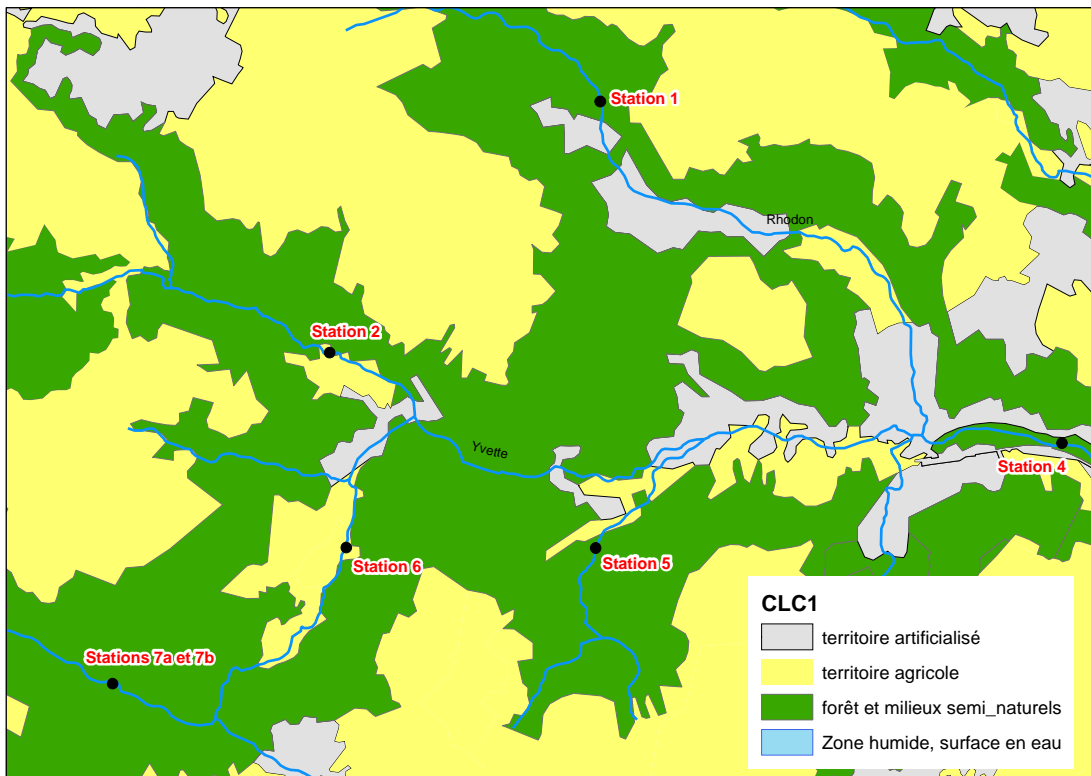


Figure 3: Localisation des stations et occupation des sols (Corine Land Cover) dans le bassin versant de l'Yvette.

## 2. Caractérisation des peuplements de poissons

Les peuplements piscicoles des bassins versants ont été caractérisés à partir de données d'échantillonnage par pêches à l'électricité. Pour les bassins de la Mauldre et de l'Orge<sup>1</sup> ces données sont issues de la base de données Image gérée par l'ONEMA (<http://www.image.csp.ecologie.gouv.fr/sie/index.htm>) et couvrent la période 1984-2004. Le bassin de l'Orgeval, pour lequel aucune donnée piscicole n'était disponible jusqu'à présent, a fait l'objet d'investigations spécifiques de la part du Cemagref portant sur 6 stations réparties sur l'ensemble du réseau hydrographique et échantillonnées au cours de deux campagnes (juin et juillet 2007).

L'effort d'échantillonnage, apprécié à partir du nombre de stations échantillonnées ramené à la surface des bassins versants prospectés, est relativement voisin pour les bassins de la Mauldre et de l'Orge. Il est en revanche sensiblement plus élevé pour ce qui concerne le bassin de l'Orgeval (tableau 1).

Au total, le nombre d'espèces identifiées varie fortement d'un bassin à un autre : 28 sur l'Orge, 21 sur la Mauldre et 9 seulement sur l'Orgeval.

*Tableau 1: Occurrences et estimations du nombre d'espèces de poissons dans les trois bassins versants étudiés.*

Bassin	Surface de bassin versant (km <sup>2</sup> )	Nombre de stations	Nombre de pêches	Nombre de stations pour 100 km <sup>2</sup>	Nombre d'espèces capturées	ACE	ICE	Chao 2	Jackknife 2
Orge	939,5	27	50	2,9	28	28,6	29,3	29	31,9
Mauldre	380,1	9	31	2,4	21	23	22,4	21,4	23,7
Orgeval	106,4	6	12	5,6	9	9	10,4	9,2	10,7

Apprécier la composition et la richesse des peuplements de poissons à l'échelle d'un bassin nécessite d'échantillonner un nombre de stations suffisant. A mesure que le nombre de stations prospectées augmente, le nombre d'espèces identifiées augmente jusqu'à atteindre une valeur asymptotique qui correspond au nombre d'espèces total, réellement présentes sur le bassin. Une manière d'apprécier la pertinence de l'échantillonnage consiste donc à examiner la courbe de richesse cumulée représentant le nombre d'espèces capturées en fonction du nombre de stations prospectées. Une courbe de forme asymptotique confirme que le nombre d'espèces capturées est proche du nombre d'espèces présentes sur la zone d'étude. A l'inverse, une courbe qui s'infléchit peu ou pas témoigne d'un effort d'échantillonnage insuffisant pour une estimation correcte de la richesse (et de la composition) en espèces.

L'examen des courbes de richesse cumulées permet (1) de montrer que pour les 3 bassins le nombre d'espèces échantillonnées s'approche du nombre d'espèces présentes (courbes de forme asymptotique) et (2) que les différences entre bassins ne sont pas liées à d'éventuels artefacts d'échantillonnage (les différences inter bassins se retrouvent quel que soit le nombre de stations prospectées) (figure 4).

