

Paysage aquatique et peuplements de poissons

Céline Le Pichon*, Jérôme Belliard, Fabienne Clément, Guillaume Gorges,
Evelyne Tales, Amandine Zahm

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

1 Introduction

L'organisation des peuplements de poissons d'eaux courantes 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 (Schlosser, 1995). 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 peut entraîner 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 chimiques (rejets provoquant une discontinuité locale), qui va entraver les déplacements des poissons.

Les objectifs du travail entrepris dans la phase 5 du PIREN-Seine sont ainsi d'évaluer les effets de la présence de discontinuités dans le réseau hydrographique sur l'occurrence et la distribution spatiale des espèces de poissons. Repérer les discontinuités qui potentiellement affectent la continuité biologique des cours d'eau est critique pour élaborer des scénarios de restauration. Dans ce cadre, il faut notamment comprendre comment certaines discontinuités à l'intérieur du réseau hydrographique sont susceptibles de fragmenter les habitats disponibles pour les poissons. Il est donc nécessaire de connaître à la fois:

- la structure spatiale des habitats en place dans les réseaux hydrographiques
- la localisation et la nature des discontinuités (physiques et/ou chimiques) qui peuvent altérer la continuité longitudinale des cours d'eau pour les poissons
- l'occurrence et la distribution spatiale des espèces de poissons dans les cours d'eau.

L'analyse spatiale combinée de ces trois types d'informations constitue un premier élément de réponse aux objectifs de cette étude.

Le présent rapport rend compte de l'avancée des travaux entrepris sur deux petits bassins versants témoins : le bassin de l'Orgeval (affluent du Grand Morin, Seine-et-Marne) et le bassin de la Mauldre (affluent de la Seine, Yvelines), contrastés du point de vue de leur occupation des sols (rural versus urbain) (Talès et al. 2008).

Les travaux entrepris sur les deux bassins sont à des stades d'avancement différents. Sur l'Orgeval l'acquisition sur le terrain des données d'habitat a déjà été réalisée lors des années précédentes, celle de données piscicoles entreprise dès 2007 a été complétée en 2009. Ceci rend possible le croisement entre la répartition des espèces et la structure spatiale des habitats. Sur la Mauldre le travail reste moins avancé l'essentiel des actions en 2009 ayant été consacrées à la géolocalisation des habitats et discontinuités sur le terrain.

2 Matériel et méthodes

2.1 Inventaire des discontinuités et des habitats du bassin versant de la Mauldre (78)

En 2009, l'effort d'acquisition des données concernant la cartographie des discontinuités et des habitats a porté sur le bassin de la Mauldre. Des données concernant la présence de discontinuités dans les cours d'eau du bassin de la Mauldre et des relevés d'habitats sont disponibles dans l'étude commandée par le S.I.A.M.S

(2004). Nous avons effectué un recensement complémentaire des discontinuités physiques et chimiques ainsi que des faciès hydro géomorphologiques selon le même protocole que celui décrit pour l'Orgeval (Belliard et al., 2009).

Nous avons retenu les sous bassins de la Mauldre supérieure: le ru d'Elancourt, le ru de Maurepas, la Mauldre amont, le Guyon, la Guyonne, et le Lieutel jusqu'au Ponteux. Ces sous bassins ont été déterminés en collaboration avec le COBAHMA¹ en fonction de plusieurs critères, notamment l'accessibilité des sites (souvent dans des propriétés privées), mais aussi de l'anthropisation et des ouvrages majeurs connus. D'avril à mai 2009, chaque cours d'eau du réseau hydrographique de la Mauldre supérieure a été prospecté intégralement à pied. Les discontinuités et les habitats jalonnant le profil longitudinal ont ainsi été notés et localisés à l'aide d'un GPS (Figure 1). Les habitats retenus correspondent à des faciès homogènes: seuil, radier, mouille, et embâcle. Par défaut, selon les secteurs considérés, les zones de cours d'eau ne correspondant à aucune de ces catégories sont attribuées à des zones de plats courants ou plats lents. Les discontinuités relevées sur le terrain sont de nature physique (seuil, barrage, chute, ouvrage de moulin ou d'étang, vannage, buse, déversoir, pompage) ou correspondent à des rejets (discontinuités chimiques potentielles).

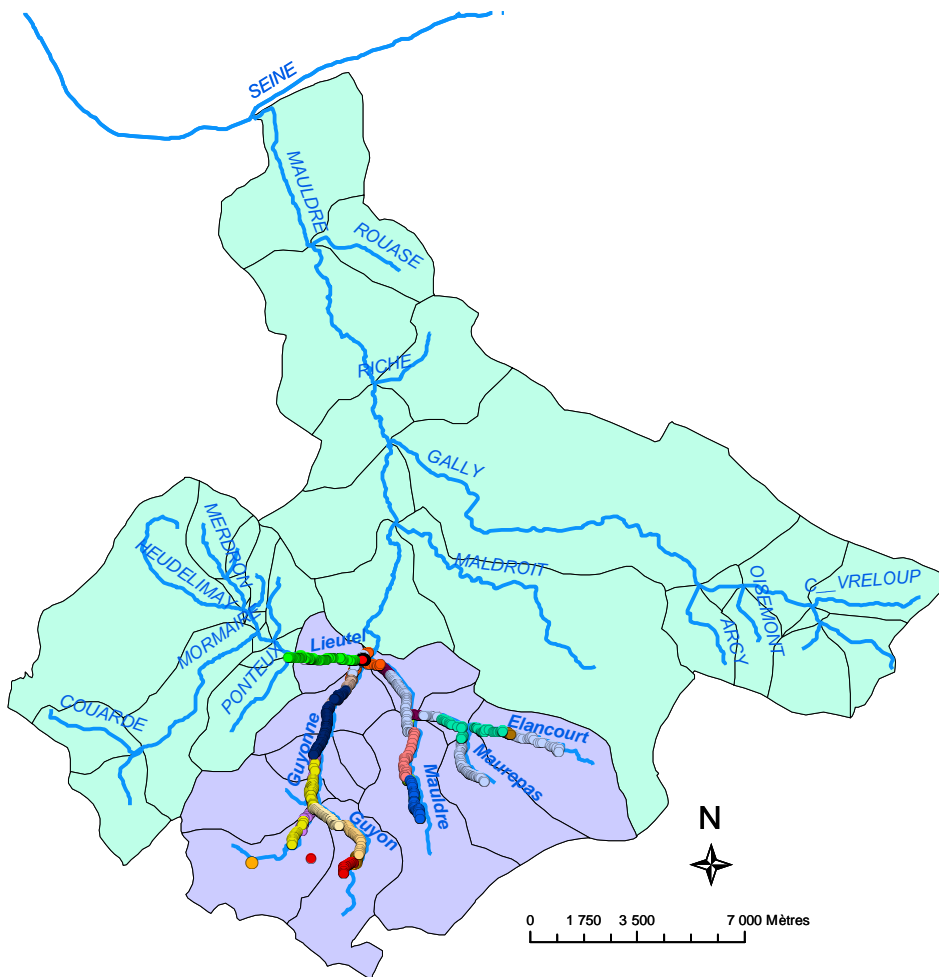


Figure 1- Localisation des relevés cartographiques sur les sous bassins versants de la "Mauldre amont" (en mauve), réalisés en 2009.

