

# Les peuplements de poissons dans le bassin de la Seine

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

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

<b>Les peuplements de poissons dans le bassin de la Seine</b> .....	1
<b>1. Approche à large échelle</b> .....	1
1.1. Objectifs .....	1
1.2. Les données .....	2
Les données poissons .....	2
Les données environnementales .....	3
1.3. Construction des modèles de prédiction de la présence/absence des espèces .....	4
Echelle de la station vs échelle du tronçon.....	6
Modèles globaux à l'échelle du tronçon .....	6
1.4. Construction des modèles de prédiction de la structure des peuplements.....	12
1.5. Extrapolation spatiale des résultats à l'ensemble du bassin.....	12
1.6. Scénarios d'évolution: exemple d'un changement des conditions thermiques .....	18
1.7. Perspectives .....	21
<b>2. Connaissance des peuplements de poissons dans les petits bassins versants</b> .....	21
2.1. Introduction .....	21
2.2. Matériel et méthodes .....	22
Site d'études.....	22
Inventaire des discontinuités et des habitats.....	22
Echantillonnage des peuplements de poissons .....	23
Analyses des données.....	23
2.3. Résultats .....	23
Caractéristiques physiques .....	23
Localisation des obstacles .....	26
Distribution spatiale des espèces .....	28
2.4. Conclusion et perspectives .....	33

L'écologie des peuplements de poissons du bassin de la Seine est abordée à deux échelles spatiales: 1) l'échelle du bassin dans son ensemble et 2) l'échelle de petits bassins versants, plus adaptée pour développer une approche expérimentale. L'objectif commun est de mieux connaître la répartition des espèces de poissons en réponse aux divers facteurs d'anthropisation, et à leurs effets sur les habitats aquatiques.

## 1. Approche à large échelle

### 1.1. Objectifs

Le bassin de la Seine abrite environ 45 espèces de poissons dont la répartition et l'abondance des populations dépendent potentiellement de nombreux facteurs naturels et anthropiques agissant à différentes échelles spatiales et temporelles. La connaissance de ces facteurs ainsi que l'évaluation des conséquences d'éventuelles modifications anthropiques des cours d'eau sur la répartition des espèces et la composition des peuplements constituent un enjeu important pour la gestion du bassin. Cet enjeu est d'autant plus d'actualité que les communautés de poissons constituent un élément clé de l'évaluation de

l'état écologique des cours d'eau au cœur des objectifs environnementaux définis par la Directive cadre européenne sur l'eau (DCE).

Dans le cadre de la 5<sup>ème</sup> phase du programme PIREN Seine, le thème "populations piscicoles" prévoit notamment de développer des modèles de prédiction de la structure et de la composition des peuplements à l'échelle de l'ensemble du réseau hydrographique de la Seine.

Ces développements s'inscrivent dans la continuité de travaux initiés lors de la phase 3 du PIREN Seine et qui avaient montré la faisabilité du développement de tels outils. Toutefois, les modèles développés alors utilisaient essentiellement, comme variables d'entrée, des descripteurs environnementaux "large échelle" (rang de Strahler, écorégion par exemple) limitant les possibilités de comprendre l'impact des perturbations anthropiques.

Les objectifs affichés pour la phase 5 en terme de développement de modèles large échelle portent notamment sur :

- l'élargissement de la gamme des variables prédictives utilisées en améliorant notamment la prise en compte de variables directement liées aux aménagements et aux activités humaines de façon à renforcer la pertinence des modèles vis-à-vis de la compréhension des impacts anthropiques
- compléter les modèles développés pour prédire la présence des espèces avec des modèles concernant la structure du peuplement dans son ensemble
- à terme intégrer les aspects spatiaux (en lien avec la structure du réseau hydrographique et les éventuelles discontinuités et sources de colonisation) dans la modélisation.

Les éléments présentés ici constituent des résultats préliminaires. Les modèles concernent la présence de 25 espèces parmi les plus représentées sur le bassin ainsi que différentes métriques (caractéristiques du peuplement liées à la richesse en espèces et à l'abondance des individus) utilisées par ailleurs dans le calcul de l'indice poisson rivière (IPR) et qui par conséquent interviennent pour évaluer l'état écologique des cours d'eau au sens de la DCE.

Les aspects suivants sont successivement évoqués par la suite :

- l'élaboration des modèles et l'identification de facteurs de contrôle de la présence des espèces et/ou de la structure des peuplements
- l'extrapolation spatiale des résultats des modèles à l'ensemble du réseau hydrographique
- un exemple d'utilisation des modèles pour prédire l'évolution des peuplements en fonction de scénarios d'évolution des conditions environnementales.

## **1.2. Les données**

### ***Les données poissons***

Les données utilisées concernant les poissons pour bâtir les modèles sont extraites de la base de données BDMAP développées par l'ONEMA. Elles concernent les échantillonnages acquis dans le cadre du Réseau Hydrobiologique et Piscicole entre 1995 et 2003 portant sur 129 stations réparties sur l'ensemble du bassin (soit un total de 1209 échantillons).

Pour chaque échantillon, la composition et la structure du peuplement sont décrites par les éléments suivant:

- la présence des différentes espèces dans l'échantillon
- l'évaluation de 7 métriques synthétiques décrivant le peuplement (qui interviennent par ailleurs dans le calcul de l'IPR) :
  - o le nombre total d'espèces (NTE)
  - o le nombre d'espèces rhéophiles (NER)
  - o le nombre d'espèces lithophiles (NEL)
  - o la densité d'individus tolérants (DIT)
  - o la densité d'individus invertivores (DII)

- la densité d'individus omnivores (DIO)
- la densité totale d'individus (DTI)

### ***Les données environnementales***

#### Structuration des données environnementales

Afin de bénéficier des apports de la modélisation issue des applicatifs du programme PIREN-Seine (Seneque, Sequamet,...), les données issues des stations d'échantillonnages piscicoles ont été mises en cohérence avec le Système de Base de Donnée du PIREN-Seine.

Les bases géographiques sur lesquelles repose la détermination des variables utilisées dans nos modèles prédictifs à l'échelle du bassin sont donc constituées des éléments suivants :

- un réseau hydrographique simplifié issu de la BD Carthage® (IGN) et comprenant 5163 tronçons (un tronçon élémentaire est défini comme une partie du cours d'eau entre deux confluences)
- un Modèle Numérique de Terrain (USGS)
- des données météorologiques, pluies et températures, issues de Météo-France
- l'occupation du sol issue de Corine Land Cover® (IFEN)
- la géologie (Source BRGM)
- les mesures de débits sur les différentes stations situées sur le bassin (source DIREN)
- les données d'observation de la qualité de l'eau (RNB)
- la couche des plans d'eau et étangs référencés par le Réseau National de Données sur l'eau (RNDE)
- les températures moyennes mensuelles de l'air sur la période 1980-1999 fournies par maille de 3X3 km de côté et issues du travail de C. Rogers et D.Pont dans le cadre du programme GICC Aquabio (Rogers C. & Pont D. 2005).
- les stations d'échantillonnage piscicole positionnées sur le réseau hydrographique.

L'ensemble de ces couches sont gérées sous Système d'Information Géographique (ArcInfo®). C'est à partir de ces différentes couches que sont extraites diverses variables définies à l'échelle du tronçon, qui sont utilisées comme variables d'entrée des modèles.

#### Variables environnementales à l'échelle du tronçon

Ces variables sont au nombre de 8 :

- *la pente* du tronçon (en ‰) (PEN) est un descripteur morphologique du cours d'eau. Elle conditionne la vitesse d'écoulement des eaux et donc la répartition des espèces piscicoles (Huet 1949). Elle est calculée à partir des altitudes des nœuds des différents vertex (portions de tronçon), puis lissée sur la longueur du tronçon.
- *la surface du bassin versant amont* (en km<sup>2</sup>) (SBV) est un indicateur de la taille des cours d'eau, laquelle intervient de façon importante dans la succession amont aval des peuplements piscicoles. Elle est calculée à partir de la couverture de tous les bassins versants d'ordre 1 numérisés. Les surfaces élémentaires sont ensuite sommées selon l'ordination des bassins versants de chacun des tronçons de cours d'eau du réseau hydrographique.
- *la température moyenne de l'air du mois de juillet* (en °C) (TJuil) ajustée par rapport à l'altitude du centroïde du tronçon considéré. Cette variable est utilisée comme un proxy de la température de l'eau.
- *la différence entre la température moyenne de l'air du mois de juillet et celle du mois de janvier* ( $\Delta T$ ).
- *la proportion de surface représentée par les plans d'eau sur le bassin versant proche* (SPE). Elle est déterminée à partir du recensement de l'ensemble des plans d'eau sur le bassin versant associé au tronçon. Les plans d'eau plus ou moins directement connectés au réseau

hydrographique constituent des sources de colonisation potentielles pour plusieurs espèces piscicoles.

- *le caractère navigable* (ou non) du tronçon (NAV). Cette variable permet d'intégrer les nombreuses modifications physiques qui accompagnent la transformation d'un cours d'eau naturel en cours d'eau navigable.
- *la concentration maximale en chlorophylle* (CHLO). La concentration en chlorophylle par tronçon est simulée à l'aide du logiciel Sénèque en utilisant les conditions hydrologiques de l'année 2000 pour le calage des données. La modélisation est effectuée sur 12 décades réparties sur l'année. Pour chaque tronçon la valeur maximum de chlorophylle est retenue. Cette variable constitue un indicateur de l'ampleur des phénomènes d'eutrophisation.
- *le percentile 90 de la concentration en ammonium* (AMMO). Cette variable a été déterminée avec une démarche identique à celle mise en œuvre pour la variable précédente. La concentration en ammonium est utilisée comme indicateur du niveau de pollutions organiques.

Avant d'être utilisées dans l'étape de modélisation, certaines variables ci-dessus ont subi une transformation préalable afin d'améliorer la symétrie de leur distribution (Tableau 1).

*Tableau 1: Transformations préalables subies par les variables environnementales avant leur utilisation dans les modèles.*

<b>Variable</b>	<b>Transformation</b>
PEN	$\ln x$
SBV	$\ln x$
TJuil	Non transformée
$\Delta T$	Non transformée
SPE	$\ln(1000*x+1)$
CHLO	$\ln (x+1)$
AMMO	$\ln (x+1)$

#### Variables environnementales à l'échelle de la station

La base BDMAP fournit un certain nombre de description des caractéristiques environnementales déterminées au niveau de chaque station échantillonnée. Parmi elles, nous avons retenu 4 variables (estimées par ailleurs à l'échelle du tronçon- cf. point ci-dessus):

- la pente de cours d'eau au niveau de la station
- la surface du bassin versant au niveau de la station
- la température moyenne de l'air de juillet au niveau de la station (c'est-à-dire en tenant compte de l'altitude stationnelle)
- la différence entre la température moyenne de l'air du mois de juillet et celle du mois de janvier au niveau de la station.

### **1.3. Construction des modèles de prédiction de la présence/absence des espèces**

L'objectif du travail est de développer des modèles statistiques permettant de prédire la probabilité de présence des espèces à partir des caractéristiques environnementales de la station et/ou du tronçon de cours d'eau qui l'abrite. Ces modèles ont été bâtis à partir de méthodes de régressions logistiques dont l'expression générale est de la forme suivante :

$$p(x) = \frac{e^{a_0+a_1x+a_2x^2}}{1 + e^{a_0+a_1x+a_2x^2}}$$

Ce type de modèle permet notamment de simuler des réponses de types sigmoïde (lorsque  $a_2 = 0$ ) ou gaussienne (lorsque  $a_1 > 0$   $a_2 < 0$ ) qui correspondent aux types de courbes de réponse des organismes face aux gradients environnementaux.