Il existe différents estimateurs non paramétriques qui permettent d'estimer le nombre total d'espèces présentes sur une zone à partir d'un nombre restreint d'échantillons dépendant des occurrences et/ou

<sup>1</sup> L'Yvette n'a pas fait l'objet d'analyse spécifique en raison du faible nombre de données disponibles sur ce bassin (3 stations) ; ces données ont été analysées de manière plus globale à l'échelle du bassin de l'ensemble du bassin de l'Orge.

des effectifs des espèces échantillonnées (voir Colwell et. al. (2004)). Certains d'entre eux sont calculés pour les différents bassins (tableau 1). Ils permettent d'affiner l'évaluation du nombre d'espèces que ces bassins versants abritent réellement et de confirmer que les richesses observées sont proches des richesses réelles.

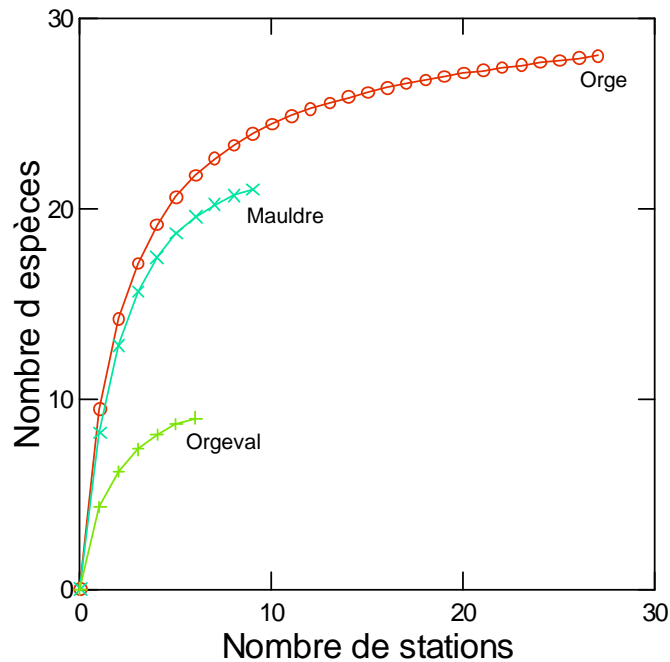


Figure 4: Courbes de richesse cumulée (réalisées avec le software EstimateS, Colwell 2006)

L'existence d'une relation entre la surface d'une zone et le nombre d'espèce qu'elle abrite, constitue l'une des lois fondamentales de l'écologie des communautés, vérifiée pour un large éventail d'organismes et à toutes les échelles spatiales (Blondel 1995). Cette relation peut se traduire sous la forme d'une loi puissance (Preston 1962) :

$$S = c A^z$$

soit :  $\text{Log } S = z \text{ Log } A + \text{Log } c$

où S est le nombre d'espèces, A la surface et c et z sont des constantes.

Les résultats observés sur les trois bassins sont conformes à cette règle générale dans la mesure où l'Orgeval, la Mauldre et l'Orge, ordonnés par surfaces de bassin versant croissantes présentent des richesses en espèces croissantes. Replacés dans le contexte général du bassin de la Seine (figure 5), ces résultats montrent que :

- les deux bassins à dominante urbaine, la Mauldre et l'Orge, présentent des richesses en espèces très légèrement supérieures à la tendance moyenne
- à l'inverse, l'Orgeval, à dominante rurale, abrite un nombre d'espèces assez sensiblement inférieur à la situation moyenne.

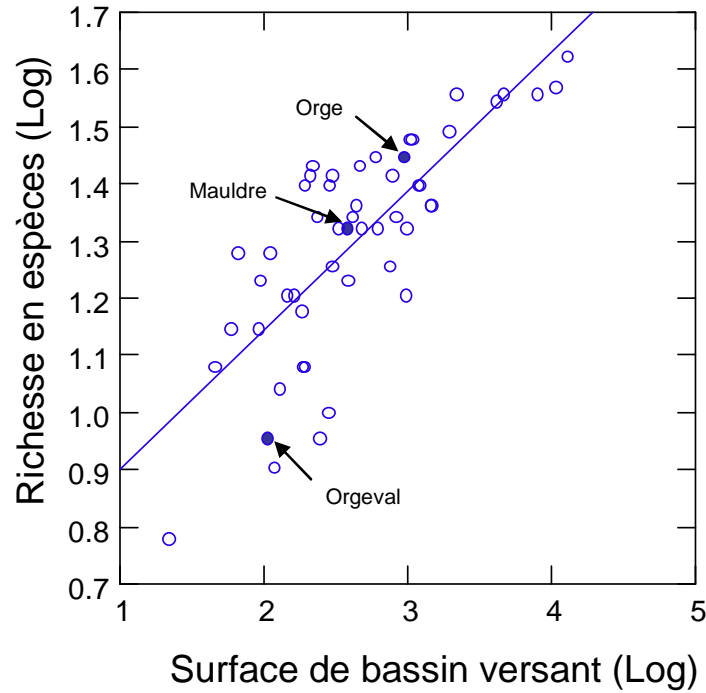


Figure 5: Relation entre le nombre d'espèces (RS) capturées et la surface de bassin versant (SBV) pour ensemble de 51 bassins appartenant au bassin de la Seine<sup>2</sup>.

Cette relation s'exprime par la droite de régression suivante :

$$\text{Log}(RS) = 0,24 \text{ Log}(SBV) + 0,66 \quad (r^2 = 0,78).$$

Globalement, les 29 espèces recensées sur les trois bassins sont des espèces assez fréquemment rencontrées sur le reste du bassin de la Seine<sup>3</sup> (tableau 2). L'examen des listes faunistiques par bassin permet de dégager deux tendances marquantes. Parmi les espèces caractéristiques des parties apicales des cours d'eau, le vairon et le chabot, bien implantés sur le bassin rural de l'Orgeval sont beaucoup moins représentés sur les autres bassins touchés par l'urbanisation (quasi absence dans les captures sur le bassin de la Mauldre et l'Yvette qui correspond à la portion la plus urbanisée du bassin versant de l'Orge).

Dans le même temps, des espèces d'eau calme comme la perche, le gardon, le rotengle ou la bouvière sont bien représentées sur les bassins urbains mais totalement absentes du bassin de l'Orgeval. Les différences de taille de bassin versant (et donc de taille de cours d'eau) peuvent expliquer une partie de ces variations faunistiques entre bassins. Cependant, sur les bassins urbains, la fréquence des seuils et des petits barrages, favorisant le ralentissement des écoulements et l'augmentation des habitats profonds, ainsi que l'importance des étangs et plans d'eau plus ou moins directement connectés au réseau fluvial, contribuent sans doute fortement à la bonne implantation des espèces d'eau calme.