¹ Comité de bassin hydrographique de la Mauldre et de ses affluents.

2.2 Echantillonnage des peuplements de poissons en 2009 – bassin de l'Orgeval

Le protocole de pêche électrique est réalisé de façon à pouvoir détecter les effets des discontinuités dans les cours d'eau sur la distribution spatiale des espèces de poissons. En 2009, nous avons élaboré un échantillonnage ponctuel d'abondance (EPA) basé sur la prise en compte d'obstacles majeurs dans le bassin ainsi que sur la présence des confluences. L'échantillonnage de 2008 étant focalisé sur le Rognon, nous avons privilégié en 2009 l'est du bassin. Ainsi, des segments de 600 m, représentant 30 EPA ont été répartis en amont et aval d'obstacles majeurs et des confluences. Un point de pêche est réalisé environ tous les 20 m, à l'aide d'un matériel portable de type "Martin pêcheur". Les poissons ainsi capturés sont identifiés et mesurés individuellement in situ, puis remis à l'eau. Chaque point de pêche est localisé au GPS et fait l'objet d'une description rapide de ses caractéristiques d'habitat local: faciès hydro géomorphologique, hauteur d'eau, substrat du fond, présence d'abris, nature de la ripisylve, colmatage. 315 points de pêche ont ainsi été réalisés, représentant 11 segments de cours d'eau (Figure 2). Les données de localisation des pêches électriques au GPS ont été importées dans un SIG (ArcGIS 9): selon la précision de la localisation (de 1 à 10 m), certains points sont relocalisés sur le réseau hydrographique. Ces échantillonnages n'ont pas encore été analysés.

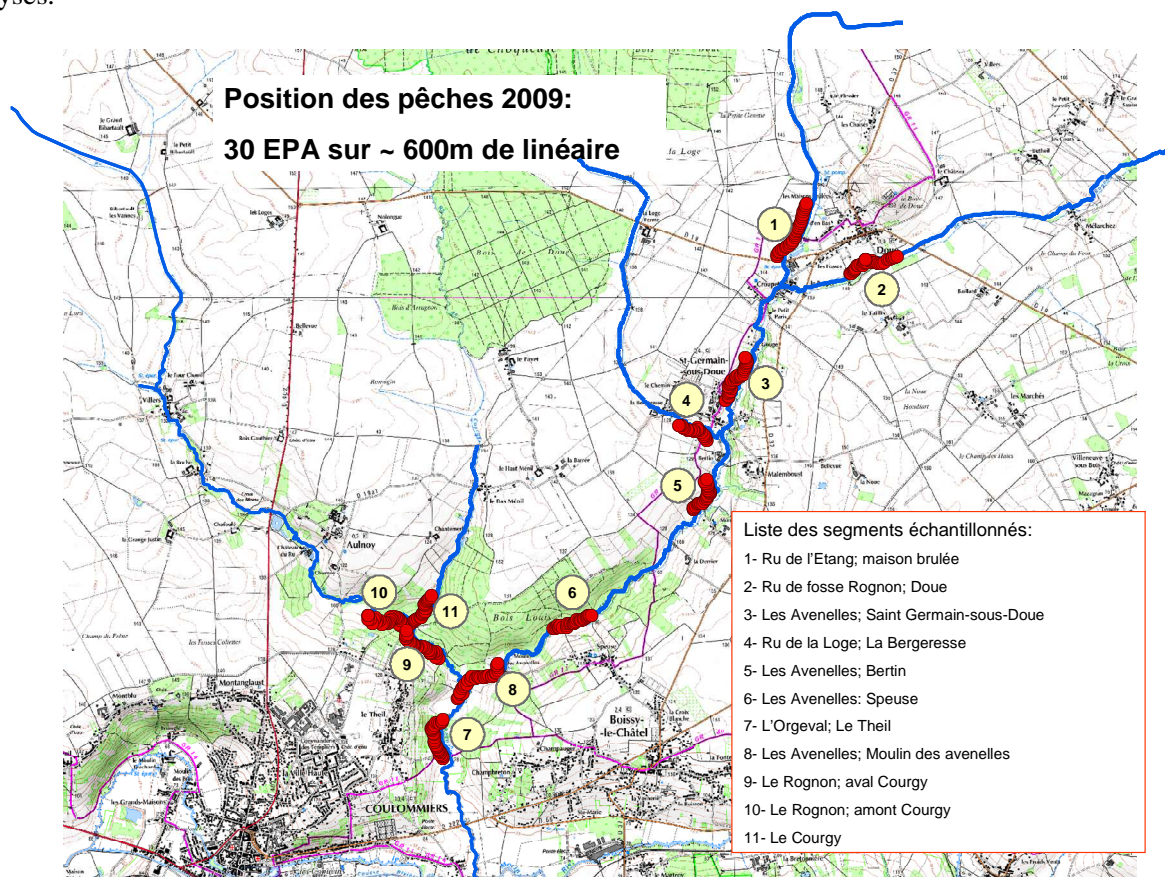


Figure 2- Localisation des échantillonnages par pêche électrique, réalisés sur les cours d'eau du bassin versant de l'Orgeval en 2009.

2.3 Analyses des données

2.3.1 Traitements des données cartographiques de terrain et réalisation des cartes d'habitat aquatique

Les données cartographiques issues du GPS sont dans un premier temps projetées sur des fonds de cartes au 25 000ème ainsi que sur des Orthophotos IGN. Le tracé du cours d'eau est ainsi numérisé en suivant au mieux celui de la carte au 25 000ème et les points GPS compte tenu de leur précision (en moyenne 5 m). Ce tracé est ensuite découpé longitudinalement selon les informations de faciès hydro géomorphologique, de substrat et d'abris et tenant compte des longueurs notées sur le terrain au distance mètre, notamment lorsque

ces dernières sont inférieures à la précision du GPS. La largeur moyenne du cours d'eau est renseignée régulièrement et permet de transformer la ligne du cours d'eau en surface d'habitats aquatiques.

2.3.2 Calcul des variables spatiales à différentes échelles

Les 264 points de pêche électriques réalisés en 2008 sur le Rognon sont projetés sur les cartes d'habitats aquatiques (Figure 3). Pour chacun des points de pêche, nous avons noté les variables environnementales locales suivantes: *Faciès hydro géomorphologique*, *Hauteur d'eau*, *Vitesse de courant*, *Substrat de fond*, *Ripisylve*, *Abris*.