La sélection des variables explicatives retenues dans chaque modèle a été effectuée par une procédure pas à pas de façon à ce que les probabilités associées à chacune des variables soient  $<0,001$ . Par ailleurs, nous avons imposé les conditions suivantes pour inclure le terme en  $x^2$  dans le modèle final : (1) le terme en  $x$  est également inclus dans le modèle et (2) le coefficient associé au terme en  $x$  est positif et celui associé au terme en  $x^2$  est négatif (correspondant à une réponse de type gaussienne).

Différents critères permettent d'évaluer la qualité et la capacité prédictive des modèles. Le taux de bonnes classifications (des présences et des absences) constitue le paramètre le plus classiquement utilisé en raison de sa simplicité. Au-delà la capacité prédictive d'un modèle peut être appréciée par sa sensibilité (taux de bonne prédiction des présences) et sa spécificité (taux de bonne prédiction des absences). Bien entendu, sensibilité et spécificité dépendent étroitement du seuil de probabilité fixé à partir duquel une espèce sera considérée comme présente (ou absente) (figure 1).

L'indice de Kappa est un indice synthétique qui consiste à mesurer l'amélioration des prédictions apportée par le modèle par rapport à une prédiction au hasard. Cet indice varie théoriquement de 0 à 1. On considère en général que l'efficacité du modèle est acceptable pour des valeurs de Kappa supérieures à 0,4.

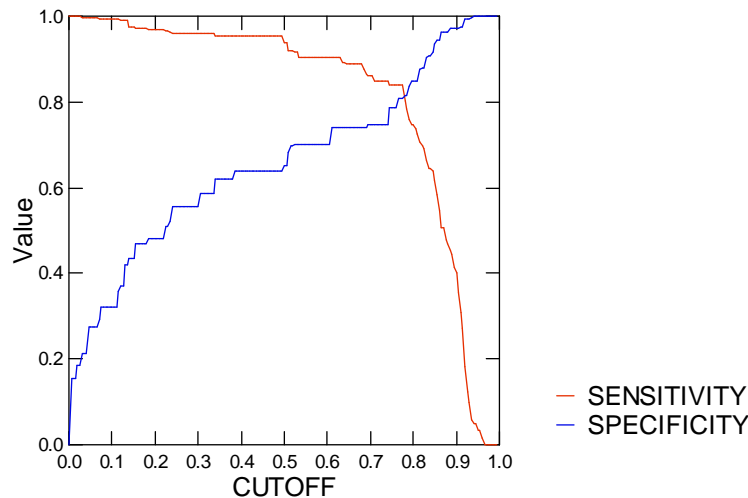


Figure 1: Exemple des variations de la sensibilité et de la spécificité en fonction des valeurs seuil de probabilité retenues pour distinguer les présences des absences.

La construction de courbes ROC constitue une solution alternative pour apprécier la pertinence des modèles. Ces courbes sont obtenues en représentant la sensibilité en fonction de la valeur de 1-spécificité pour différentes valeurs seuil (Figure 2). L'aire sous la courbe (AUC = area under the curve) est un indicateur de la qualité du modèle et varie potentiellement entre 0,5 (le modèle n'apporte aucune information sur la présence absence) et 1 (le modèle permet de distinguer parfaitement les absences des présences).

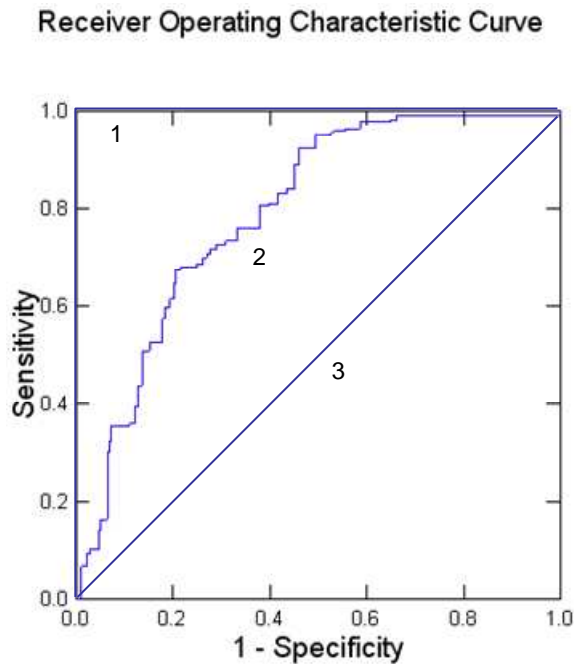


Figure 2: Trois scénarios possibles pour la courbe ROC. (1) : test idéal, le modèle discrimine parfaitement les absences des présences, (3) : le test n'a aucune efficacité et ne permet pas de distinguer les absences des présences, (2) situation intermédiaire, plus la forme de la courbe se rapproche de la forme (1) plus le modèle est performant.

### ***Echelle de la station vs échelle du tronçon***

Nous souhaitons développer des modèles dont les résultats pourront être restitués à l'échelle du bassin dans son ensemble, via le SIG précédemment évoqué qui présente une description des conditions environnementales à l'échelle de tronçons de cours d'eau définis entre chaque confluence. Compte tenu de cet objectif, il nous apparait préférable d'utiliser dans les modèles les variables environnementales définies à l'échelle tronçon. Toutefois l'utilisation des variables définies à l'échelle du tronçon à la place de variables équivalentes mais définies à l'échelle de la station sur laquelle a été effectué l'échantillonnage piscicole est susceptible d'affecter négativement les performances des modèles.

Pour évaluer ce phénomène, la capacité prédictive des variables décrites à l'échelle de la station d'une part et du tronçon d'autre part a été comparée dans le cas des modèles de prédiction de présence absence des 25 espèces les mieux représentées sur le bassin (Tableau 2). D'une manière générale, l'efficacité des modèles appréciés sur la base des valeurs d'AUC et du pourcentage de bonnes prédictions se révèle logiquement plus élevée avec des variables stationnelles. Cependant, cette situation n'est pas systématique, quelques espèces montrant des valeurs d'AUC plus élevées pour les modèles "tronçon". Quoiqu'il en soit l'efficacité des modèles "tronçon" reste très voisine de celle des modèles "station" les différences de valeurs d'AUC restant toujours très faibles (<0,015). Ces résultats tendent à prouver que le recours aux variables définies à l'échelle du tronçon (en remplacement des mêmes variables définies à l'échelle de la station) n'affecte pas de manière sensible l'efficacité des modèles.

### ***Modèles globaux à l'échelle du tronçon***

Dans une seconde étape, des modèles globaux concernant la probabilité de présence des 25 espèces ont été bâtis sur la base des 8 variables environnementales (et des termes au carré de certaines d'entre elles) définies à l'échelle du tronçon.

L'analyse des résultats permet d'une part d'évaluer la pertinence des modèles et leur capacité prédictive et d'autre part d'identifier les facteurs qui contrôlent la présence/ absence des espèces ou la structure du peuplement. La capacité des modèles à discriminer les présences des absences est extrêmement variable d'une espèce à l'autre comme en témoignent les valeurs d'AUC associées variant de 0,902 à 0,593 (Tableau 3). Le pouvoir discriminant des modèles peut être considéré comme bon à très bon ( $AUC > 0,8$ ) pour 13 espèces. A l'inverse il est mauvais dans le cas de l'épinoche et très mauvais dans le cas du goujon. Si on fait abstraction du goujon (espèce fréquente avec un modèle inefficace), on constate qu'il existe un lien positif significatif entre la fréquence d'occurrence (prévalence) d'une espèce et la valeur d'AUC du modèle associé ce qui tend à prouver que les modèles sont globalement plus efficaces pour les espèces fréquemment rencontrées ( $n = 24$ ,  $p = 0,045$ ) (Figure 3). Les seuils de décision ont été déterminés pour maximiser à la fois la spécificité et la sensibilité. Sur la base de ces seuils et selon les modèles le pourcentage de bonnes prédictions varie de 55% à plus de 80%. L'indice de Kappa (déterminé avec les seuils optimisés) varie globalement de manière cohérente avec la valeur d'AUC. Si on retient le seuil de 0,4 pour la valeur du Kappa à partir de laquelle un modèle peut être considéré comme fiable, on peut considérer que 13 modèles peuvent être utilisés dans une optique de prédiction (Tableau 3).

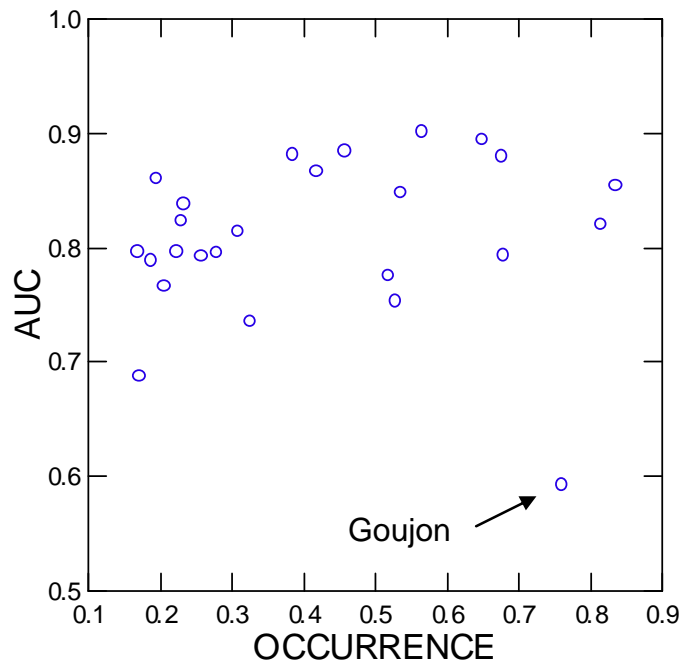


Figure 3: Valeurs d'AUC associées aux différents modèles en fonction de l'occurrence des espèces.

*Tableau 2 : Valeurs d'AUC et % de bonnes prédictions (seuil de probabilité de 0,5 utilisé pour déterminer la limite entre présence et absence) pour les modèles construits à partir des variables déterminées à l'échelle stationnelle ou du tronçon.*

Espèce	Echelle station				Echelle tronçon			
	AUC	% de bonnes prédictions			AUC	% de bonnes prédictions		
		Présence	Absence	Total		Présence	Absence	Total
Ablette	0,887	0,807	0,835	0,822	0,887	0,747	0,828	0,788
Anguille	0,851	0,795	0,759	0,778	0,849	0,79	0,775	0,783
Barbeau	0,87	0,725	0,843	0,796	0,875	0,763	0,89	0,837
Bouvière	0,847	0,611	0,859	0,811	0,837	0,663	0,879	0,835
Brème bordelière	0,808	0,569	0,82	0,793	0,807	0,66	0,819	0,806
Brème commune	0,79	0,578	0,791	0,763	0,781	0,606	0,79	0,768
Brochet	0,747	0,687	0,702	0,693	0,745	0,666	0,65	0,659
Chabot	0,882	0,823	0,796	0,816	0,873	0,814	0,761	0,801
Chevaine	0,858	0,886	0,65	0,864	0,853	0,896	0,789	0,887
Epinoche	0,712	0,63	0,84	0,835	0,712	0,667	0,837	0,835
Epinochette	0,817	0,503	0,819	0,773	0,819	0,52	0,822	0,778
Gardon	0,824	0,86	0,767	0,853	0,811	0,844	0,559	0,822
Goujon	0,673	0,792	0,803	0,792	0,667	0,774	0,58	0,766
Hotu	0,815	0,618	0,809	0,77	0,802	0,629	0,801	0,769
Loche franche	0,911	0,841	0,839	0,84	0,902	0,831	0,875	0,842
Lote	0,866	0,466	0,86	0,826	0,852	0,407	0,843	0,824
Lamproie de p.	0,8	0,486	0,823	0,812	0,802	0,462	0,822	0,811
Perche	0,797	0,773	0,609	0,732	0,783	0,752	0,561	0,706
Perche soleil	0,752	0,433	0,801	0,792	0,738	0,464	0,801	0,793
Rotengle	0,765	0,649	0,778	0,752	0,771	0,643	0,767	0,744
Spirilin	0,813	0,538	0,834	0,811	0,806	0,563	0,834	0,815
Tanche	0,723	0,563	0,734	0,7	0,713	0,591	0,743	0,712
Truite commune	0,856	0,742	0,786	0,769	0,862	0,721	0,812	0,773
Vairon	0,896	0,806	0,807	0,806	0,89	0,8	0,794	0,797
Vandoise	0,765	0,701	0,728	0,713	0,757	0,681	0,693	0,687