<sup>2</sup> Cette analyse a été menée sur des bassins présentant des efforts d'échantillonnage relativement proches (nombre de station par surface de bassin). Les éventuels artefacts d'estimation de la richesse en espèce liés à des différences d'échantillonnage sont donc considérés comme limités.

<sup>3</sup> Pour mémoire, on estime que le bassin de la Seine dans son ensemble abrite aujourd'hui 52 espèces de poissons.

Tableau 2: Liste des espèces et effectifs capturées sur les bassins de la Mauldre, de l'Orge et de l'Orgeval. \* : espèces capturées sur le bassin de l'Yvette (3 stations échantillonnées).

Famille	Espèce	Code	Bassins			
			Mauldre	Orge	Orgeval	
Salmonidae	<i>Salmo trutta fario</i>	Truite fario	TRF	37	12*	8
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truite arc-en-ciel	TAC	8	5*	
Esocidae	<i>Esox lucius</i>	Brochet	BRO		20*	
Cyprinidae	<i>Barbus barbus</i>	Barbeau	BAF	9		
	<i>Abramis brama</i>	Brème commune	BRE	1	254*	
	<i>Blicca bjoerkna</i>	Brème bordelière	BRB		94*	
	<i>Carassius auratus</i>	Carassin doré	CAA	61	1	
	<i>Carassius carassius</i>	Carassin commun	CAS	37	34*	
	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe	CCO	22	24*	
	<i>Gobio gobio</i>	Goujon	GOU	2591	4945*	22
	<i>Leucaspis delineatus</i>	Able de Heckel	ABH		23*	
	<i>Leuciscus cephalus</i>	Chevaine	CHE	65	873*	2
	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Vandoise	VAN	17	37	
	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Vairon	VAI		545*	2894
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Rotengle	ROT	42	74*	
	<i>Rutilus rutilus</i>	Gardon	GAR	666	4509*	
	<i>Rhodeus amarus</i>	Bouvière	BOU	32	1560*	
	<i>Tinca tinca</i>	Tanche	TAN	56	91*	
Cobitidae	<i>Nemacheilus barbatulus</i>	Loche franche	LOF	2857	2203*	746
Ictaluridae	<i>Ameiurus melas</i>	Poisson-chat	PCH		4	
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i>	Anguille	ANG	61	82	8
Gasterosteidae	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Epinoche	EPI	454	306*	8
	<i>Pungitius pungitius</i>	Epinochette	EPT	190	64*	135
Percidae	<i>Perca fluviatilis</i>	Perche	PER	26	791*	
	<i>Stizostedion lucioperca</i>	Sandre	SAN		35*	
	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Grémille	GRE		172*	
Centrarchidae	<i>Lepomis gibbosus</i>	Perche-soleil	PES	15	31*	
Cottidae	<i>Cottus gobio</i>	Chabot	CHA	1	938	3047
Petromyzonidae	<i>Lampetra planeri</i>	Lamproie Planer	de LPP		10	

Une analyse factorielle des correspondances effectuée sur le tableau des effectifs des différentes espèces par sites permet de visualiser les différences de peuplements entre les différents bassins et pour un même bassin entre les différents sites (figure 6). La distinction entre le bassin rural de l'Orgeval (caractérisée par la présence importante du chabot et du vairon) et les bassins urbains se manifeste clairement. A noter toutefois que l'un des sites du bassin de l'Orgeval, fortement altéré par des travaux d'hydraulique agricole, se rapproche de situations rencontrées sur les bassins urbains (disparition du chabot et du vairon). De même, certains sites de la portion amont du bassin de l'Orge, peu touchés par l'urbanisation, se rapprochent par leur composition faunistique de ceux du bassin de l'Orgeval.

Au final, les trois bassins étudiés montrent des différences marquées du point de vue de la composition de leurs peuplements de poissons en lien étroit avec l'occupation urbaine sur les bassins versants. Ces différences semblent pouvoir être attribuées d'une part à des pertes et des modifications d'habitat et d'autre part à des modifications dans la nature et l'ampleur des processus de colonisation et d'extinction (difficultés probables de recolonisation par les espèces sensibles sur les bassins urbains, impact supposé des plans d'eau constituant des sources de colonisation pour certaines espèces d'eau calme).