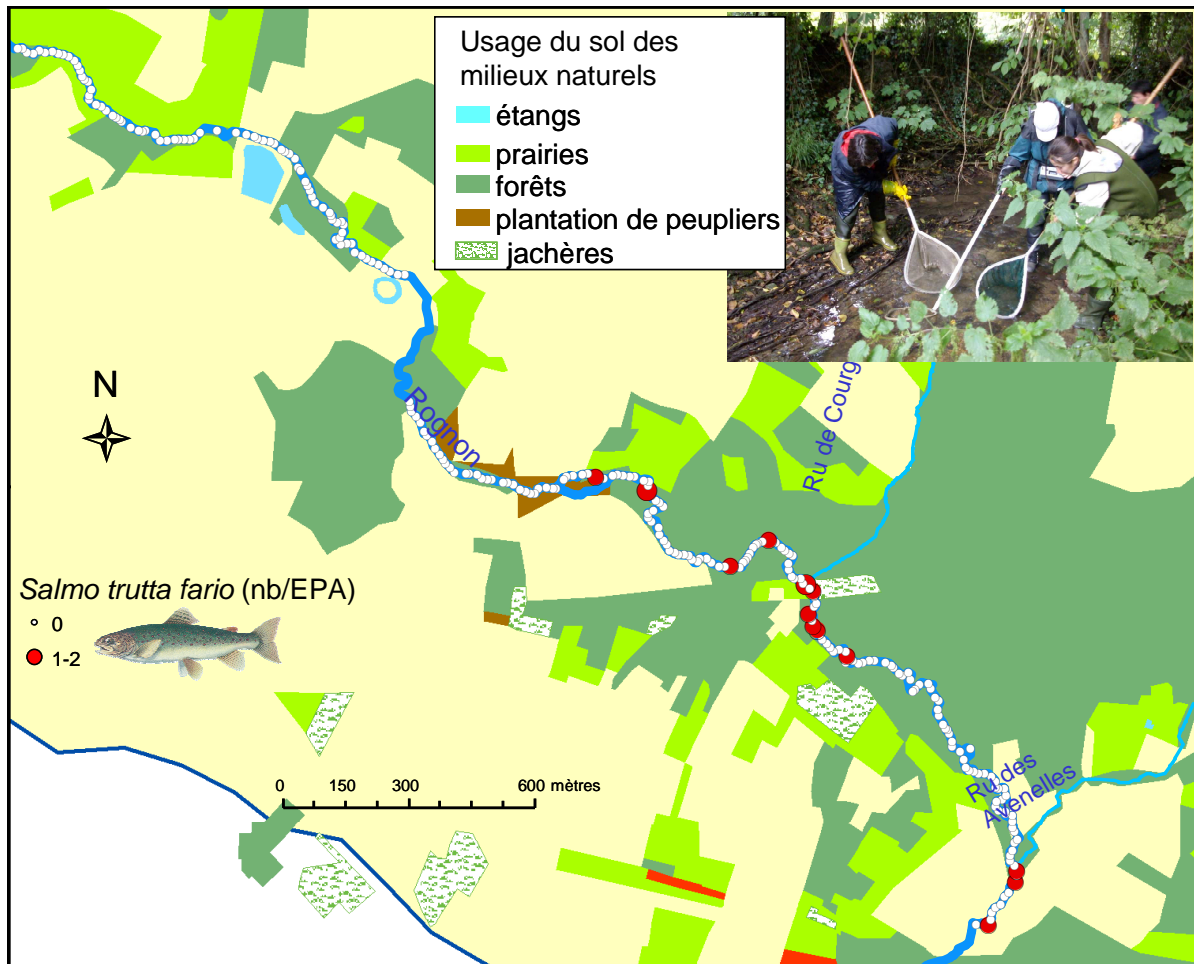


Figure 3- Localisation des échantillonnages par pêche électrique, réalisés sur le Rognon en 2008 ; distribution longitudinale d'abondance de la truite fario.

Les variables spatiales sont de deux types; (1) des variables spatiales liées aux habitats aquatiques et (2) des variables liées à l'occupation des sols.

Variables spatiales liées aux habitats aquatiques :

- Distance hydrographique au plus proche habitat vers l'amont ou l'aval: *mouille, radier, chute et abris*
- Proportion d'habitat dans une fenêtre glissante 120m²: *mouille, radier, chute, chenal lentique, chenal lotique, obstacle physique* (Figure 4)
- Hétérogénéité d'habitats dans une fenêtre glissante 120m² à l'aide de la formule (Figure 4):

$$H = - \sum_{q=1}^{na} p_q \ln(p_q)$$

na représente le nombre des combinaisons possibles pour les couples d'habitats

Pq est la proportion du q^{ième} couple d'habitats

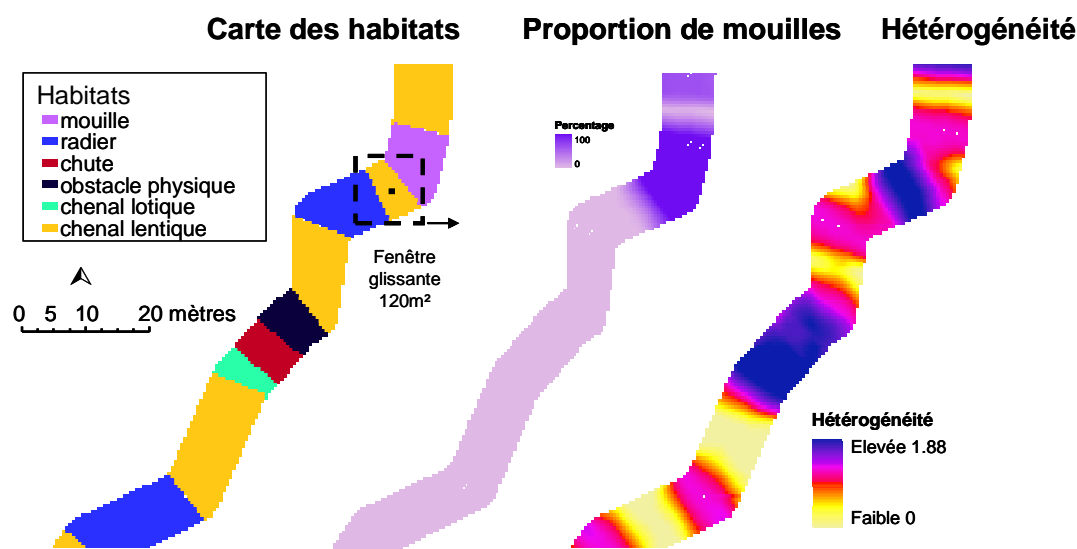


Figure 4- Analyse en fenêtre glissante à l'aide du logiciel Chloé 3.0: exemple du calcul pour la proportion de mouilles et l'hétérogénéité d'habitats

Les distances hydrographiques sont calculées à l'aide du logiciel Anaqualand 2.0 (Le Pichon et al., 2006); les proportions d'habitats et l'hétérogénéité dans la fenêtre glissante de 120 m² sont calculées à l'aide du logiciel Chloé 3.0 (Baudry, Boussard & Schermann, 2005). Une fenêtre de 120 m² correspond à la prise en compte des habitats sur environ 5 m de part en d'autre du point de pêche, c'est donc le contexte spatial dans les 120 m² autour de la pêche qui est évalué.