*Tableau 3 : Performances des différents modèles de prédiction de présence/absence des espèces : seuils optimisant la sensibilité et la spécificité, pourcentage de bonne prédiction, indice de Kappa et valeurs d'AUC.*

	<b>Seuil</b>	<b>Sensibilité</b>	<b>Spécificité</b>	<b>% correct</b>	<b>Kappa</b>	<b>AUC</b>
Ablette	0,435	0,774	0,772	0,773	0,54327	0,885
Anguille	0,5	0,785	0,789	0,787	0,57216	0,849
Barbeau	0,4	0,875	0,787	0,821	0,63549	0,882
Bouvière	0,23	0,750	0,767	0,763	0,43776	0,839
Brème bordelière	0,23	0,743	0,727	0,730	0,37528	0,797
Brème commune	0,235	0,742	0,745	0,744	0,42093	0,793
Brochet	0,525	0,674	0,669	0,672	0,34238	0,754
Chabot	0,715	0,809	0,791	0,803	0,57224	0,88
Chevaine	0,795	0,831	0,815	0,828	0,50885	0,855
Epinoche	0,16	0,578	0,594	0,591	0,10629	0,688
Epinochette	0,27	0,754	0,753	0,754	0,42026	0,824
Gardon	0,805	0,720	0,708	0,718	0,31577	0,821
Goujon	0,76	0,560	0,546	0,557	0,08058	0,593
Hotu	0,33	0,771	0,784	0,780	0,50279	0,796
Loche franche	0,78	0,804	0,814	0,807	0,5937	0,895
Lote	0,175	0,650	0,726	0,713	0,26791	0,797
Lamproie de p.	0,25	0,699	0,715	0,712	0,30435	0,789
Perche	0,61	0,728	0,741	0,732	0,43325	0,794
Perche soleil	0,22	0,742	0,737	0,738	0,37317	0,767
Rotengle	0,285	0,742	0,734	0,736	0,43432	0,815
Spirilin	0,2	0,860	0,724	0,750	0,42245	0,861
Tanche	0,305	0,674	0,679	0,677	0,32454	0,736
Truite commune	0,505	0,813	0,813	0,813	0,6196	0,867
Vairon	0,62	0,802	0,814	0,807	0,61122	0,902
Vandoise	0,575	0,722	0,695	0,709	0,4169	0,776

Programme PIREN-Seine: Peuplements de poissons

Tableau 4: Coefficients associés aux modèles logistiques de prédiction des présences/absences des espèces.

	Cst	PEN	PEN(2)	SBV	SBV(2)	TJuil	Tjuil(2)	ΔT	ΔT (2)	SPE	NAV	CHLO	CHLO(2)	AMMO	AMMO(2)
Ablette	-28,865	-0,442		2,708	-0,138			0,962		0,288		1,732	-0,314	-2,391	
Anguille	15,903			0,598				-1,218		0,258				-1,264	
Barbeau	-54,34			5,785	-0,363			1,801				2,551	-0,443		
Bouvière	-430,708	-0,703				-2,213		58,602	-1,818	0,263		1,402	-0,297	-1,585	
Brème bordelière	-18,099	-0,494		0,629				0,763			-2,04				
Brème commune	-432,002			0,237		43,792	-1,1	-0,447		0,274		0,256			
Brochet	-72,791	-0,633		2,422	-0,169	-0,594		9,237	-0,278	0,296				-1,185	
Chabot	8,985	0,882		4,357	-0,3	-1,84		0,779						3,152	-3,051
Chevaine	-13,35	-1,125		0,358				0,873						-2,628	
Epinoche	-419,606			-0,324		44,274	-1,146	-0,455							
Epinochette	10,551			2,202	-0,204			-1,021				-0,409			
Gardon	-11,358	-1,053				0,662						0,662		-1,458	
Goujon	1,575	-0,211												-1,192	
Hotu	-270,966			2,227	-0,118			31,249	-0,938			0,332			
Loche franche	-20,05			4,737	-0,405			0,522							
Lote	-2417,197	-0,73		-0,341		246,83	-6,3					1,563			
Lamproie de p.	0,797			2,073	-0,211	-0,721						-0,333			
Perche	-2,724	-0,617		0,338						0,607		0,297		5,156	-7,91
Perche soleil	-209,263							26,072	-0,818	0,268	0,656	0,911	-0,184	-2,081	
Rotengle	-12,161	-0,26				0,919		-0,513		0,707				3,73	-3,876
Spirlin	-45,902	0,424		1,306		1,217		0,771		-0,942	-6,026				
Tanche	-98,002	-0,316						12,217	-0,384	0,375				-0,913	
Truite commune	-57,554	1,239		2,27	-0,166	-1,492		9,158	-0,267	-0,306				4,32	-3,682
Vairon	-12,901			3,527	-0,276	-1,207		1,714		-0,635	-3,051			-1,756	
Vandoise	-19,201			2,733	-0,181			0,574			-1,651	0,31			

L'ensemble des variables prédictives définies initialement ont été retenues dans au moins un des modèles (à l'exception du terme carré pente du cours d'eau) (Tableau 4). Les variables liées aux caractéristiques naturelles des cours d'eau (pente et/ou surface de bassin versant) sont retenues de manière systématique et traduisent les préférences des espèces vis-à-vis de la taille du cours d'eau et des vitesses d'écoulement des eaux.

Parmi les variables liées à l'aménagement du cours d'eau et du bassin, la surface en plans d'eau sur le bassin versant proche est la plus fréquemment sélectionnée. La probabilité de présence de certaines espèces (brochet, brème, perche ou rotengle par exemple) augmente quand la surface des milieux stagnants augmente suggérant l'existence de processus de colonisation du réseau hydrographique à partir des plans d'eau. Ces espèces sont des espèces d'eau calme classiquement rencontrées dans les milieux stagnants. A l'inverse, quelques espèces, toutes rhéophiles (truite, vairon, spiralin) semblent affectées de manière défavorable par la présence de milieux stagnants sur le bassin. La variable navigation est rarement retenue dans les modèles (5 espèces). Quelques espèces sont défavorisées quand le milieu est navigué (cas du vairon de la vandoise ou du spiralin par exemple), à l'inverse, seule la perche soleil semble être plus fréquente dans les milieux navigués.

Les variables liées aux conditions thermiques sont intégrées dans l'ensemble des modèles à l'exception des modèles perche et goujon, ce qui témoigne de l'importance de la température et du climat dans la répartition de la plupart des espèces. Certaines espèces montrent une affinité pour les températures estivales fraîches (Chabot, truite), à l'inverse, d'autres espèces sont favorisées lorsque les températures estivales se réchauffent (gardon, rotengle).

La variable correspondant à l'écart thermique entre juillet et janvier permet de traduire l'affinité des espèces pour le climat océanique (faible écart thermique) –cas de l'épinoche et de l'épinochette- ou un climat à tendances plus continentales (fort écart thermique) –cas du vairon de l'ablette ou du barbeau par exemple-.

A l'exception de 3 cas, les modèles intègrent au moins l'une des deux variables suivantes, concentration en ammonium ou en chlorophylle, témoignant ainsi de l'influence de la qualité de l'eau sur la répartition des espèces.

Les courbes de réponse de quelques espèces en fonction des variations de surface de bassin versant de la température de juillet et de la concentration en ammonium sont illustrées à la figure 4.

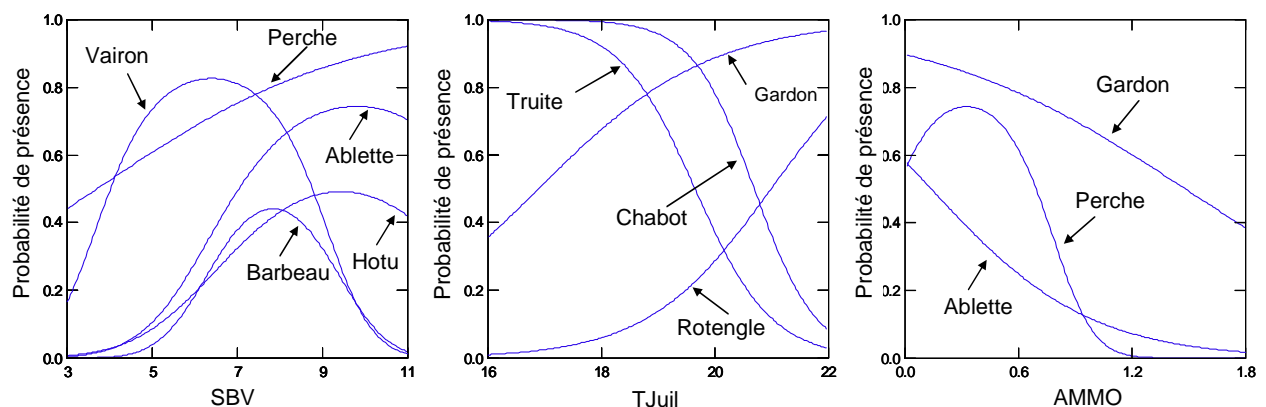


Figure 4: Exemples de courbes de réponse de quelques espèces en fonction de 3 variables environnementales.

#### 1.4. Construction des modèles de prédiction de la structure des peuplements

Les modèles concernant les 7 métriques liées au nombre d'espèces ou à la densité ont été bâtis à partir de méthodes de régression linéaire dont l'expression générale est de la forme suivante :

$$f(x) = a_0 + a_1x + a_2x^2$$

Ce type de modèle permet de simuler des réponses de types linéaire (lorsque  $a_2 = 0$ ) ou en cloche (lorsque  $a_1$  et  $a_2$  sont de signes différents).

Le pourcentage de variance expliqué par les modèles (exprimé par la valeur de  $r^2$ ) varie entre 19% et 46% (Tableau 5). On peut noter que les modèles correspondant aux métriques liées à la richesse en espèces sont globalement plus performant ( $0,4 < r^2 < 0,46$ ) que ceux correspondant aux métriques liées à la densité d'individus ( $0,19 < r^2 < 0,37$ ). Ces observations témoignant d'un pouvoir explicatif relativement réduit méritent cependant d'être pondérées par les deux observations suivantes :

- le bassin de la Seine est un bassin relativement peu contrasté du point de vue des conditions environnementales (relief et climat notamment) il est donc logique que, dans une certaine mesure, les modèles développés sur ce bassin possèdent un pouvoir explicatif moindre que des modèles développés sur des régions plus contrastées
- les peuplements montrent des variations interannuelles parfois importante de leur composition et ceci indépendamment de modifications sensibles des conditions environnementales (sans que les caractéristiques environnementales intégrées dans les modèles ne varient). Ainsi pour un ensemble de 473 stations réparties sur le territoire français, et pour une période de 9 ans de suivi, le coefficient de variation de la richesse en espèces sur une station est en moyenne de 13,7% et le coefficient de variation de la densité totale d'individus est de 48,5 % (l'importante variabilité interannuelle de la densité pourrait expliquer les moindres performances des modèles liées aux métriques de densité).