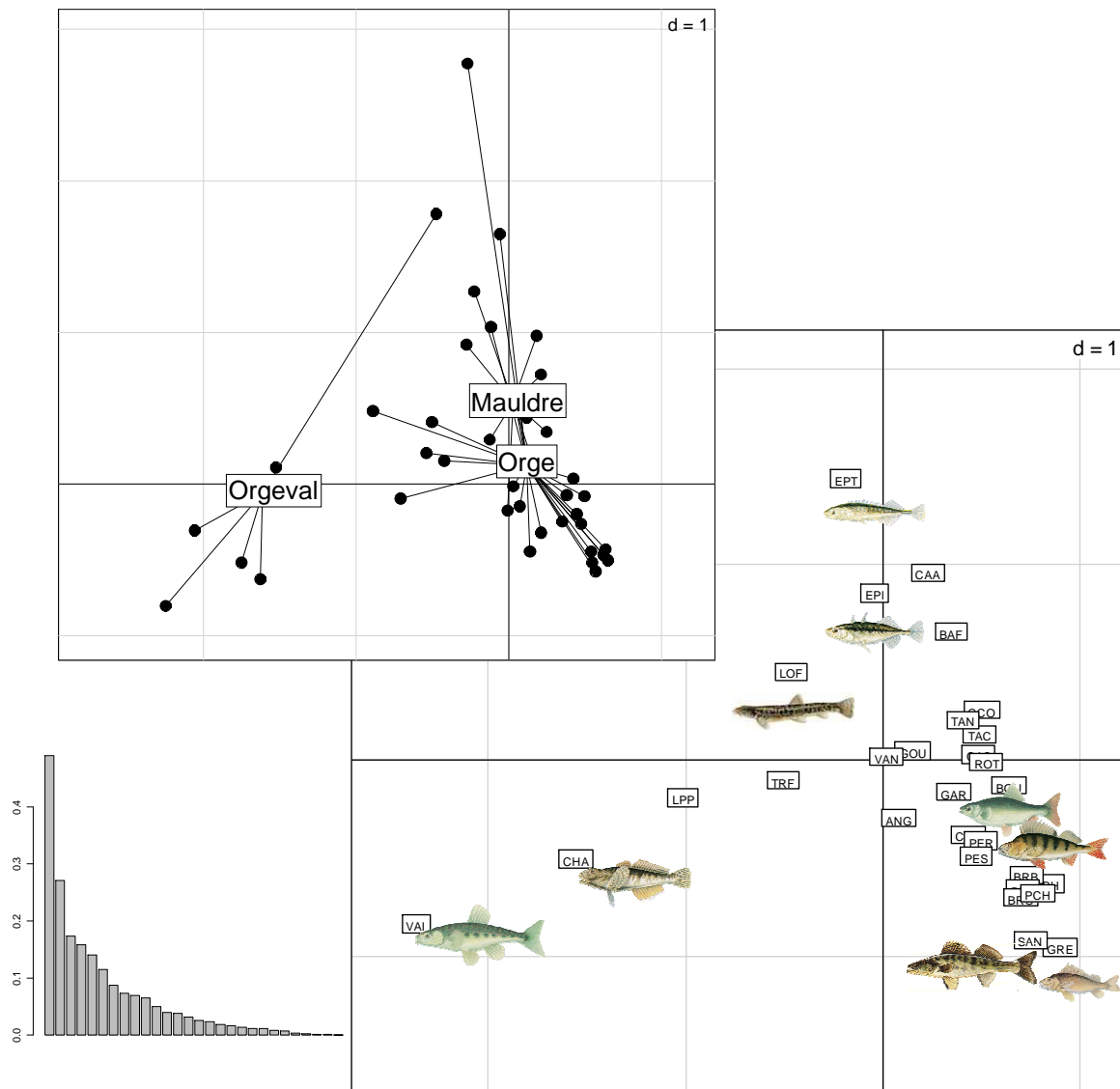


Figure 6: Résultats de l'AFC du tableau d'effectifs des différentes espèces capturées par station (les codes espèces figurent dans le tableau 2). Cartes factorielles des stations regroupées par bassin et des espèces.



### 3. Apport des isotopes stables pour l'écologie des espèces

Une approche d'analyse spatiale des habitats fonctionnels pour les espèces de poissons a précédemment été mise en œuvre sur un secteur de la Seine, dans la plaine de La Bassée (Le Pichon, 2006). Son application nécessite toutefois par ailleurs de connaître les capacités migratoires des espèces qui peuplent les cours d'eau. Si ces capacités sont relativement bien connues pour les espèces dites migratrices (en général les migrateurs amphihalins), elles le sont moins concernant les espèces dites résidentes. Jusqu'à présent, pour étudier les mouvements de ces dernières, une méthode classique est la radiotélémétrie, qui consiste à équiper d'émetteurs certains individus qui seront suivis. Cette méthode nécessite des manipulations relativement lourdes, peu adaptées pour certaines espèces. Une méthode alternative, voire complémentaire, est basée sur l'utilisation des isotopes stables (Hobson 1999; Dufour & Gerdeaux, 2001; Cunjak et al., 2005). Cette méthode repose sur le fait que les tissus des organismes, en l'occurrence les poissons, enregistrent les signatures isotopiques des aliments qu'ils ingèrent, ces signatures pouvant varier spatialement en réponse aux processus biogéochimiques naturels ou sous influence anthropique. Ainsi, par l'analyse de la composition en isotopes stables des tissus des poissons, il est possible de connaître leur origine et d'en déduire d'éventuels déplacements entre plusieurs habitats. Dans les écosystèmes aquatiques d'eau douce, l'utilisation des isotopes stables du carbone et de l'azote s'avère particulièrement pertinente (Syvaranta et al., 2006), pour, respectivement, identifier les sources des chaînes alimentaires et quantifier les niveaux trophiques.

Ce type d'études repose donc sur les variations isotopiques de l'environnement des poissons, ce qui implique au préalable de vérifier que les espèces se déplacent et utilisent successivement des habitats et/ou ressources qui se différencient par leurs signatures isotopiques. De nombreux travaux utilisant cette méthode concernent des migrateurs amphihalins (anguille, saumon) car il existe un contraste fort entre nutriments d'origine marine et d'origine terrestre notamment vis-à-vis des isotopes stables du soufre et du strontium (Bardonnnet & Riera, 2005). Les signatures isotopiques peuvent également varier dans un cours d'eau entre le chenal principal et les milieux latéraux: dans le Mississippi, les isotopes stables du carbone varient chez les poissons qui utilisent les habitats du chenal principal et des marais littoraux, indiquant le degré de connectivité entre ces milieux (Fry, 2002). Elles varient également de l'amont vers l'aval des cours d'eau: le gradient longitudinal croissant de  $\delta^{13}\text{C}$  mis en évidence chez une espèce de chabot illustrerait l'évolution fonctionnelle de l'hétérotrophie vers l'autotrophie, car en allant vers l'aval, le carbone est majoritairement issu de l'activité algale (Gray et al., 2004). La variabilité des signatures isotopiques du carbone et de l'azote a également été mise en évidence entre les zones pélagiques et littorales d'un écosystème lacustre (Syvaranta et al., 2006).

Les variations spatiales des signatures isotopiques dans les cours d'eau résultent également des activités humaines. Les isotopes de l'azote ( $\delta^{15}\text{N}$ ) varient ainsi selon l'occupation des sols dans les bassins versants (zone agricole versus urbaine) (Lake et al., 2001; Kennedy et al., 2005). L'effet de la fragmentation des milieux aquatiques sur l'écologie d'un poisson prédateur pourrait indirectement être mis en évidence par l'amplitude de variation des isotopes du carbone et de l'azote. La disparition de certaines ressources trophiques consécutives à une fragmentation excessive du milieu aquatique entraîne une simplification de la chaîne alimentaire qui se traduit par une réduction conjointe de la variabilité des isotopes stables du carbone et de l'azote dans la chair du poisson prédateur (Layman et al., 2007).