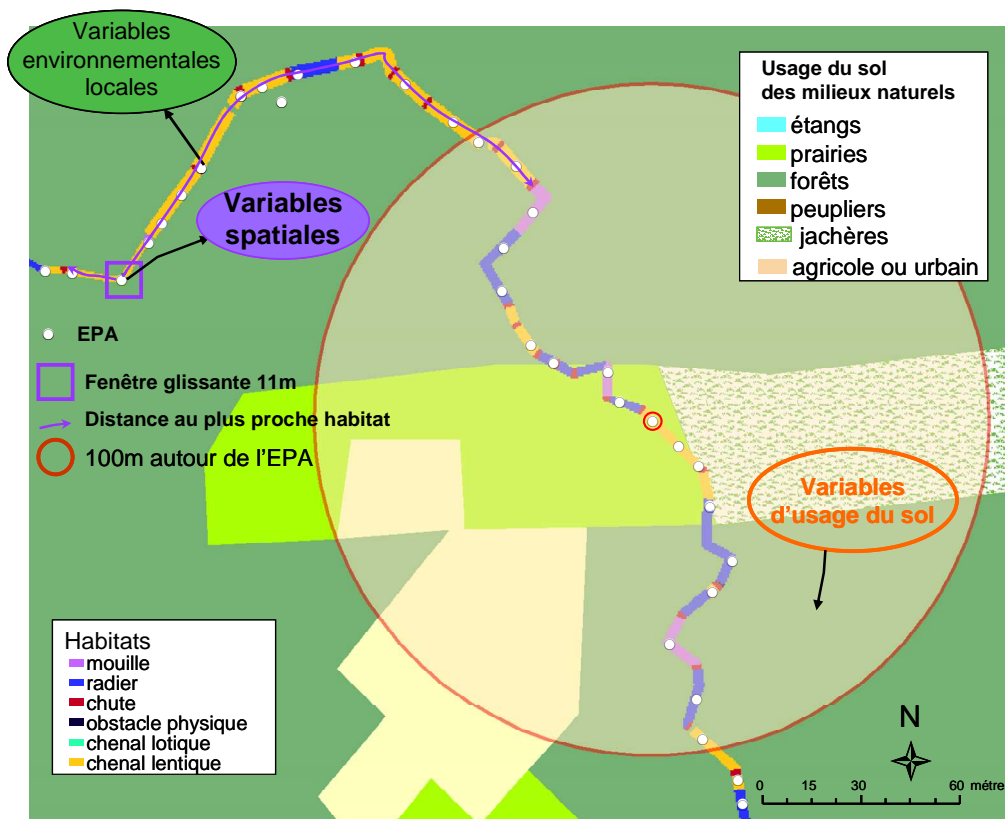


Figure 5-Variables spatiales et environnementales définies pour chaque point d'échantillonnage ; en violet les variables spatiales liées aux habitats aquatiques ; en orange, les variables spatiales liées au contexte d'usage du sol des milieux naturels terrestre ; en vert, les variables environnementales locales relevées sur le terrain lors des pêches.

La distance au plus proche voisin (vers l'amont ou l'aval) peut correspondre à des échelles spatiales beaucoup plus larges que celle considérée dans l'analyse par fenêtre glissante (voir l'exemple présenté à la figure 5 où la distance la plus proche à l'habitat de type mouille – illustrée par la flèche mauve – est de 180 m).

Variables liées à l'usage des sols :

Ces variables sont calculées dans un rayon de 100m autour du point d'échantillonnage. Elles prennent en compte le pourcentage de *prairies, forêts, plantations de peuplier, jachères et étang*. Nous avons calculé ces pourcentages sous ArcView 9.0.

2.3.3 Modélisation exploratoire des liens habitat/poisson

Nous avons testé l'influence relative des caractéristiques locale d'habitat, de l'arrangement spatial des habitats et de la présence des obstacles physiques sur la distribution des poissons du Rognon, à partir des échantillonnages réalisés en 2008. Nous avons employé la modélisation linéaire généralisée (GLMs), associée au critère d'information d'Akaike (AIC), pour explorer la contribution relative des variables environnementales et spatiales à expliquer la présence et l'abondance du chabot, loche franche et truite fario. L'AIC est utilisé dans les approches de théorie de l'information pour identifier un modèle parcimonieux parmi un jeu de plusieurs modèles car il tient compte du nombre de variables dans le modèle. Le modèle avec l'AIC le plus faible est celui qui est le plus parcimonieux parmi l'ensemble des modèles testés. Dans un premier temps des modèles mono variables ont été construits. Ceux dont l'AIC est inférieur de 2 points à celui du modèle nul (sans variables) sont retenus. On construit ensuite un modèle multi-variables à l'aide d'une procédure pas à pas qui teste les variables significatives des modèles monovariés significatifs.

2.3.4 Calcul de l'Indice poisson Rivière (IPR)

L'IPR a été calculé sur les échantillonnages de poissons réalisés sur le Rognon (Oberdorff et al. 2002). L'IPR permet de mesurer l'écart entre une situation constatée pour un tronçon de cours d'eau échantillonné, et la situation de référence attendue, c'est-à-dire, pas, ou très peu modifiée par l'homme. Les références ont été établies à partir de modèles statistiques reliant les caractéristiques environnementales des cours d'eau aux caractéristiques des peuplements en place sur 650 stations (réparties sur la France Métropolitaine) faiblement impactées par les activités humaines. Des variables environnementales relatives au site échantillonné sont nécessaires et interviennent dans le calcul (Référence IPR).

De ces variables environnementales, le protocole de calcul de l'IPR déduit une situation piscicole de référence, en fonction des caractéristiques écologiques et biologiques des espèces (espèces rhéophiles, lithophiles, tolérantes, invertivores et omnivores). Au total 7 métriques de référence sont calculées puis comparées à la situation observée à partir des données d'échantillonnage par pêche. Ces métriques rendent compte notamment de la composition taxonomique, de la structure trophique et de l'abondance des espèces de poissons pêchées.

L'IPR est calculé pour 30 points d'échantillonnage successifs, se décalant d'un point à chaque calcul (méthode des fenêtres glissantes, "somme mobile"). On calcule ainsi 235 indices dont la valeur est affectée de la première à la 235^e EPA. Cette méthode permet de calculer l'indice sur une surface suffisante (300 m²) pour avoir un nombre de poissons important, assurant la fiabilité du calcul. Il convient cependant de souligner que l'échantillonnage tel qu'il est pratiqué ici (30 points consécutifs couvrent une longueur de cours d'eau de 600 m environ) n'est pas pleinement conforme au mode d'échantillonnage mis en œuvre généralement pour apprécier l'état des peuplements piscicoles dans le cadre des monitorings DCE (échantillonnage complet d'une portion d'une centaine de mètres de rivière pour ce type petits cours d'eau).