Les variables intégrées dans les modèles montrent que chacune des 7 métriques varie en fonction des caractéristiques naturelles des cours d'eau (pente et/ou surface de bassin versant), des conditions thermiques mais aussi de caractéristiques plus directement liées aux aménagements (navigation et/ou présence de plans d'eau sur le bassin versant) et aux activités humaines (teneur en chlorophylle et/ou en ammonium). A noter que, la variable navigation entre dans plusieurs modèles (effet négatif sur NTE, NER; NEL et DII) alors même que son influence était relativement discrète dans les modèles par espèce.

#### 1.5. Extrapolation spatiale des résultats à l'ensemble du bassin.

Les modèles évoqués précédemment ont été construits à partir d'un nombre limité de données incluant 129 stations localisées sur 126 tronçons différents.

Les variables d'entrée des modèles sont disponibles sur l'ensemble des 5163 tronçons définis dans notre SIG. En couplant ces modèles avec ce SIG, il devient possible de cartographier la probabilité de présence de différentes espèces ainsi que les valeurs attendues pour différentes métriques pour l'ensemble des tronçons du bassin de la Seine.

Quelques exemples choisis parmi les modèles les plus pertinents concernant à la fois la prédiction de la présence des espèces (Figures 5 à 7) ou les métriques décrivant le peuplement (figure 8) sont présentés ci-dessous.

Tableau 5: Coefficients associés aux modèles linéaires de prédiction des 7 métriques liées au nombre d'espèces et à la densité.

	Cst	PEN	PEN(2)	SBV	SBV (2)	TJuil	TJuil(2)	$\Delta T$	$\Delta T(2)$	SPE	SPE(2)	NAV	COLORO	CHLORO (2)	AMMO	AMMO(2)	r2	n
<b>NTE</b>	1,305	-0,083	-0,074	0,074					0,002	0,032		-0,168	0,038		0,668	-1,063	0,464	1208
<b>NER</b>	-1,771	0,106		0,682	-0,041	-0,161		0,201		-0,054		-0,204	0,055		0,667	-0,717	0,399	1209
<b>NEL</b>	80,569	0,107		0,586	-0,034	-8,606	0,216	0,255		-0,085		-0,3			0,526	-0,609	0,458	1209
<b>DIT</b>	39,746			0,693	-0,044		0,018	-5,797	0,176	0,56	-0,12		0,157	-0,691			0,2	1209
<b>DII</b>	71,326	0,414					0,015	-9	0,27			-0,485	-0,671	0,136	1,255	-1,163	0,366	1209
<b>DIO</b>	57,347			0,695	-0,049		0,02	-7,859	0,235	0,628	-0,134			0,031		-0,78	0,187	1209
<b>DTI</b>	-1,511	0,231				0,279				0,187	-0,061		-0,505	0,093	1,52	-1,946	0,216	1209

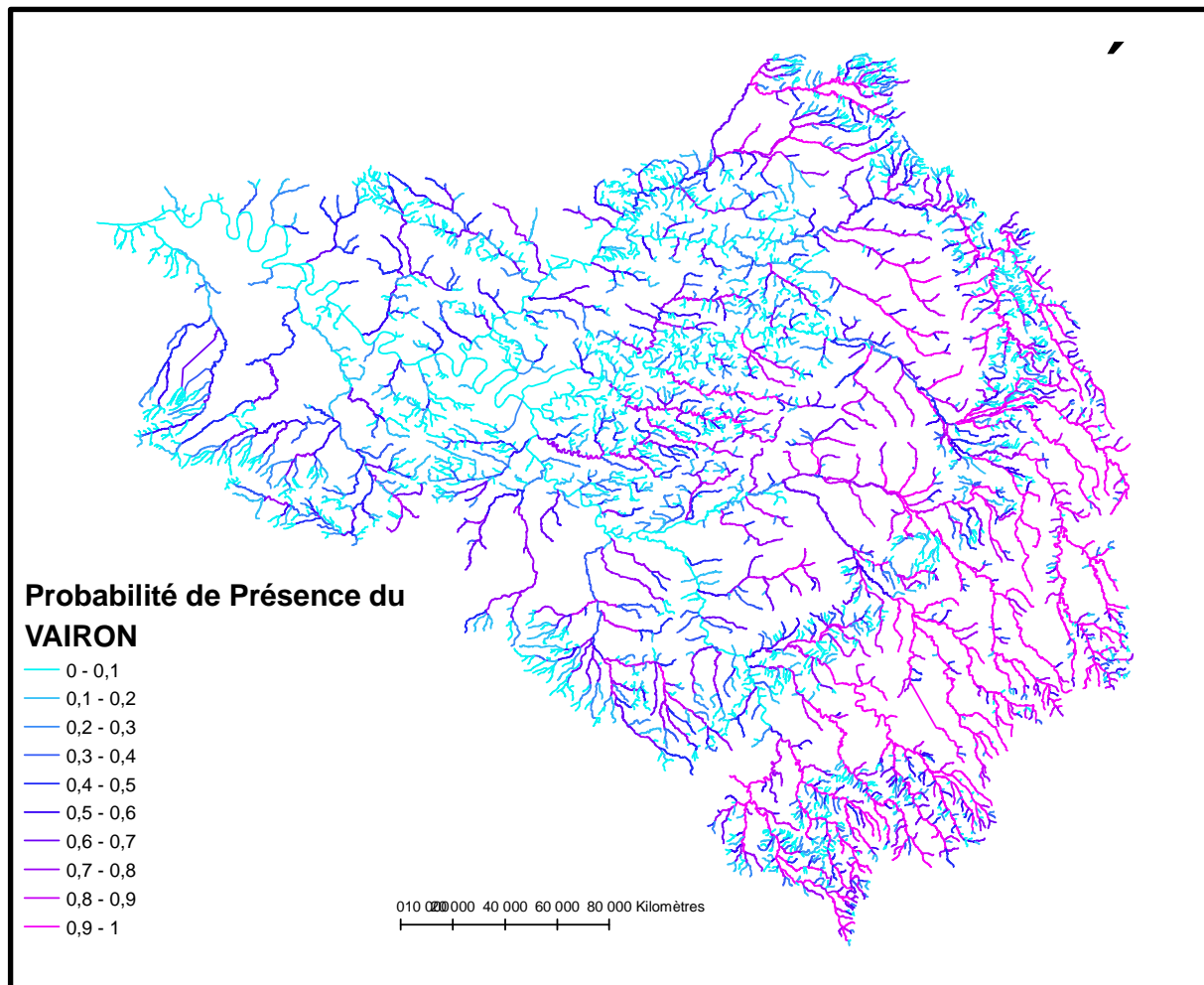


Figure 5: Prédiction de la probabilité de présence du vairon dans le réseau hydrographique de la Seine

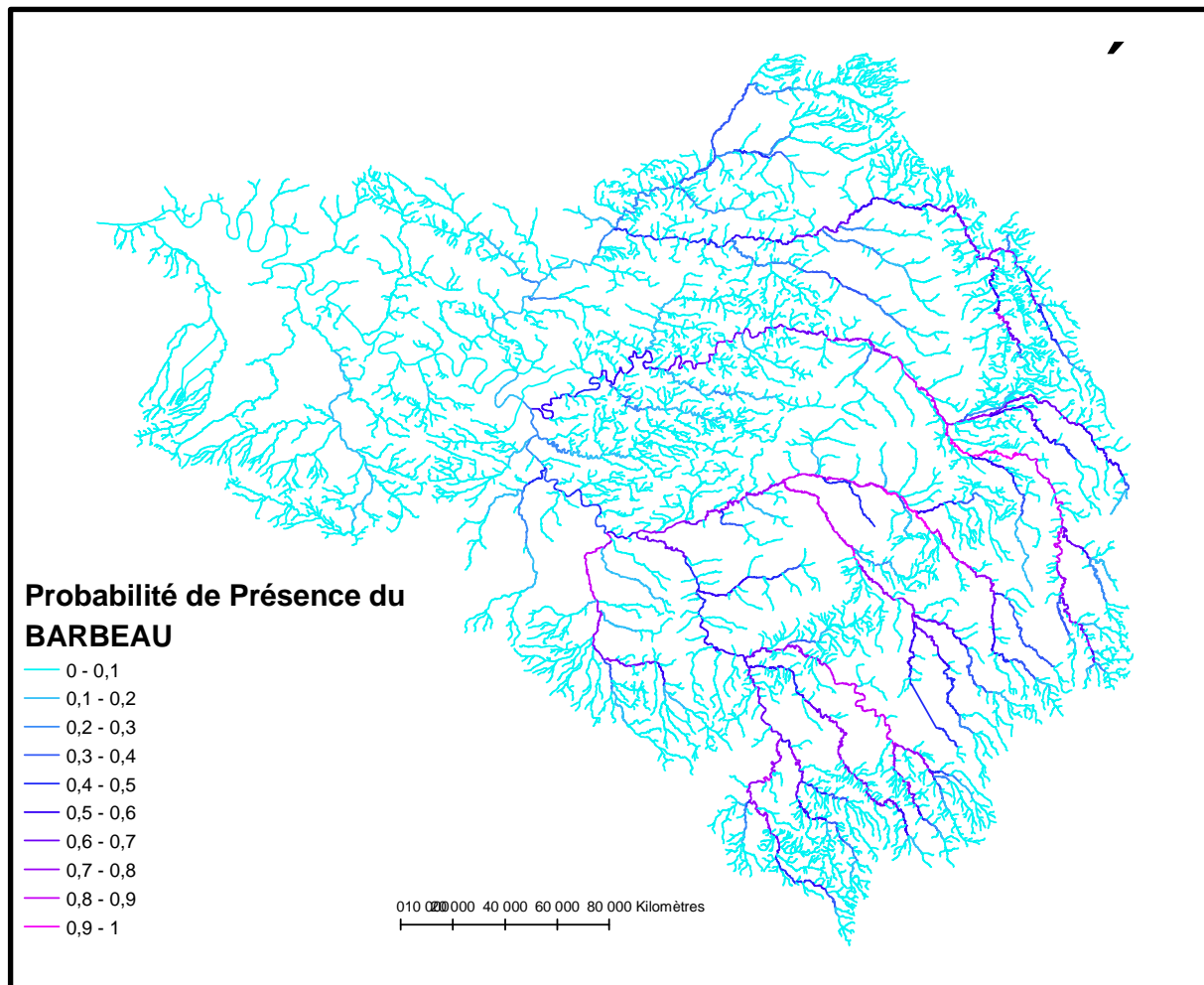


Figure 6: Prédiction de la probabilité de présence du barbeau dans le réseau hydrographique de la Seine