Il faut donc au préalable évaluer la variabilité spatiale des isotopes stables dans les milieux étudiés pour pouvoir estimer par la suite leur occupation par les poissons. L'objectif de cette étude est précisément de caractériser l'hétérogénéité spatiale de la composition en isotopes stables des cours d'eau sélectionnés, en zones rurale et urbaine, en analysant leur faune.

#### 3.1. Matériel et méthodes

##### 3.1.1. Sites d'étude

Des sites d'échantillonnage ont été choisis dans les trois bassins versants, répartis dans le réseau hydrographique permanent: 7 stations sur l'Orgeval ainsi que sur l'Yvette, et 8 stations sur la Mauldre (figures 1, 2 et 3).

Le positionnement de ces stations est tel qu'elles sont représentatives de la diversité d'occupation du bassin versant considéré.

### 3.1.2. Echantillonnage

Les campagnes d'échantillonnage ont été effectuées entre le 20 juin et le 4 juillet 2007 sur l'ensemble des stations. Les teneurs en isotopes stables dans les différents compartiments trophiques étant variables saisonnièrement, les échantillons devaient être réalisés sur une courte période pour éviter un biais temporel.

Différents compartiments trophiques sont échantillonnés. La litière et le biofilm correspondent aux ressources de base de la chaîne alimentaire, respectivement de nature allochtone et autochtone. Les consommateurs primaires correspondent à des invertébrés benthiques se différenciant par leurs régimes alimentaires (détritivores, filtreurs et brouteurs). Les consommateurs secondaires sont constitués par les poissons. Selon le contexte local, il n'était parfois pas possible d'échantillonner l'ensemble de ces compartiments, notamment parmi les consommateurs primaires et secondaires, faute de représentants des espèces recherchées.

Les échantillons de litière sont constitués de feuilles en voie de décomposition. Elles sont nettoyées à l'eau distillée de manière à éliminer des contaminants éventuels.

Le biofilm est recueilli par brossage de supports minéraux nus, débarrassés d'éventuels dépôts. Il est ensuite mis en suspension dans un flacon en verre d'eau distillée. Cette suspension est filtrée ultérieurement, de retour au laboratoire, sur des filtres GF-C préalablement traités au four (500°C pendant 5h). Trois échantillons distincts sont ainsi réalisés dans chacune des stations.

Les échantillons d'invertébrés sont constitués par des crustacés Gammaridae (détritivores, taille des individus <7mm), des éphémères du genre *Baetis* (famille des Baetidae, brouteur) et des trichoptères du genre *Hydropsyche* (famille des Hydropsychidae, filtreur). Ils sont capturés à l'aide d'un filet surber ou manuellement, en soulevant des cailloux. Les individus ainsi capturés sont conservés vivants dans des piluliers d'eau distillée jusqu'au laboratoire.

L'ensemble de ces échantillons est acheminé jusqu'au laboratoire en glacière, pour les préserver de la lumière et de températures excessives. Ils sont ensuite rincés soigneusement à l'eau distillée, essorés sur du papier absorbant non pelucheux, puis placés à l'étuve à 50-60°C pendant au moins 48h. Après séchage, les échantillons sont broyés au mortier jusqu'à obtention d'une poudre fine. Cette poudre est stockée dans des fioles de verre en dessiccateur jusqu'à l'analyse. Selon les organismes, un échantillon peut être constitué d'un seul individu (les gammars par exemple) ou d'un mélange de plusieurs individus (les éphémères du genre *Baetis*) pour fournir la quantité de matière nécessaire à l'analyse. Au moins trois échantillons sont traités et analysés dans chacune des stations.

Les poissons échantillonnés sont des loches franches (*Barbatula barbatula*) parce qu'elles sont présentes sur l'ensemble des stations et faciles à capturer. Les individus sont euthanasiés in situ, ramenés au laboratoire au frais dans des glacières puis congelés. Chaque individu est pesé et mesuré. Cinq individus par station sont échantillonnés. Leur traitement ultérieur consiste à prélever par dissection un échantillon de muscle de la partie dorsale, débarrassé de la peau et des arêtes. Après rinçage à l'eau distillée et essorage, les échantillons de muscle sont placés dans l'étuve à 50-60°C pendant au moins 48h. Après séchage, ces échantillons sont broyés au mortier jusqu'à obtention d'une poudre fine, conditionnée dans des fioles de verre stockées dans un dessiccateur jusqu'à l'analyse.

Les analyses des isotopes stables du carbone et de l'azote ont été réalisées à l'aide d'un analyseur élémentaire Flash HT couplé à un spectromètre de masse Delta V plus.

Les compositions isotopiques sont exprimées par un ratio  $\delta$  en ‰ ( $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$ ) qui compare la teneur en isotopes de l'échantillon relativement à celle contenue dans une référence internationale (PDB pour le carbone et azote atmosphérique pour l'azote).

### 3.1.3. Analyses statistiques

Les comparaisons des échantillons sont réalisées par analyse de variance (test non paramétrique de Kruskal-Wallis quand la normalité des résultats n'est pas occurrente). Pour étudier la variabilité spatiale des compositions isotopiques des matériaux naturels, les effets liés au bassin versant sont recherchés (variabilité inter-bassin). La variabilité des teneurs en isotopes à l'intérieur de chaque bassin versant (variabilité intra-bassin) est également analysée. Ces deux types de variabilité sont naturellement analysés au regard des différents compartiments trophiques. Toutes les analyses ont été réalisées à l'aide du logiciel Systat 12 pour Windows.

## 3.2. Résultats

### 3.2.1. Résultats globaux

Les analyses réalisées permettent d'estimer la variabilité de chacun des compartiments trophiques dans chacun des bassins versants ainsi que leur position moyenne relative aux teneurs en isotopes stables du carbone et de l'azote (tableau 3 et figure 7).

Tableau 3: Moyennes et écart-types (SD) des valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$  des différents compartiments trophiques analysés dans chacun des trois bassins versants étudiés.