Pour chacun des 235 calculs, les variables environnementales suivantes sont renseignées:

- la surface échantillonnée est fixe et correspond à 30 points x surface d'action d'un point d'échantillonnage (estimée à 10 m²) soit 300 m²;
- Le bassin versant du Rognon est découpé en trois sous bassins dont les limites correspondent à deux confluences et au premier EPA. La surface de chaque sous bassin est calculée à l'aide du réseau hydrographique issu de la BD Carthage® (IGN), puis découpé en sous bassin versant.

- La distance à la source est calculée à l'aide du logiciel Anaqualand 2.0, en fonction du point le plus aval de l'ensemble des 30 EPA.
- la largeur moyenne en eau est la moyenne des largeurs des transects mesurés sur la rivière
- la pente du cours d'eau est calculée à partir des altitudes relevées sur les cartes IGN
- la profondeur moyenne est la moyenne des profondeurs d'eau relevées pour les 30 points échantillonnés.
- l'altitude est relevée sur les cartes IGN pour chaque sous bassin
- les températures moyennes de juillet et de janvier.

3 Résultats

3.1 Modélisation exploratoire des liens habitat/poisson




Parmi les 264 points réalisés sur le Rognon, 240 contenaient au moins un poisson. Au total, 1896 poissons appartenant à 15 espèces ont été identifiés sur ce linéaire. Le nombre d'EPA pour lesquels l'espèce est présente permet le calcul de l'occurrence relative (Tableau 1). Nous avons choisi de modéliser 3 espèces sur les 4 présentant une occurrence relative supérieure ou égale à 5%. Compte tenu de l'occurrence et des effectifs, on réalise un modèle de densité pour le chabot et la loche franche à l'aide d'une distribution binomiale négative; cette distribution est le prototype des distributions agrégées ou contagieuses et s'applique à de nombreux animaux en particulier les poissons. Pour la truite on construit un modèle logistique de présence/absence.

Tableau 1- Espèces échantillonnées sur le Rognon

Espèce	Nb de points	Occurrence relative
Chabot	168	63.6%
Vairon	143	54.2%
Loche franche	48	18.2%
Truite fario	13	5.0%
Anguille	11	4.2%
Goujon	9	3.4%
Brème bordelière	7	2.7%
Gardon	6	2.3%
Perche commune	6	2.3%
Chevaine	4	1.5%
Brème commune	2	0.8%
Vandoise	2	0.8%
Brochet	1	0.4%
Rotengle	1	0.4%
Tanche	1	0.4%

La première étape de modélisation mono-variable permet d'identifier les variables environnementales et spatiales qui expliquent en partie la distribution des densités de chabot (*Cottus gobio*) et de loche franche (*Barbatula barbatula*) et la présence des truites fario (*Salmo trutta fario*) dans les points. Ces variables significatives sont en bleu dans le Tableau 2; elles sont présentées par type de variables.

Tableau 2 - Modèles mono-variables retenus et significatifs issus de la sélection des variables exploratoires basée sur l'AIC (en bleu). La flèche indique l'effet positif ou négatif de la variable sur la densité ou sur la présence des espèces étudiées; sinon l'effet est indiqué en toute lettre.

		 <i>Cottus gobio</i>	 <i>Barbatula barbatula</i>	 <i>Salmo trutta fario</i>	
Variables environnementales locales	Faciès hydro géomorphologique	radier ↗			
	Hauteur d'eau	↘		↗	
	Vitesse de courant	↗			
	Substrat de fond	gravier, cailloux			
	Ripisylve	absence	absence		
	Abris		absence		
Variables spatiales	Distance au plus proche habitat (vers l'amont et l'aval)	embâcle		loin de	
		mouille		proche de	
		radier			proche de
		chute	proche de	proche de	
	Pourcentage d'habitat dans une fenêtre carrée de 120m ²	obstacle physique	↘		
		mouille	↘		
		radier			
		chute			
		chenal lentique			
	chenal lotique	↗			
Hétérogénéité d'habitat dans une fenêtre carrée de 120m ²			forte	forte	
Usage du sol dans un rayon de 100m	Pourcentage d'usage du sol	prairie	↗		
		forêt	↘		
		plantation de peupliers			
		jachère			↗
		étangs		↘	↘

Concernant les variables environnementales locales (échelle de l'EPA, soit environ 10 m²), elles sont surtout sélectionnées pour expliquer les densités de chabot, qui affectionne les faibles hauteurs d'eau et les fortes vitesses de courant en gravier, cailloux, ce qui correspond en partie au faciès "radier". La loche franche est quant à elle en plus forte densité dans les habitats ouverts (en absence de ripisylve et d'abris) et la truite à une probabilité de présence plus élevée dans les hauteurs d'eau les plus fortes.

Parmi les variables spatiales, les pourcentages d'habitat dans les 120 m² autour de la pêche sont exclusivement retenus dans le cas du chabot (faible proportion de mouille et d'obstacle physique et forte proportion de chenaux lotiques). A l'opposé, pour les deux autres espèces ce sont les distances au plus proche habitat qui se trouvent significatives. La densité de loche franche est influencée à la fois par la proximité des mouilles et des chutes; et la probabilité de présence des truites est liée à la proximité des mouilles et des radiers. Cette proximité à deux faciès différents se retrouve dans l'influence positive des fortes hétérogénéités d'habitats pour ces deux espèces (Figure 6).