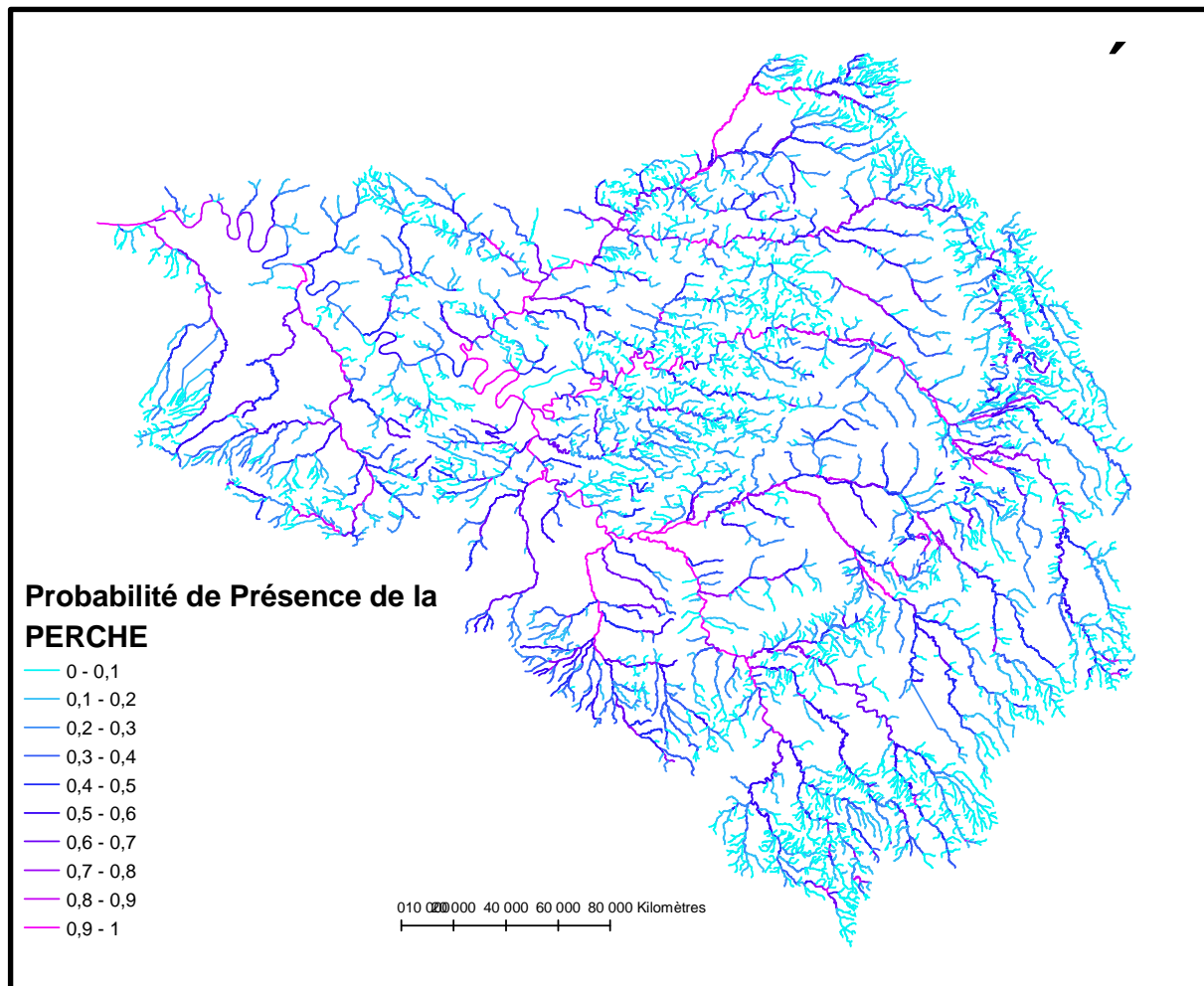


Figure 7: Prédiction de la probabilité de présence de la perche dans le réseau hydrographique de la Seine



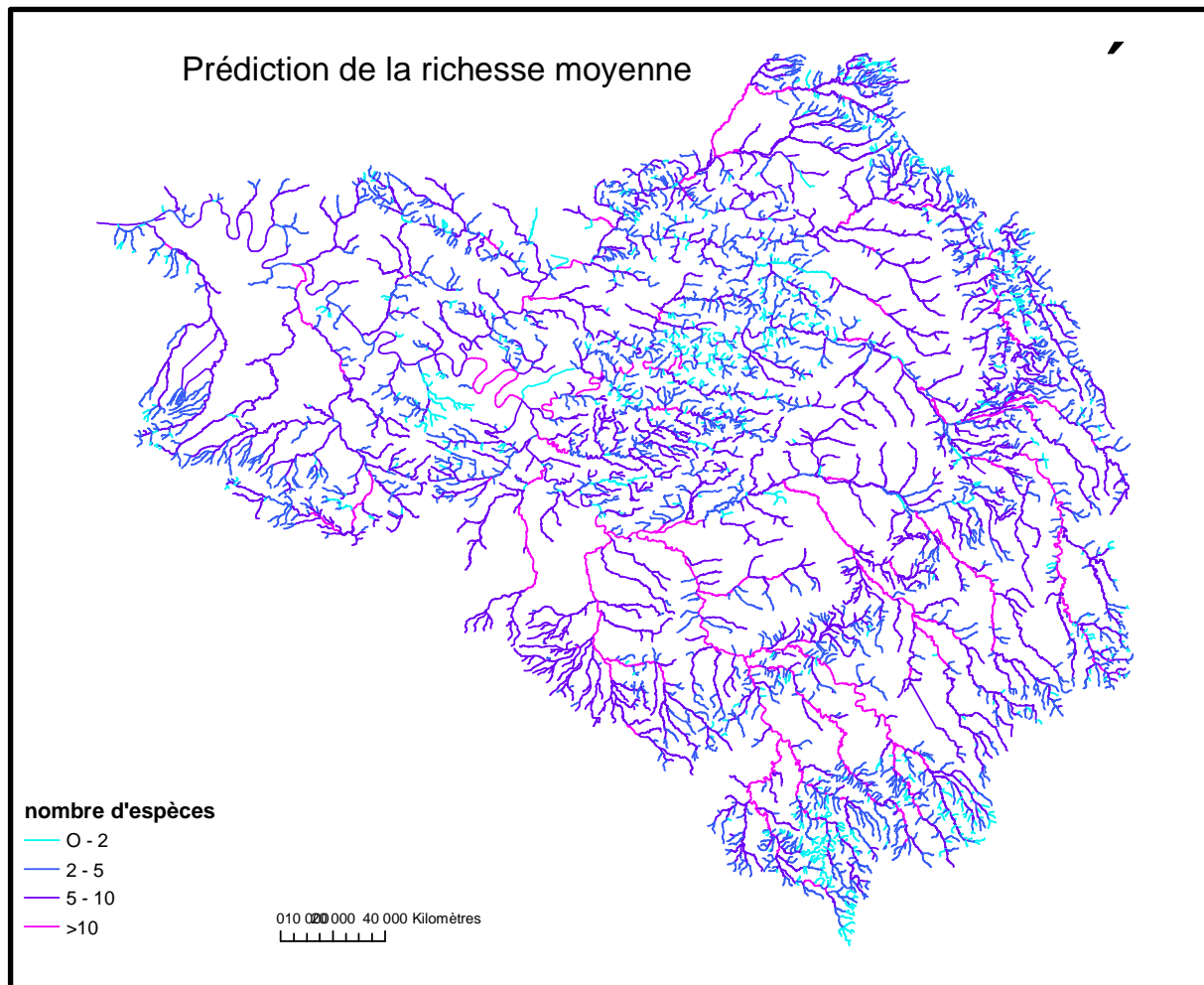


Figure 8: Prédiction du nombre total d'espèces dans le réseau hydrographique de la Seine

### **1.6. Scénarios d'évolution: exemple d'un changement des conditions thermiques**

Les modèles ainsi construits offrent la possibilité d'évaluer dans quelle mesure une modification des conditions environnementales est susceptible d'affecter la répartition des espèces et la structure des peuplements.

Afin d'illustrer cette possibilité, nous avons tenté d'évaluer les conséquences possibles d'une modification globale des conditions thermiques sur la répartition potentielle de deux espèces : la truite et le rotengle. Le scénario de modification thermique que nous avons appliqué repose sur une augmentation de la température de juillet de 1,7°C et de 1,3 °C de celle de janvier. Ce scénario est cohérent avec les simulations effectuées à partir du modèle ARPEGE-Climat développé par le Centre de recherches de Météo-France sur la base du scénario B2 du GIEC (scénario modéré) et correspond à la gamme de modifications thermiques attendue sur le bassin à l'horizon d'une cinquantaine d'année<sup>1</sup>. Un scénario intermédiaire (augmentation de 0,9°C pour la température de juillet et de 0,6 °C pour celle de janvier) a également été testé.

Ces résultats (fig. 9 et 10) encore préliminaires illustrent le fait que les changements climatiques à venir sont susceptibles de modifier en profondeur la répartition de certaines espèces notamment pour celles qui, comme la truite, sont fortement associées aux eaux froides ou à l'inverse pour celles qui comme le rotengle se développent dans les eaux les plus chaudes.

---

<sup>1</sup> Source [http://climat.meteofrance.com/chgt\\_climat/simulateur](http://climat.meteofrance.com/chgt_climat/simulateur). Par volonté de simplification, nous avons adopté une modification thermique constante pour l'ensemble du bassin en restant conscient que le changement climatique ne touchera pas de manière identique les différentes parties du bassin.

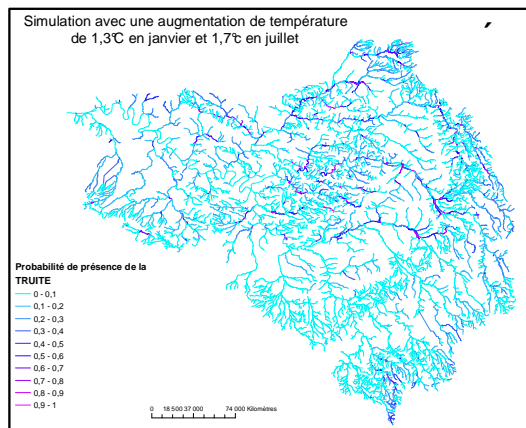
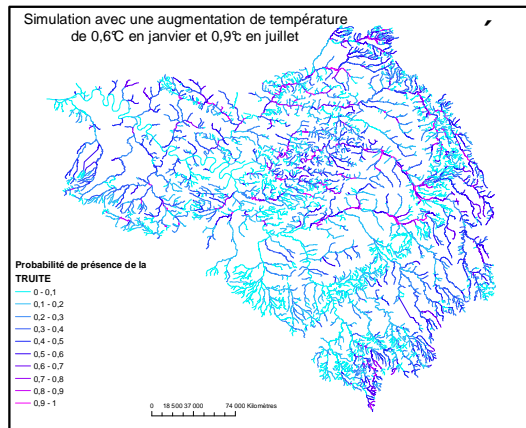
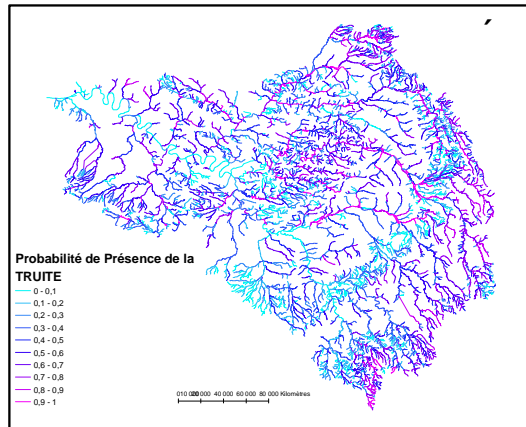


Figure 9 : Probabilité de présence de la truite sur la base de différents scénarios d'évolution des conditions thermiques. La carte du haut correspond aux conditions thermiques actuelles, la carte du bas repose sur une augmentation de la température de juillet de 1,7°C et de celle de janvier de 1,3°C et la carte du centre repose sur un scénario d'évolution intermédiaire.