	Compartiment	Production		Consommateurs I			Consommateurs II
		biofilm	litière	Baetidae	Gammaridae	Hydropsychidae	Loche franche (LOF)
Moy $\delta^{13}\text{C}$ (‰)	<b>Bassin</b>						
	<b>Mauldre</b>	-25,64	-29,51	-31,61	-28,05	-30,65	-28,10
SD		5,7	1,2	2,7	1,0	2,4	1,4
	<b>Orgeval</b>	-28,22	-29,25	-32,82	-29,02	-31,08	-28,54
		4,9	1,1	3,0	1,5	1,6	1,4
	<b>Yvette</b>	-30,58	-29,45	-32,22	-28,84	-30,71	-28,73
		1,3	1,3	1,4	1,5	1,8	1,1
Moy $\delta^{15}\text{N}$ (‰)	<b>Bassin</b>						
	<b>Mauldre</b>	11,70	4,75	13,49	10,56	13,14	16,11
SD		2,4	2,7	3,5	2,4	2,0	2,3
	<b>Orgeval</b>	8,55	1,59	8,40	7,51	10,01	13,00
		1,7	1,5	3,2	1,7	1,5	1,2
	<b>Yvette</b>	9,87	0,24	10,09	9,48	10,69	14,58
		2,5	1,0	2,6	2,5	1,5	1,9

Des gradients sont visibles à la fois selon le  $\delta^{13}\text{C}$  et le  $\delta^{15}\text{N}$ . La position du biofilm selon les valeurs de  $\delta^{15}\text{N}$  est singulière parce qu'il se situe au même niveau que les consommateurs, alors qu'il est censé représenter une des sources du réseau trophique. Comme cet écart est notable dans les trois bassins versants, il est vraisemblable qu'il résulte d'un biais dans le mode opératoire. En revanche, les autres compartiments ont des positions relatives tout à fait cohérentes selon le gradient de  $\delta^{15}\text{N}$  qui augmente selon le flux ascendant dans le réseau trophique. Néanmoins, un fort écart entre la ressource de base, la litière, et les premiers consommateurs est notable, toujours vis-à-vis de la valeur du  $\delta^{15}\text{N}$ . En effet, l'écart attendu entre deux niveaux trophiques consécutifs est plutôt de l'ordre de 3.5%.

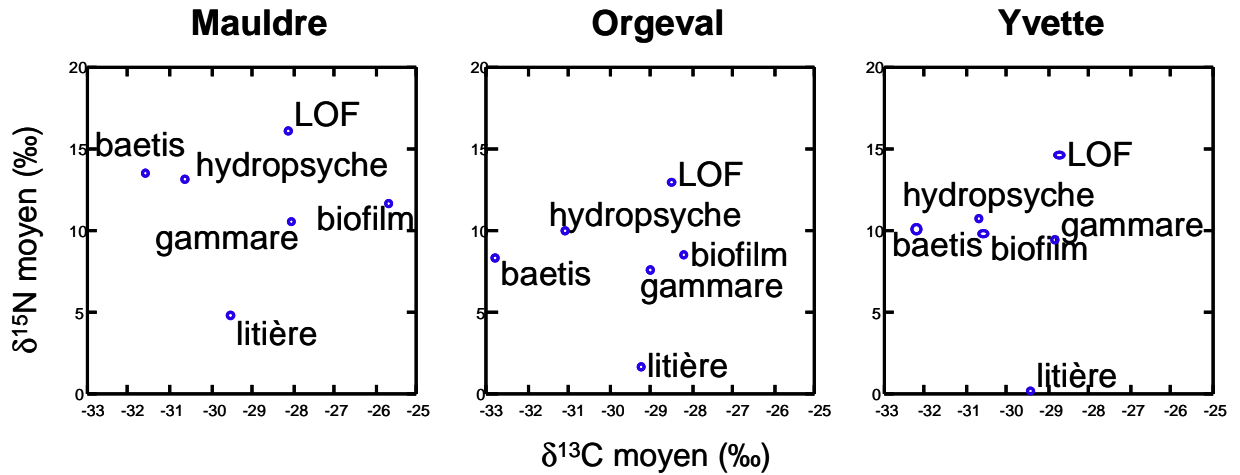


Figure 7: Valeurs moyennes des  $\delta^{13}C$  et  $\delta^{15}N$  des différents compartiments trophiques dans chaque bassin versant étudié.

### 3.2.2. Différences entre bassins versants

Le bassin versant n'a pas d'effet sur la valeur du  $\delta^{13}C$  de chacun des compartiments trophiques, excepté pour le biofilm (Kruskal-Wallis test = 12.913,  $p=0.002$ ) (figure 8). Le biofilm a tendance à avoir un  $\delta^{13}C$  plus élevé dans le bassin de la Mauldre, ce qui induit cet écart significatif. Cette valeur sur la Mauldre est due aux valeurs particulièrement élevées, mesurées sur une seule station (station 5, Ru de Ponteux).

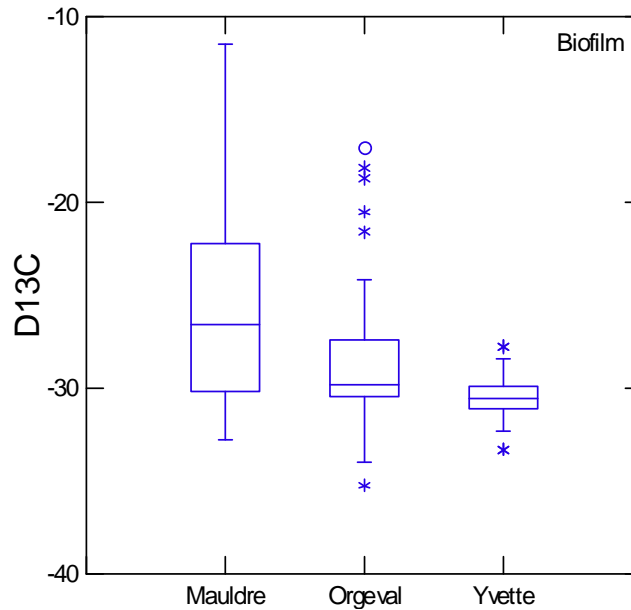


Figure 8: Variations des valeurs du  $\delta^{13}C$  dans le biofilm sur les trois bassins étudiés.

En revanche, l'effet du bassin se manifeste significativement sur les valeurs de  $\delta^{15}N$  de tous les compartiments trophiques (figure 9). Un gradient croissant indique une augmentation des valeurs de  $\delta^{15}N$  entre le bassin de l'Orgeval, à dominante agricole et les bassins de l'Yvette et de la Mauldre, à dominante urbaine.