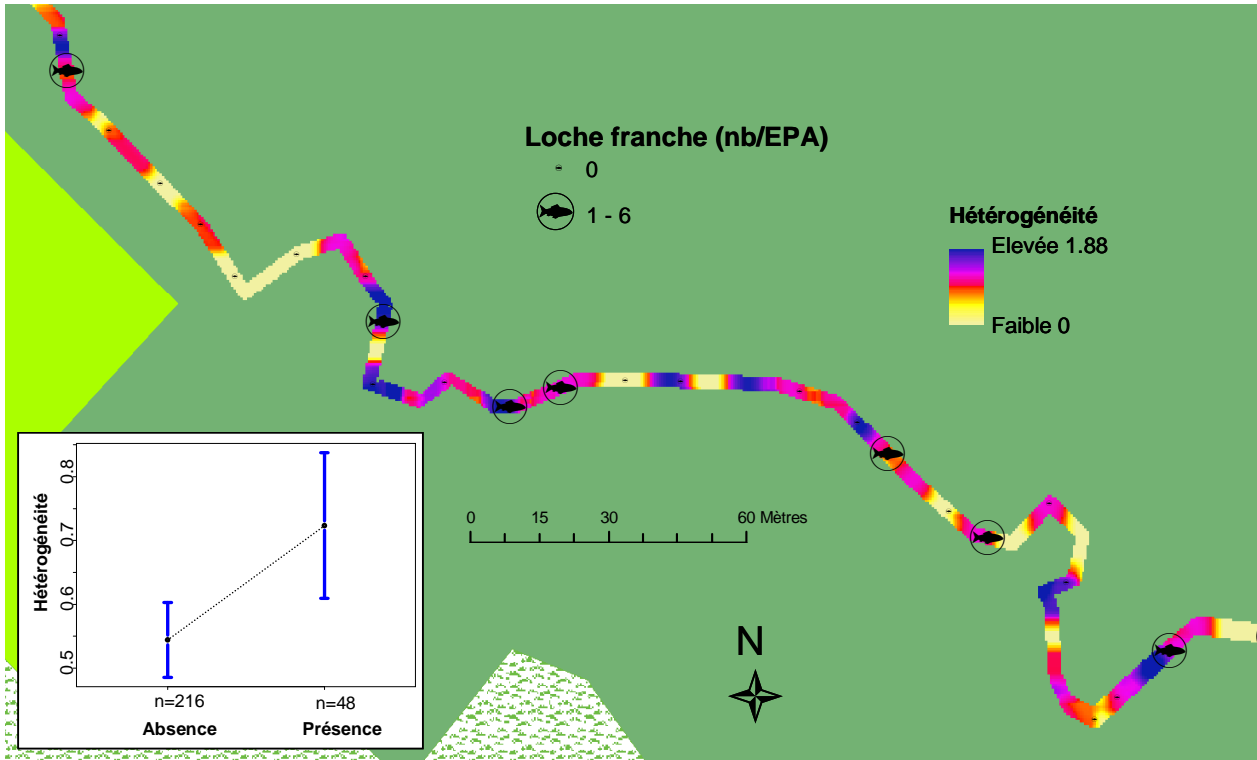


Figure 6 – Exemple de l'hétérogénéité des habitats et des densités de loche franche sur un secteur du Rognon en 2008. En encadré, la moyenne et l'écart-type de l'hétérogénéité selon la présence ou l'absence de l'espèce.

L'usage du sol, notamment la proportion de milieux naturels dans un contexte spatial de 3,14 ha autour de l'EPA influence les trois espèces. La présence de prairies (corrélée négativement aux forêts) influence positivement les densités de chabot et les jachères jouent positivement sur la présence des truites. L'effet négatif des étangs est sensible pour la loche franche et la truite.

La modélisation multi-variable réalisée à partir de la sélection pas à pas des modèles mono-variables significatifs retient le modèle le plus parcimonieux, présenté dans le Tableau 3. Les coefficients associés sont présentés et donne une indication du sens d'évolution de la variable. L'effet éventuel des corrélations entre variables retenues dans le modèle a été testé à l'aide du facteur d'inflation de la variance calculé pour chaque modèle. Les valeurs restent dans les seuils admis (entre 0.1 et 5; au dessus il y a colinéarité) et majoritairement proche de 1, ce qui indique qu'il n'y a pas lieu de supprimer de variables explicatives.

Parmi les variables locales, seules la hauteur d'eau, le substrat et le type d'ombrage lié à la ripisylve sont retenues dans les modèles. Les chabots affectionnent les faibles hauteurs d'eau (20 cm en moyenne) et sont totalement absents pour des hauteurs supérieures à 50 cm; à l'inverse des truites qui sont essentiellement des individus de taille supérieure à 19 cm et qui affectionnent les hauteurs d'eau plus importantes (45 cm en moyenne; la hauteur d'eau moyenne sur les points échantillonnés étant de 30 cm). La présence d'ombrage est toujours défavorable aux densités de chabot et de loche franche et n'est pas liée à une corrélation avec la présence d'embâcles ou la proximité aux prairies et aux friches. Concernant les variables spatiales, ce sont uniquement les distances à l'habitat le plus proche qui participent aux modèles les plus parcimonieux, dans le sens de la proximité aux habitats pour la truite et le chabot et de l'éloignement aux embâcles pour la loche franche.

Tableau 3- Coefficients associés aux modèles multi-variables de prédiction des densités (Chabot, loche franche) et présence (truite) des espèces.

Variable	<i>Cottus gobio</i>	<i>Barbatula barbatula</i>	<i>Salmo trutta fario</i>
pente	1.76***	-30.6 ^{NS}	-9.67***
Hauteur d'eau (log x+1)	-0.61***		1.92**
Substrat de fond			
Sables	-0.39 ^{NS}	29.4 ^{NS}	
Graviers	0.32 ^{NS}	28.0 ^{NS}	
Galets/cailloux	0.67*	28.0 ^{NS}	
blocs	-0.08 ^{NS}	28.0 ^{NS}	
Ripisylve			
Moyen	-0.27**	-0.9***	
Fort	0.17 ^{NS}	0.42 ^o	
Distance à l'embâcle le plus proche (m)		0.001**	
Distance au radier le plus proche (m)			-0.05 ^{NS}
Distance au seuil le plus proche (m)	-0.01**		
Hétérogénéité d'habitat dans une fenêtre carrée de 120m ²		0.74*	0.92 ^{NS}
Proportion de prairies	1.32***		
Proportion de jachères			17.78*
Proportion d'étangs		-2183 ^{NS}	-1517 ^{NS}

***p < 0.001; **p < 0.01; *p < 0.05; ^op < 0.1; ^{NS} p > 0.1

La Figure 7 illustre ces résultats en donnant des indications sur les gammes de distances considérées; on voit ainsi que les truites et les chabots sont respectivement en moyenne à 10 m du radier et du seuil le plus proche. L'hétérogénéité a une influence positive pour la loche et la truite qui toutes deux nécessitent à la fois des faciès type "mouille" et "radier" pour leur cycle de vie (Eros, Botta-Dukat & Grossman, 2003; Zweimuller, 1995).

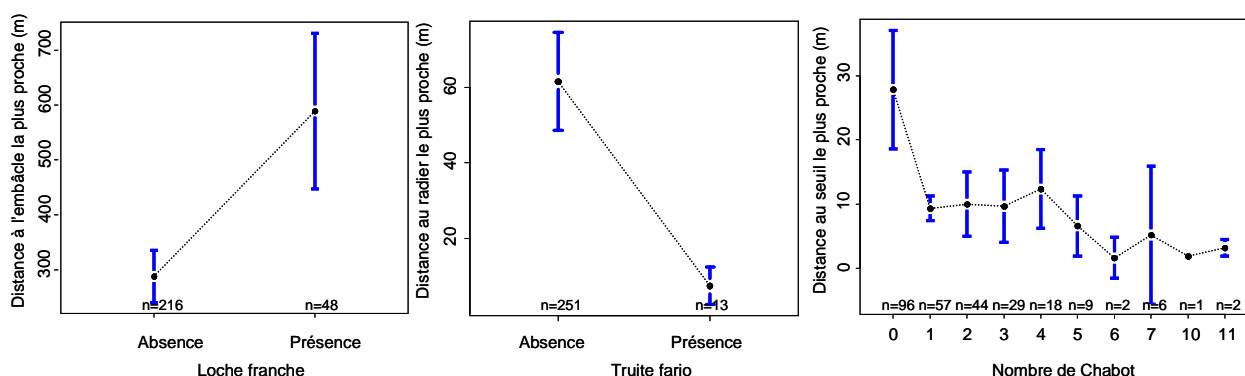


Figure 7 – Illustration de l'influence de la proximité aux habitats sur la présence et la densité des espèces.