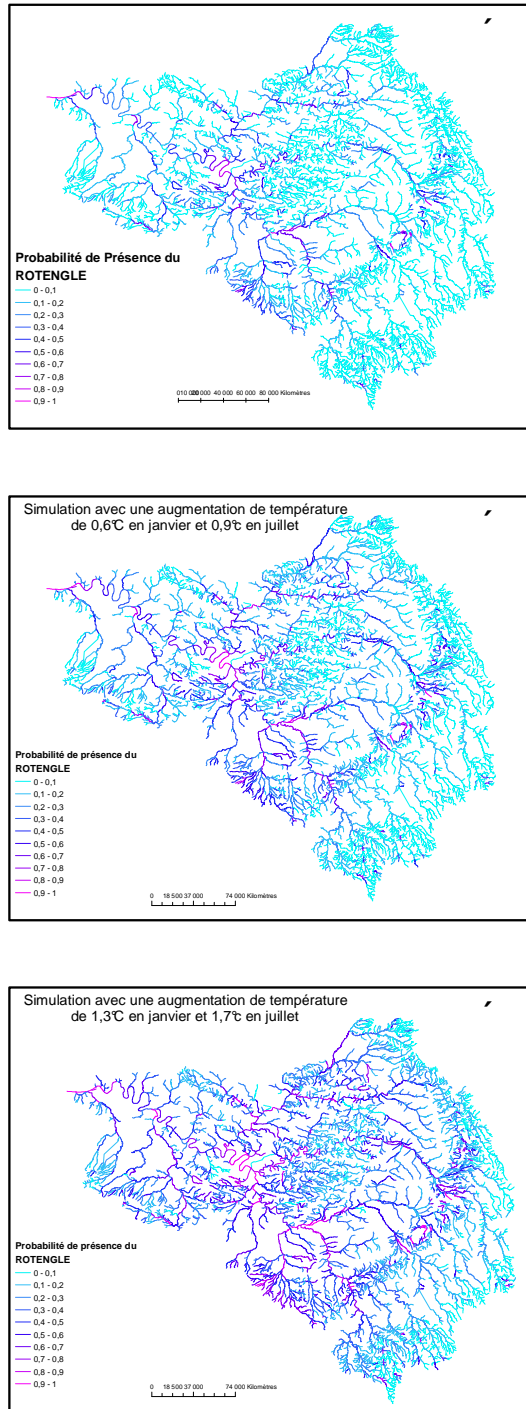


Figure 10 : Probabilité de présence du rotengle sur la base de différents scénarios d'évolution des conditions thermiques. La carte du haut correspond aux conditions thermiques actuelles, la carte du bas repose sur une augmentation de la température de juillet de 1,7°C et de celle de janvier de 1,3°C et la carte du centre repose sur un scénario d'évolution intermédiaire.

## **1.7. Perspectives**

Les modèles développés dans le cadre de l'approche large échelle doivent être considérés comme des résultats encore préliminaires devant nécessairement être améliorés. Ils permettent néanmoins d'ores et déjà de démontrer la faisabilité d'une telle démarche permettant notamment (1) d'identifier et de hiérarchiser les facteurs contrôlant la répartition des espèces et la structure des peuplements, (2) de prédire la structure et la composition des peuplements sur l'ensemble du réseau hydrographique de la Seine et (3) de bâtir des scénarios prospectifs ou rétrospectifs et d'en évaluer les conséquences sur le compartiment piscicole.

Parmi les voies d'amélioration qui peuvent être envisagées nous privilégions notamment les perspectives suivantes que nous chercherons à mettre en œuvre dans les deux années à venir :

- augmenter le volume des données piscicoles servant à bâtir les modèles. Les modèles présentés ici ont été développés en première approche sur un jeu de données réduit (129 stations) ; actuellement nous disposons d'un jeu de données de plus de 1000 stations (correspondant à plus de 3000 échantillons) qui permettront de consolider les modèles développés.
- élargir la gamme des variables prédictives utilisées (notamment variables liées à l'hydrologie et à la présence d'obstacles) et consolider leur fiabilité.
- intégrer des aspects spatiaux dans la modélisation (effet de voisinage, sources de colonisation...).
- améliorer l'évaluation de la pertinence des modèles (construction des modèles à partir d'un jeu de données de calibration et validation de leurs performances sur un jeu de données test indépendant)
- développer un ensemble de scénarios prospectifs ou rétrospectifs en cohérence avec les enjeux identifiés sur le bassin.

## **2. Connaissance des peuplements de poissons dans les petits bassins versants**

### **2.1. 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 chimiques (rejets provoquant une discontinuité locale), qui va entraver les déplacements des poissons.

Les objectifs de l'étude 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 (les mosaïques d'habitats)
- 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. Un préalable est donc d'acquérir ces informations (données physiques et biologiques).

## 2.2. Matériel et méthodes

### *Site d'études*

Les petits bassins versants témoins sélectionnés sont 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)<sup>2</sup>. En 2008 cependant, l'effort d'acquisition des données a porté sur le bassin de l'Orgeval.

### *Inventaire des discontinuités et des habitats*

Les données disponibles concernant la présence de discontinuités dans les cours d'eau du bassin de l'Orgeval sont très sommaires: très peu de barrages par exemple figurent sur la carte IGN au 1/25000<sup>e</sup>. Pour obtenir des données relativement exhaustives, un recensement direct sur le terrain a donc été effectué. De mai à juin 2008, l'intégralité du réseau hydrographique a été prospectée à pied. Les discontinuités et les habitats jalonnant le profil longitudinal ont ainsi été notés et localisés à l'aide d'un GPS.

Les habitats retenus correspondent à des faciès homogènes: seuil, radier, mouille, et embâcle. Par défaut, les zones de cours d'eau ne correspondant à aucune de ces catégories sont des zones de plats plus ou moins courants.

Les discontinuités relevées sur le terrain sont de nature physique (seuil, barrage, chute, ouvrage de moulin ou d'étang, vannage, buse, déversoir, pompage) ainsi que chimique (rejet) (figure 11). Tant qu'une discontinuité n'obstrue pas entièrement la section du cours d'eau, ou ne constitue pas un obstacle transversal à l'écoulement, elle n'est pas considérée comme un obstacle, puisqu'elle peut potentiellement être contournée par les poissons lors de leurs déplacements. C'est selon ce critère que nous avons considéré certaines discontinuités comme des obstacles. Le caractère d'obstruction est cependant délicat à déterminer: il peut être variable dans le temps, selon le débit. Les caractéristiques géométriques d'un ouvrage vont également conditionner sa franchissabilité par les poissons en contraignant les conditions hydrauliques<sup>3</sup>.

---

<sup>2</sup> 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.

<sup>3</sup> Ovidio, M., Capra, H., & Philippart, J-C. (2007). Field protocol for assessing small obstacles to migration of brown trout *Salmo Trutta*, and European grayling *Thymallus thymallus*: a contribution to the management of free movement in rivers. Fisheries Management and Ecology 14: 41-50.

Chaque discontinuité considérée selon ces critères comme obstacle, faisait l'objet d'une description détaillée (figure 12), destinée notamment à mieux caractériser sa topographie, selon le protocole adopté par Ovidio et collaborateurs (2007).

### ***Echantillonnage des peuplements de poissons***

L'objectif de cette étude étant de rechercher les effets des discontinuités dans les cours d'eau sur la distribution spatiale des espèces de poissons, le protocole de pêche doit être choisi de manière à rendre compte le plus fidèlement possible de cette distribution spatiale. Nous avons testé durant l'été 2008, du 19 au 21 août, une prospection en continu dans le Rognon (4.8 km de linéaire échantillonné). Les poissons étaient capturés par pêche électrique selon un échantillonnage ponctuel d'abondance (EPA). 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. 264 points de pêche ont ainsi été réalisés. Une partie du linéaire prospecté n'était pas accessible car incluse dans l'enceinte d'un château.

### ***Analyses des données***

Les données de localisation au GPS ont été importées dans un SIG (ArcGIS 9): selon la précision de la localisation, certains points ont dû être replacés dans le réseau hydrographique. Les différents types d'informations renseignent des couches SIG distinctes, qui sont combinées par la suite.

Les analyses présentées sont préliminaires: notamment, l'influence des habitats n'est pas abordée. Une première approche consiste à superposer la distribution spatiale des espèces avec celle des obstacles sur les profils longitudinaux.

## **2.3. Résultats**

### ***Caractéristiques physiques***

L'ensemble des relevés issus de notre prospection à pied des cours d'eau du réseau hydrographique du bassin de l'Orgeval comporte 1265 points de localisation GPS. Ces points sont à la fois des discontinuités locales, des habitats locaux (seuils, mouilles) et des limites d'habitats (amont/aval de zones de radiers par exemple) (figure 13).

Sur les divers axes du bassin versant, nous avons borné notre cartographie à des discontinuités majeures non franchissables par des poissons de façon permanente. Sur le Rognon, la cartographie a été limitée par un pont buse (Figure 11, photo 5), sur le Ru de Courgy par un passage du cours d'eau en souterrain, sur le Ru de la Loge par une portion busée et sur le ru du Fossé Rognon par un pont seuil (photo 4, figure 11).



*Figure 11 : Photos de différents types de discontinuités rencontrées dans les cours d'eau du bassin de l'Orgeval: 1) embâcle; 2) vannage; 3) rejet; 4) pont seuil et chute; 5) buse; 6) seuil construit.*



## Discontinuités observées sur les cours d'eau

Date :

Bassin versant :

Cours d'eau :

Position géographique -> point GPS n°

Photo n°

### Nature de la discontinuité :

- Barrage     Chute     Seuil     Moulin     Vannage  
 Rejet     Pompage     Buse     Déversoir     Embâcle

Rive :

Etat général :

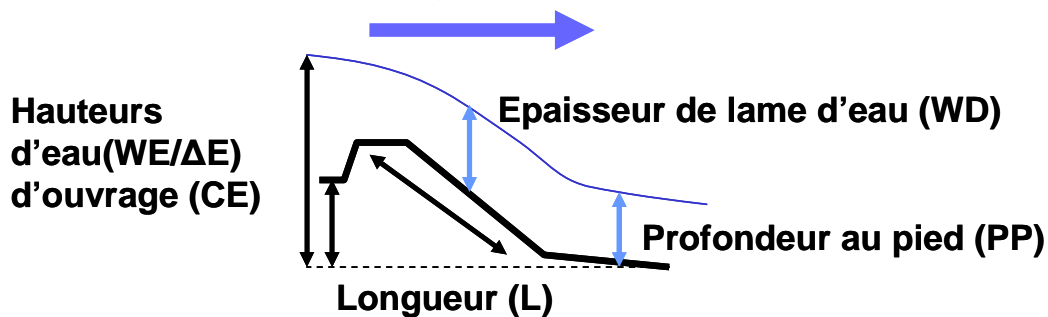
Mesures :                    Hauteur (CE):                    .....

Chute :                    Profondeur au pied (PP) :.....  
                                  Dénivelé ligne d'eau (WE) : .....

Seuil :                    Profondeur (WD) : .....

Longueur (L) : .....

Dénivelé ( $\Delta E$ ) : .....



D'après Ovidio *et al.* 2007

Figure 12: Fiche de description morphologique des discontinuités considérées comme obstacles

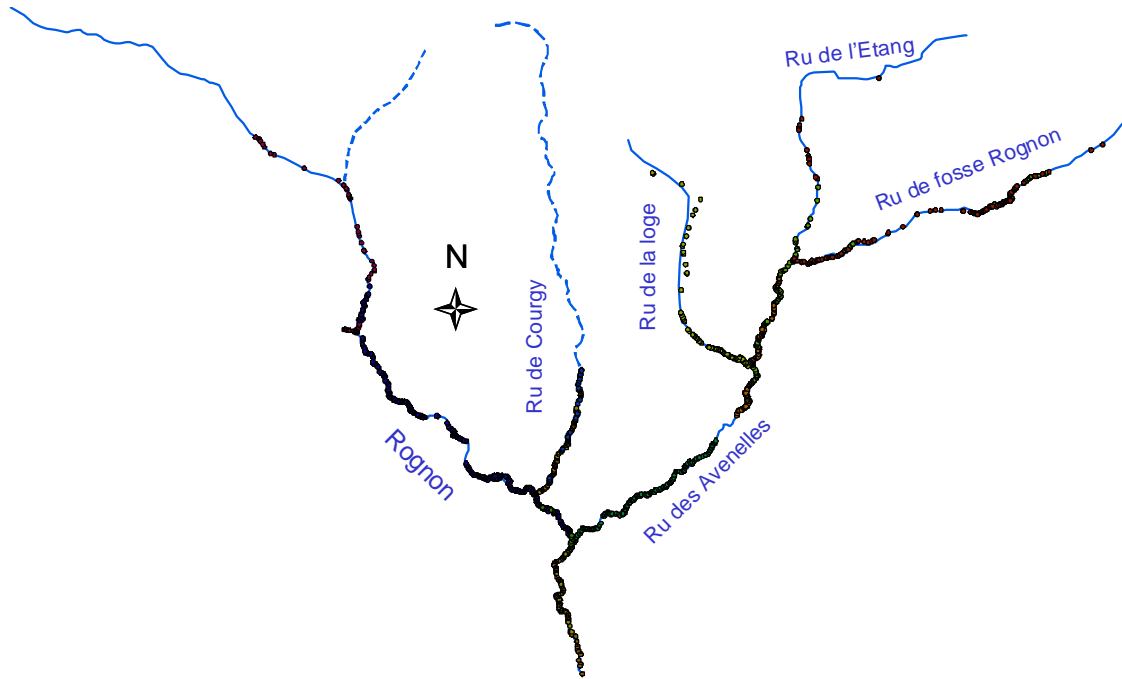


Figure 13: Localisation des 1265 relevés GPS positionnant les habitats et les discontinuités sur le bassin versant de l'Orgeval.