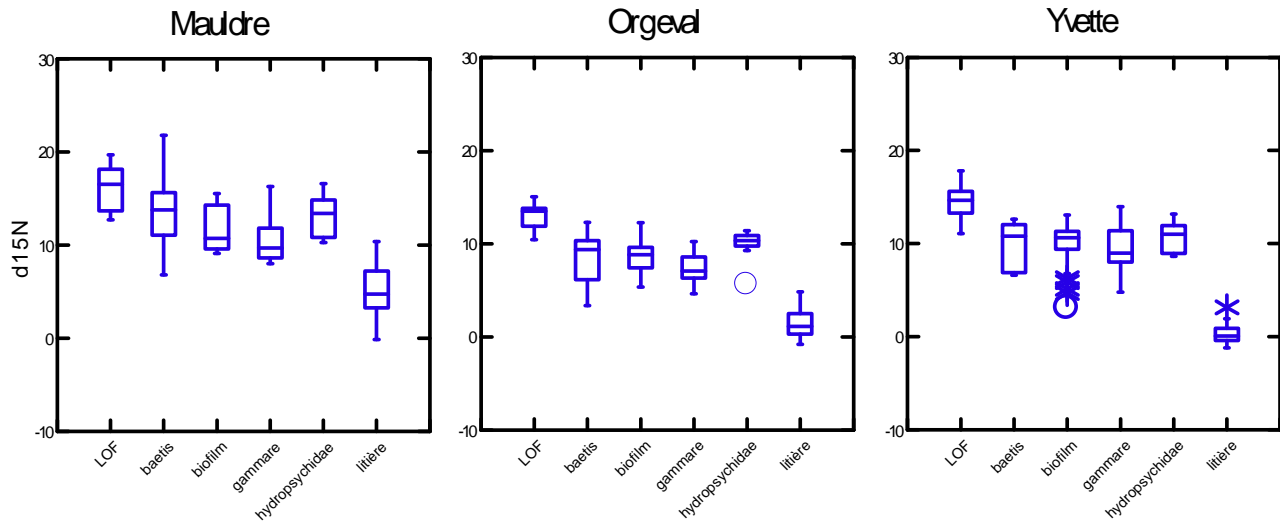


Figure 9: Variations des valeurs du  $\delta^{15}\text{N}$  (en ‰) dans les six compartiments trophiques de chaque bassin étudié.

### 3.2.3. Variabilité des compositions isotopiques à l'intérieur des bassins versants

Dans chacun des bassins versants, pour chaque compartiment considéré, les compositions en isotopes varient plus ou moins significativement selon les stations (figure 10).

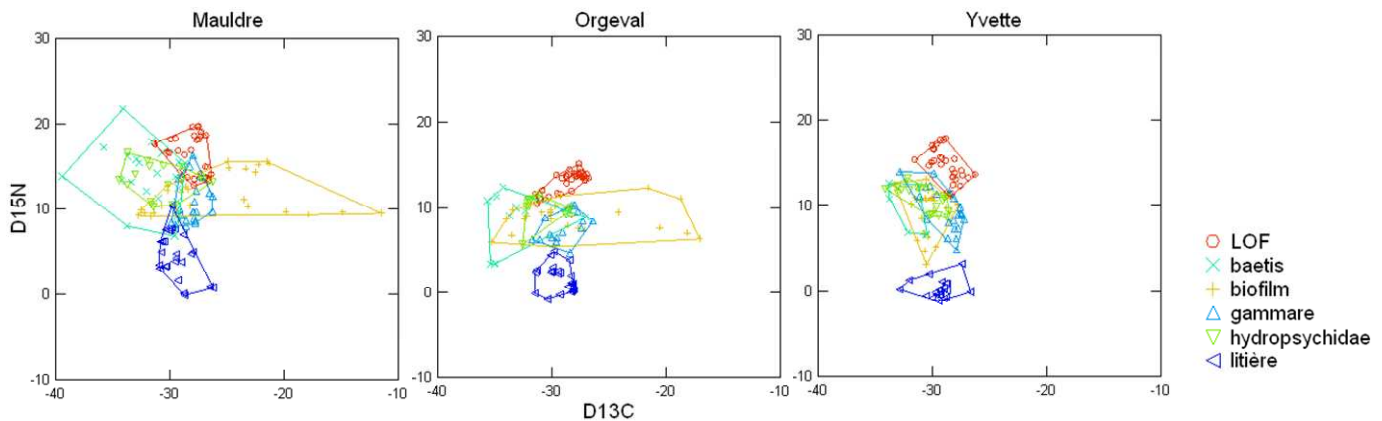


Figure 10: Variations des valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$  (en ‰) des six compartiments trophiques entre les stations dans chaque bassin versant.

La variabilité des valeurs de  $\delta^{13}\text{C}$  dans les compartiments "gammare" et "litière" entre les stations n'est pas significative dans chacun des bassins. Elle l'est en revanche pour les compartiments "hydropsychidae" et "LOF".

Concernant la variabilité des valeurs de  $\delta^{15}\text{N}$ , l'effet station est significatif pour tous les compartiments, sauf la litière, dans les trois bassins versants.

Cet effet "station" sur la variabilité de la composition isotopique dans certains compartiments, au sein d'un même bassin versant, est lié à la nature des activités menées dans le bassin versant de chaque

station. En effet, dans les bassins à dominante urbaine (Mauldre et Yvette), des contrastes apparaissent entre les stations les plus urbaines et les plus rurales: le  $\delta^{13}\text{C}$  est plus élevé dans les stations rurales et le  $\delta^{15}\text{N}$  plus élevé dans les stations urbaines. Un contraste analogue apparaît également dans le bassin à dominante agricole (l'Orgeval) entre les stations drainant plutôt une zone agricole ou une zone forestière, les stations en zone forestière semblant caractérisées par des teneurs de  $\delta^{13}\text{C}$  supérieures.

Concernant plus particulièrement la variabilité de la composition isotopique des loches dans les trois bassins versants, les gradients précédemment décrits, en lien avec les activités menées dans les bassins, permettent de distinguer les individus issus de stations différentes de manière plus ou moins explicite (figure 11).