Le chabot, sédentaire et territorial est peu mobile (100-150 m de domaine vital (Fischer & Kummer, 2000) (Knaepkens, Bruyndoncx & Eens, 2004)) et se trouve plutôt affecté par les variables locales et les proportions d'habitats dans un contexte de 120 m². A l'inverse, les présences de loche franche et de truite, plus mobiles (domaine vital d'environ 500 m pour la loche franche (Lelek, 1987) et de 15 m à 4700 m pour

des truites de taille similaires en période hors reproduction (Ovidio, 1999)), sont expliquées par les distances hydrographiques aux plus proches habitats et par l'hétérogénéité. A des périodes correspondant à celles de nos pêches (août), (Ovidio, 1999) a observé, sur un cours d'eau de taille similaire, des truites (> 19 cm) fréquentant plusieurs gîtes diurnes estivaux séparés de 10 m à 300 m en moyenne où elles réalisent activité ou repos.

L'analyse spatialement continue des liens habitat/poisson avec l'intégration de variables spatiales fournit une vue longitudinale plus précise des centres d'abondance de poissons et de l'impact potentiel des barrières, de la structure des habitats aquatiques et de la présence d'étangs. Elle indique également l'importance des rapports spatiaux d'habitat tels que la proximité à différents habitats (habitats complémentaires) mesurés avec les distances hydrographiques les plus proches ou la carte d'hétérogénéité.

3.2 Distribution longitudinale de l'IPR sur le Rognon

L'IPR a été calculé pour 235 échantillons reconstitués à partir de 30 points d'échantillonnage successifs. Les variations longitudinales de valeur d'indice sont cartographiées (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.8**). La qualité varie de *excellente* à *mauvaise*. Cette dernière est observée sur deux secteurs, situés dans la zone influencée par les étangs. De plus, dans la zone d'influence aval des étangs, la qualité est de tendance *médiocre*.

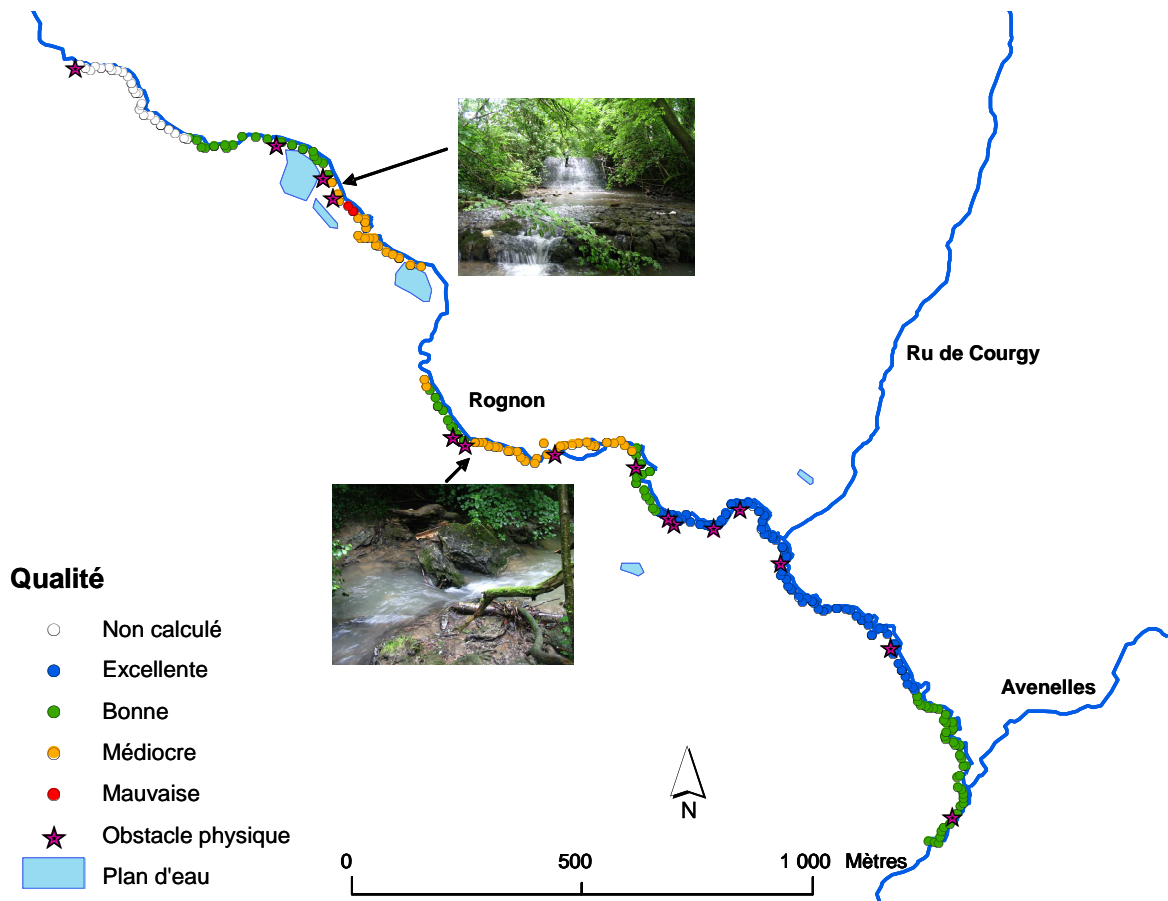


Figure 8 – Distribution longitudinale de l'IPR, calculé pour 30 points successifs ; sur la carte, la valeur d'IPR est affectée au point le plus aval de l'échantillon reconstitué.

Cette *médiocre* qualité est liée à une richesse spécifique supérieure à celle attendue dans ce type de cours d'eau (Figure 9). Cette richesse spécifique élevée est liée à la présence d'espèces omnivores inféodées aux étangs, et que l'on ne devrait pas trouver dans ce type de cours d'eau. La majorité des points ayant une qualité *excellente*, sont répartis sur 500 m en amont et 700m en aval de la confluence avec le ru de Courgy. Les

espèces présentes sur ce secteur sont celles attendues par le modèle de référence.