L'ensemble des relevés permet d'établir une cartographie des habitats ou faciès présentés dans le tableau 6. Les seuils font partie des faciès les plus représentés et sont potentiellement des obstacles, de même que les embâcles, qui sont relativement nombreuses. Parmi les discontinuités artificielles, les rejets sont les plus nombreux suivis par les chutes et les buses.

Tableau 6. Bilan des habitats et des discontinuités relevés sur le bassin de l'Orgeval. En rouge, les discontinuités naturelles et artificielles potentielles.

		<b>Occurrence</b>
<b>Habitats (faciès)</b>		
	seuil	610
	mouille	192
	radier	201
	embâcle	90
<b>Discontinuités artificielles</b>		
	chute	30
	tuyau/rejet	43
	buse	23
	barrage	1
	vannage	1

### *Localisation des obstacles*

Parmi l'ensemble des discontinuités physiques et chimiques inventoriées, on a observé une centaine d'obstacles physiques constituant une obstruction plus ou moins permanente au passage des poissons (figure 14). Le dénivelé de ces obstacles est compris entre 10 cm et 250 cm. Peu d'obstacles sont présents sur les parties les plus amont des différents axes et un tiers est localisé sur le Ru de Courgy.

Les obstacles de type embâcle sont essentiellement localisés sur deux secteurs du Rognon et des Avenelles et correspondent à des zones forestières touchées par la tempête de 1999.

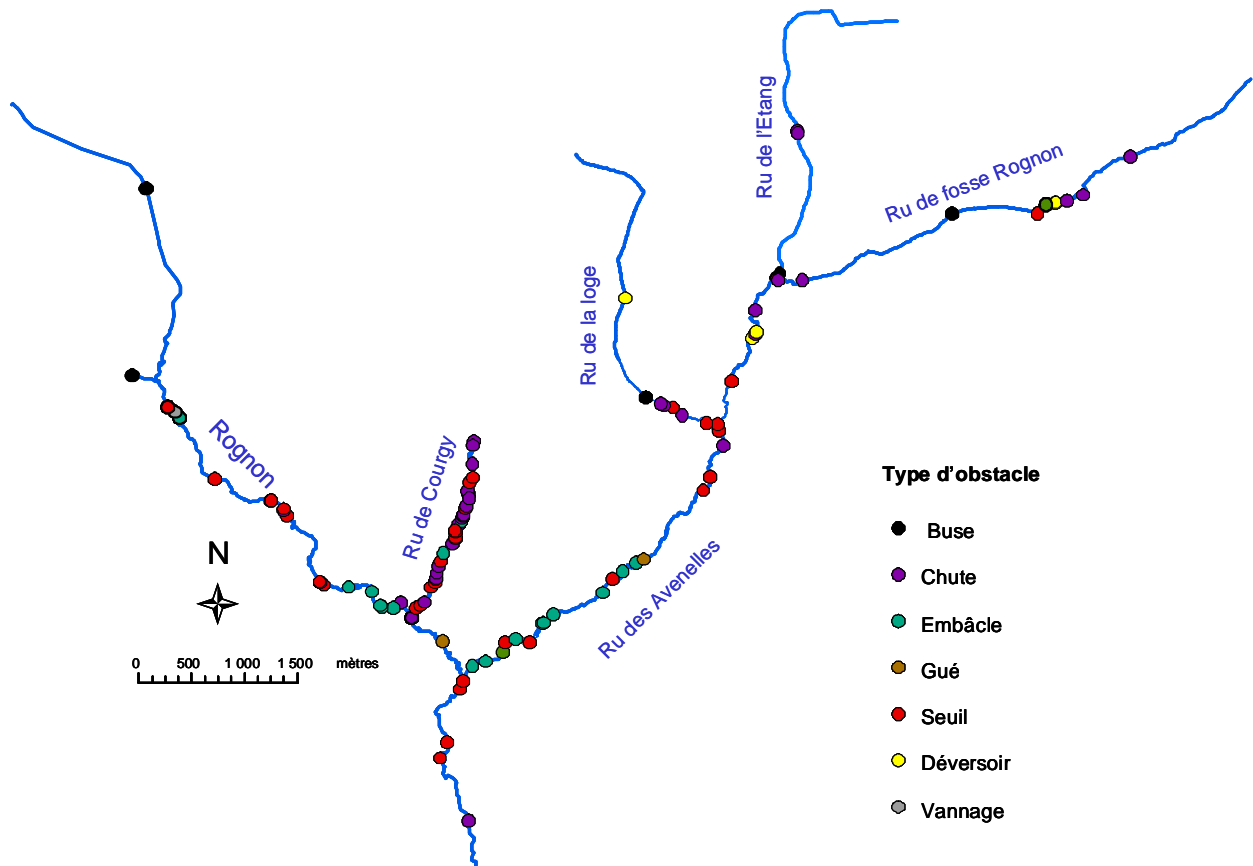


Figure 14: Localisation des obstacles physiques sur le bassin versant de l'Orgeval

La représentation longitudinale des obstacles physiques présents sur le Rognon donne une idée de leur positionnement relatif, ainsi que leur position par rapport aux confluences et à la présence d'étang (figure 15). La distance calculée est la distance hydrographique entre l'obstacle et la confluence avec le Grand Morin. On peut alors identifier les secteurs de cours d'eau en fonction des obstacles présents et du cumul de divers obstacles. Ainsi en amont de la confluence avec le Ru de Courgy on observe sur 2 km une accumulation d'obstacles de type embâcles avec des seuils et des chutes. De même en lien avec la présence des étangs, il y a une succession de chutes, seuils et d'un vannage.

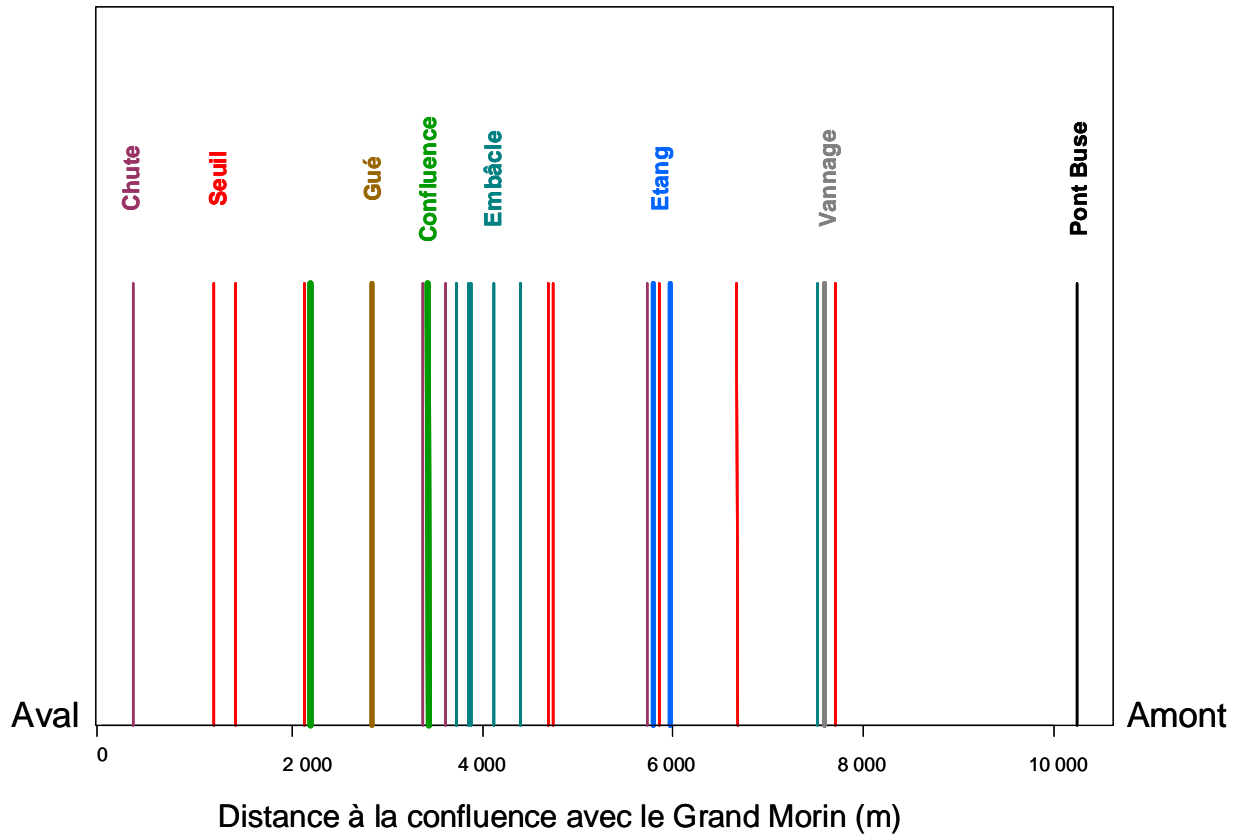


Figure 15: Répartition longitudinale des obstacles physiques sur le Rognon, de la confluence avec le Grand Morin jusqu'au Pont Buse.

### *Distribution spatiale des espèces*

Parmi les 264 EPA réalisés sur le Rognon, 240 EPA contenaient au moins un poisson. Au total, 1896 poissons appartenant à 15 espèces ont été identifiés sur ce linéaire (tableau 7). Les espèces les plus abondantes sont le vairon (66% des effectifs), le chabot (23%) et la loche franche (4%); la brème bordelière, le gardon, la truite fario, le goujon et l'anguille présentent des abondances relatives supérieures à 0,5%.