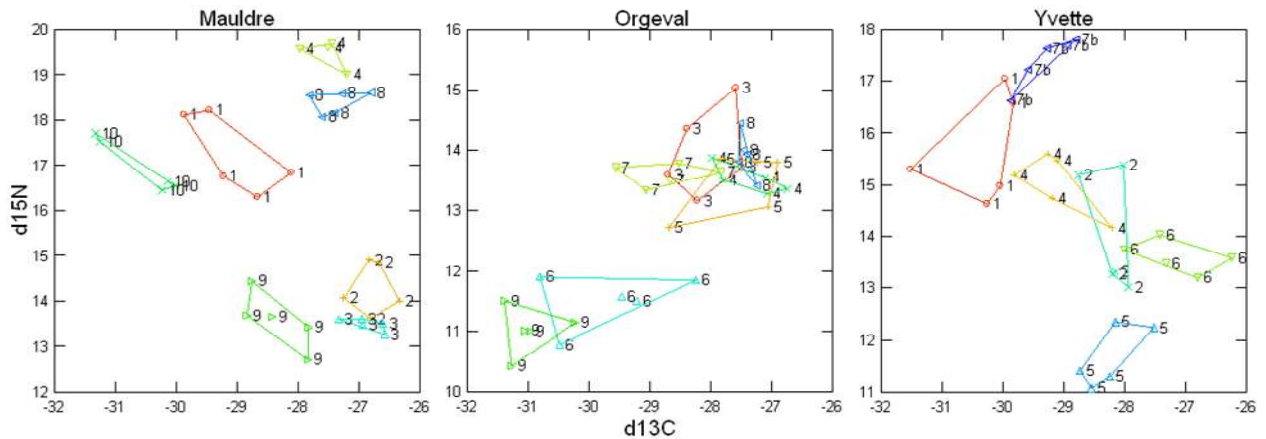


Figure 11: Variations de la composition isotopique des loches ( $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$  en ‰) selon les stations dans les trois bassins versants étudiés (les polygones regroupent les mesures par station).

## 4. Conclusion

En préambule, il convient de rappeler que les travaux présentés sont préliminaires au développement d'une approche expérimentale, à l'échelle de petits bassins versants anthropisés, pour mieux comprendre la structure dynamique des peuplements de poissons en réponse à l'hétérogénéité spatiale et la connectivité des habitats aquatiques. Il s'agissait donc, d'une part, de sélectionner des bassins versants témoins en zone urbanisée et en zone agricole pour développer une approche comparative, et, d'autre part, de tester l'apport d'une méthode originale, l'utilisation des isotopes stables, pour mieux connaître les déplacements des espèces de poissons dans ce type de milieux.

Les trois bassins versants étudiés, la Mauldre, l'Yvette et l'Orgeval, présentent des peuplements de poissons qui se distinguent de par leur composition et leur richesse. Les différences observées sont liées à la nature des activités menées dans les bassins versants: le bassin à dominante agricole (l'Orgeval) héberge des espèces caractéristiques de têtes de bassin qui ne sont pas recensées sur les bassins urbains (la Mauldre et l'Yvette) mais présente un peuplement de poissons moins riche en espèces.

Les premiers résultats concernant la variabilité spatiale de la composition en isotopes des matériaux naturels dans ces trois bassins versants indiquent également un effet prépondérant de la nature des activités qui s'y déroulent. Les contrastes urbain-rural dans les bassins versants urbains, et agricole-forestier dans le bassin versant agricole, se caractérisent par des signatures isotopiques différentes, du moins dans certains compartiments trophiques. Il est donc possible potentiellement d'estimer l'origine et les déplacements de poissons dans ces contextes par les analyses d'isotopes stables.

Toutefois, certains problèmes méthodologiques relatifs à l'utilisation des isotopes stables restent à éclaircir, tels que la position trophique apparemment aberrante du biofilm ou les écarts excessifs entre certains compartiments trophiques.

## 5. Références bibliographiques

- Bardonnet, A. and P. Riera (2005). "Feeding of glass eels (*Anguilla anguilla*) in the course of their estuarine migration: new insights from stable isotope analysis." Estuarine Coastal and Shelf Science **63**(1-2): 201-209.
- Blondel, J. (1995). Biogéographie. Approche écologique et évolutive. Masson, Paris, 297p.
- Colwell, R. K., C. X. Mao, & J. Chang. (2004). Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. Ecology **85**, 2717-2727.
- Colwell, R. K. (2006). EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.0. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Cunjak, R. A., J. M. Roussel, et al. (2005). "Using stable isotope analysis with telemetry or mark-recapture data to identify fish movement and foraging." Oecologia **144**(4): 636-646.
- Dufour, E. and D. Gerdeaux (2001). "Contribution of stable isotopes to fish ecological studies." Cybiurn **25**(4): 369-382.
- Fry, B. (2002). "Stable isotopic indicators of habitat use by Mississippi River fish." Journal of the North American Benthological Society **21**(4): 676-685.
- Gray, M. A., R. A. Cunjak, et al. (2004). "Site fidelity of slimy sculpin (*Cottus cognatus*): insights from stable carbon and nitrogen analysis." Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **61**(9): 1717-1722.
- Hobson, K. A. (1999). "Tracing origins and migration of wildlife using stable isotopes: a review." Oecologia **120**(3): 314-326.
- Kennedy, B. P., C. P. Chamberlain, et al. (2005). "Comparing naturally occurring stable isotopes of nitrogen, carbon, and strontium as markers for the rearing locations of Atlantic salmon (*Salmo salar*)." Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **62**(1): 48-57.
- Lake, J. L., R. A. McKinney, et al. (2001). "Stable nitrogen isotopes as indicators of anthropogenic activities in small freshwater systems." Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **58**(5): 870-878.
- Layman, C. A., J. P. Quattrochi, et al. (2007). "Niche width collapse in a resilient top predator following ecosystem fragmentation." Ecology Letters **10**(10): 937-944.
- Le Pichon, C. (2006). "Une approche "Paysage aquatique" pour une meilleure connaissance du fonctionnement des écosystèmes fluviaux et l'amélioration de la conservation des peuplements de poissons". Thèse de l'Université Paris VI. 195p. +annexes.
- Preston, F.W. (1962). The canonical distribution of commonness and rarity. Ecology **43**, 185-215 ; 410-432.
- Syvaranta, J., H. Hamalainen, et al. (2006). "Within-lake variability in carbon and nitrogen stable isotope signatures." Freshwater Biology **51**(6): 1090-1102.