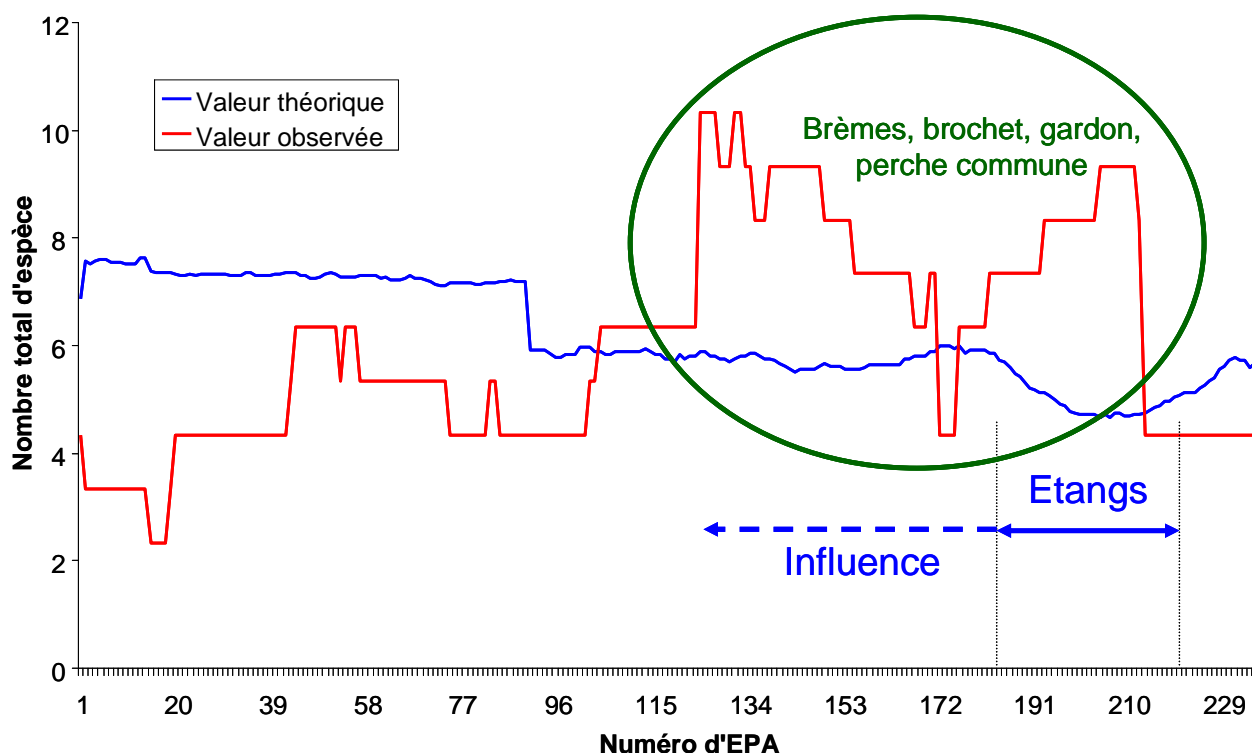


Figure 9 – Influence des étangs sur le nombre total d'espèce observées par rapport aux valeurs théoriques

4 Conclusion

La distribution et l'abondance des trois espèces étudiées (chabot, loche franche et truite) dans le réseau hydrographique du bassin de l'Orgeval dépendent majoritairement des caractéristiques locales d'habitat pour les espèces se déplaçant peu comme le chabot; mais aussi de facteurs jouant à des échelles spatiales plus larges : relations spatiales de divers habitats et hétérogénéité de ces habitats pour des espèces plus mobiles comme la loche franche et la truite fario. Dans une certaine mesure, l'effet des variables locales sur la répartition de ces espèces disparaît lors de la prise en compte des variables à plus large échelle (variables spatiales et d'occupation des sols), excepté celui de la hauteur d'eau.

En première approche, la présence de discontinuités physiques notamment la présence de plans d'eau influence la distribution spatiale de certaines espèces et modifie la structure longitudinale du peuplement de poissons. Le calcul des indices IPR dans le secteur étudié indique que, les plans d'eau étant une source de colonisation d'espèces eurytopes/omnivores, les cours d'eau hébergent alors un peuplement non conforme à celui attendu pour des parties apicales de cours d'eau (Ordre 1 et 2).

Références

- Baudry, J., Boussard, H. & Schermann, N. (2005). Chloé 3.0 : Freeware of multi-scales analyses on ASCII raster files. Rennes, INRA, SAD-Armorique.
- Belliard, J., Clément, F., Gorges, G., Le Pichon, C., Tales, E., Zahm, A. (2009). Les peuplements de poissons dans le bassin de la Seine. Rapport Piren-Seine 2009, 33p.
- Eros, T., Botta-Dukat, Z. & Grossman, G.D. (2003) Assemblage structure and habitat use of fishes in a Central European submontane stream: a patch-based approach. *Ecology of Freshwater Fish*, 12(2), 141-50.
- Fischer, S. & Kummer, H. (2000) Effects of residual flow and habitat fragmentation on distribution and movement of bullhead (*Cottus gobio* L.) in an alpine stream. *Hydrobiologia*, 422, 305-17.
- Knaepkens, G., Bruyndoncx, L. & Eens, M. (2004) Assessment of residency and movement of the endangered bullhead (*Cottus gobio*) in two Flemish rivers. *Ecology of Freshwater Fish*, 13(4), 317-22.
- Le Pichon, C., Gorges, G., Faure, T. & Boussard, H. (2006). Anaqualand 2.0 : Modelling connectivity in riverscapes. In, p <http://trac.clermont.cemagref.fr/projets/Anaqualand>. Cemagref, Antony.
- Lelek, A. (1987). The Freshwater Fishes of Europe, Vol. 9. AULA-Verlag, Wiesbaden, Germany.
- Oberdorff, T., Pont, D., Hugueny, B. & Porcher, J.P. (2002) Development and validation of a fish-based index for the assessment of 'river health' in France. *Freshwater Biology*, 47(9), 1720-34.
- Ovidio, M. (1999) Annual activity cycle of adult brown trout (*Salmo trutta* L.): A radio-telemetry study in a small stream of the Belgian Ardenne. *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture*(352), 1-18.
- Schlosser, I.J. (1995) Critical landscape attributes that influence fish population dynamics in headwater streams. *Hydrobiologia*, 303(1-3), 71-81.
- S.I.A.M.S (2004). Etude de définition d'un programme pluriannuel d'aménagement et d'entretien pour la restauration de la Mauldre amont et de ses affluents, PHASES 1&2, Reconnaissance et synthèse de l'existant. Définition des objectifs de restauration et de mise en valeur. Syndicat Intercommunal d'Aménagement de la Mauldre Supérieure, juillet 2004.
- Tales, E., Belliard, J., Epissard, J., Gorges, G., Le Pichon, C., Zahm, A. (2008). Connaissance des peuplements de poissons dans les petits bassins versants. Rapport PIREN 2008, 15 p.
- Zweimuller, I. (1995) Microhabitat use by two small benthic stream fish in a 2nd order stream. *Hydrobiologia*, 303(1-3), 125-37.