Tableau 7: Espèces échantillonnées sur le Rognon

Espèce	Effectif	Abondance relative
Vairon	1253	66.09%
Chabot	439	23.15%
Loche franche	84	4.43%
Brème bordelière	45	2.37%
Gardon	15	0.79%
Truite fario	15	0.79%
Goujon	14	0.74%
Anguille	11	0.58%
Chevaîne	6	0.32%
Perche commune	6	0.32%
Brème commune	3	0.16%
Vandoise	2	0.11%
Brochet	1	0.05%
Rotengle	1	0.05%
Tanche	1	0.05%

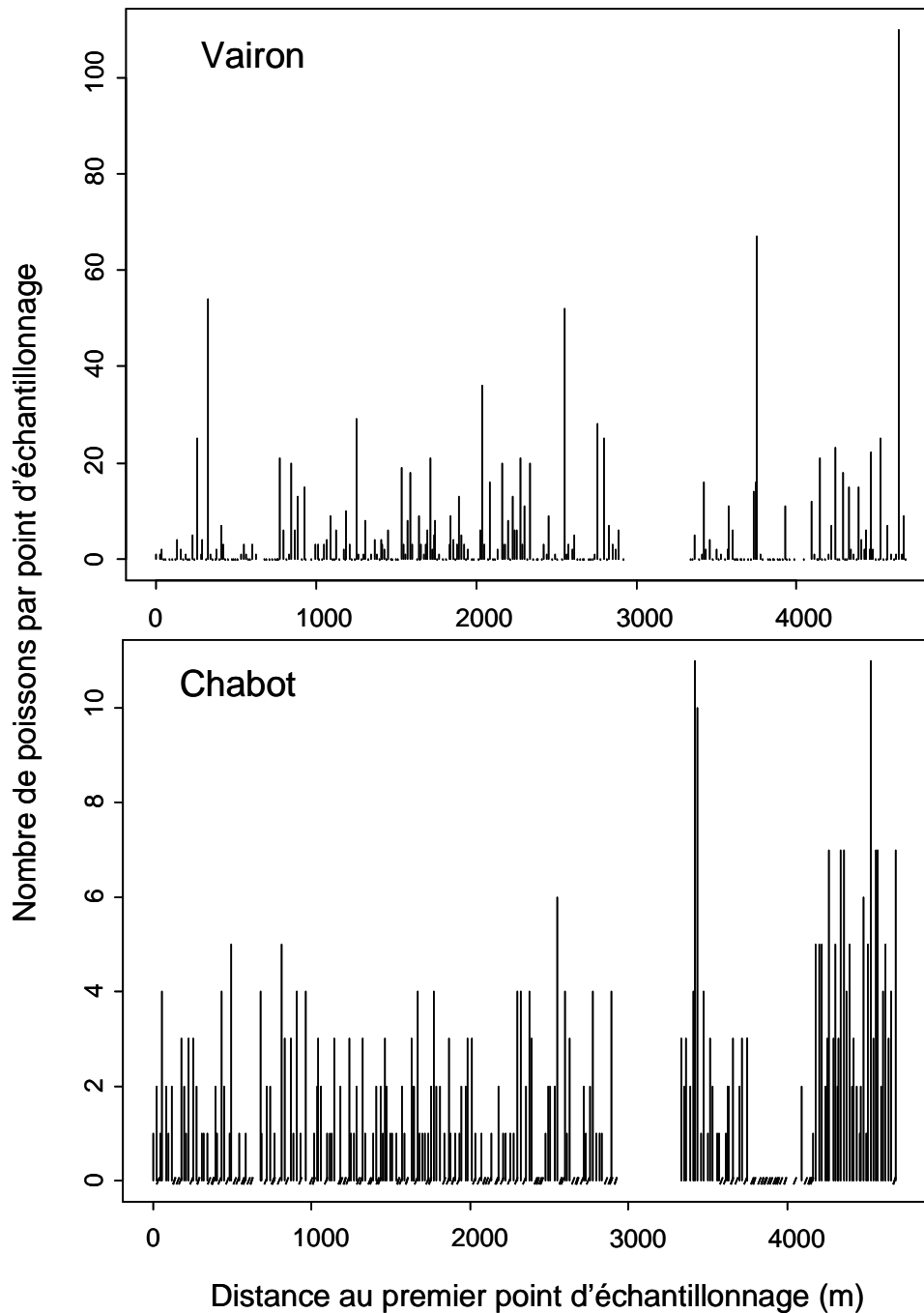


Figure 16: Répartition longitudinale des espèces majoritairement présentes sur le Rognon.

Les deux espèces caractéristiques des parties apicales des cours d'eau, le vairon et le chabot ont une distribution longitudinale continue sur le linéaire du Rognon (figure 16). A noter cependant l'absence du chabot et de faibles densités de vairon sur tout le linéaire influencé par les seuils liés aux étangs et cela sur environ 200 m en amont du seuil. Cette influence est par ailleurs sensible sur les profondeurs qui sont de 50 à 80 cm en amont des seuils alors que les profondeurs sur le reste du linéaire sont de 10 à 40 cm.

Les loches franches présentent une distribution longitudinale des effectifs par EPA relativement discontinue avec un maximum de 6 individus dans une EPA (Figure 17). Les abondances les plus élevées se situent à l'aval des confluences avec le ru de Courgy et des Avenelles. On peut remarquer qu'en amont de la confluence avec le ru de Courgy, les loches franches sont majoritairement absentes des échantillonnages, surtout dans la portion du Rognon où des embâcles sont présentes, ainsi que dans la partie plus amont qui correspond aux étangs et aux seuils majeurs associés. C'est en amont de ces obstacles que l'on retrouve quelques loches franches dans les EPA.

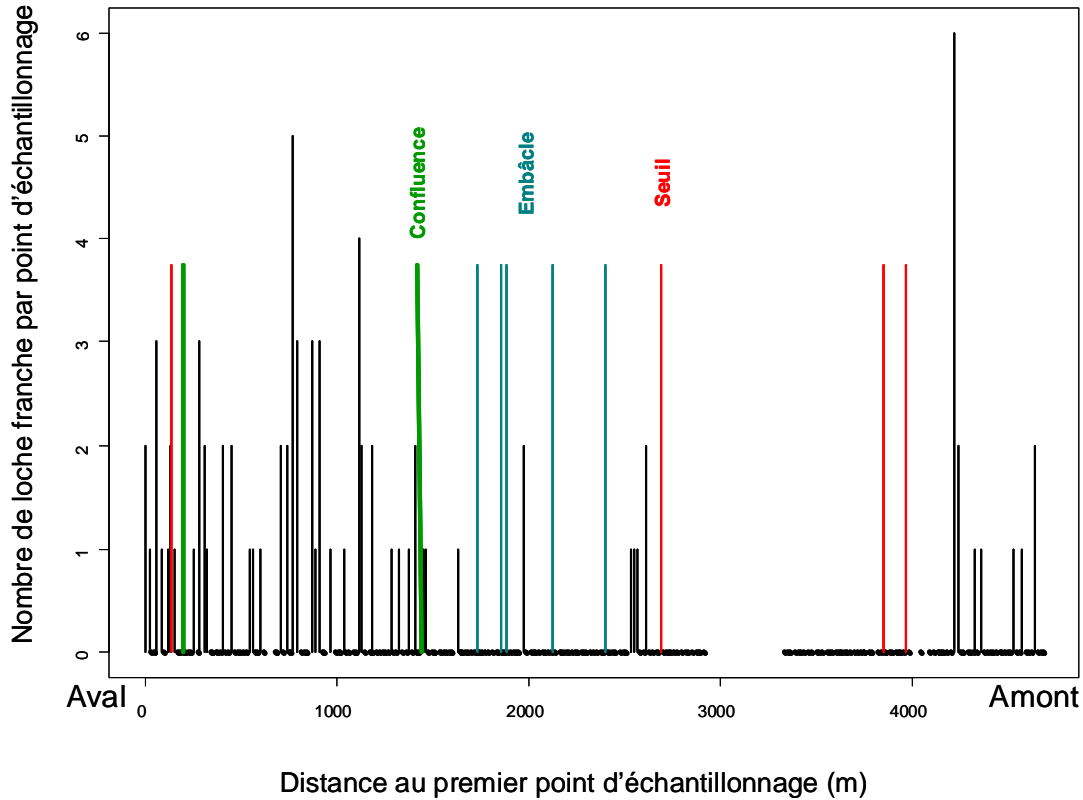


Figure 17: Répartition longitudinale des loches franches et position des seuils (rouge), embâcles (bleu) et confluences (vert). Les traits courts indiquent la position des EPA où la loche franche est absente.

L'anguille, le goujon, la brème bordelière et le gardon présentent des abondances relatives assez similaires mais leur répartition longitudinale est très différente (Figure 18). Les espèces eurytopes, brème bordelière et gardon, présentent deux pics d'abondances qui se situent dans les 500 m à l'aval de la localisation des étangs. Le goujon, rhéophile, et l'anguille qui est un grand migrateur sont peu abondants mais on les retrouve sur une bonne partie du linéaire prospecté.

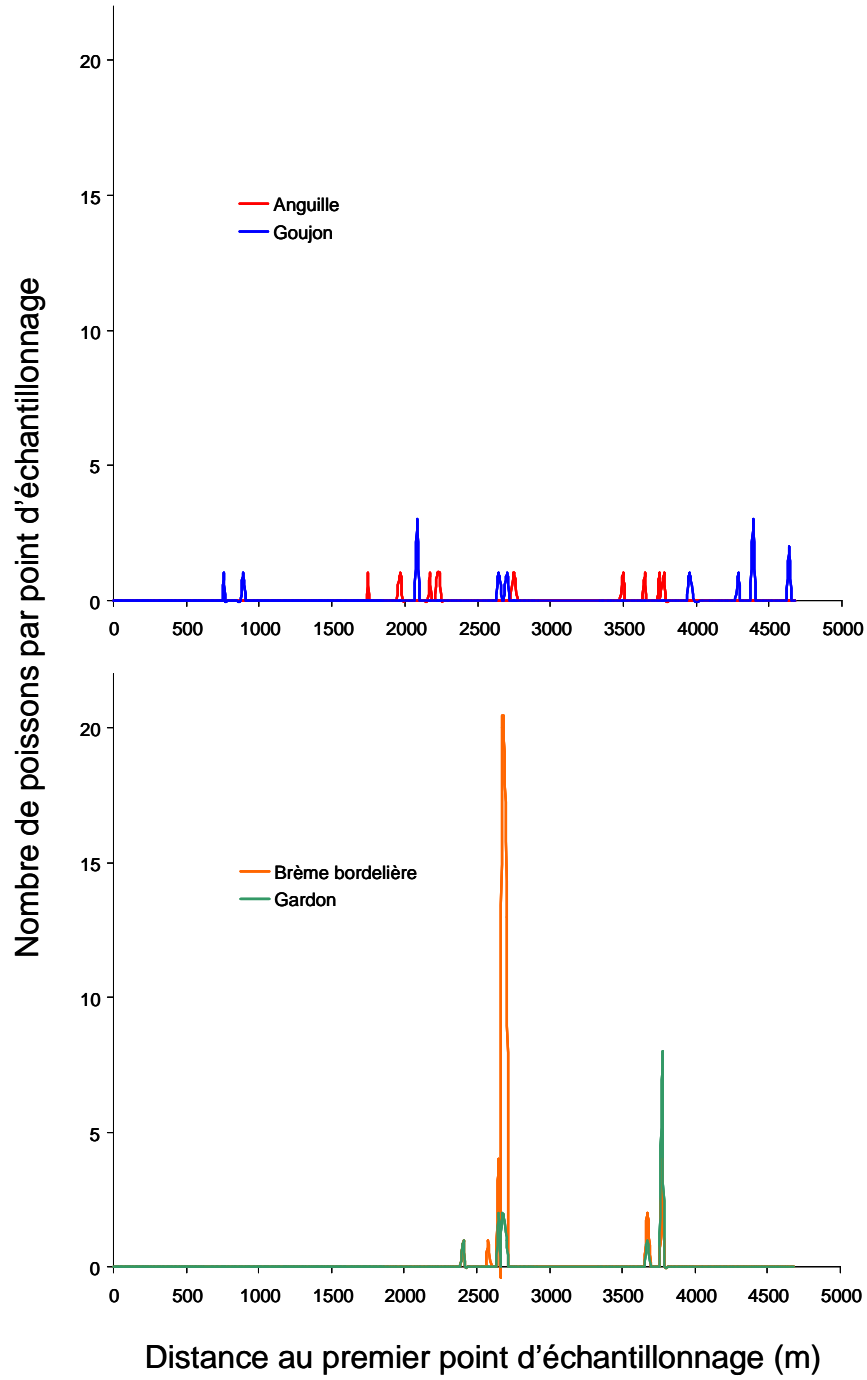


Figure 18: Répartition longitudinale de l'anguille, du goujon, de la brème bordelière et du gardon.

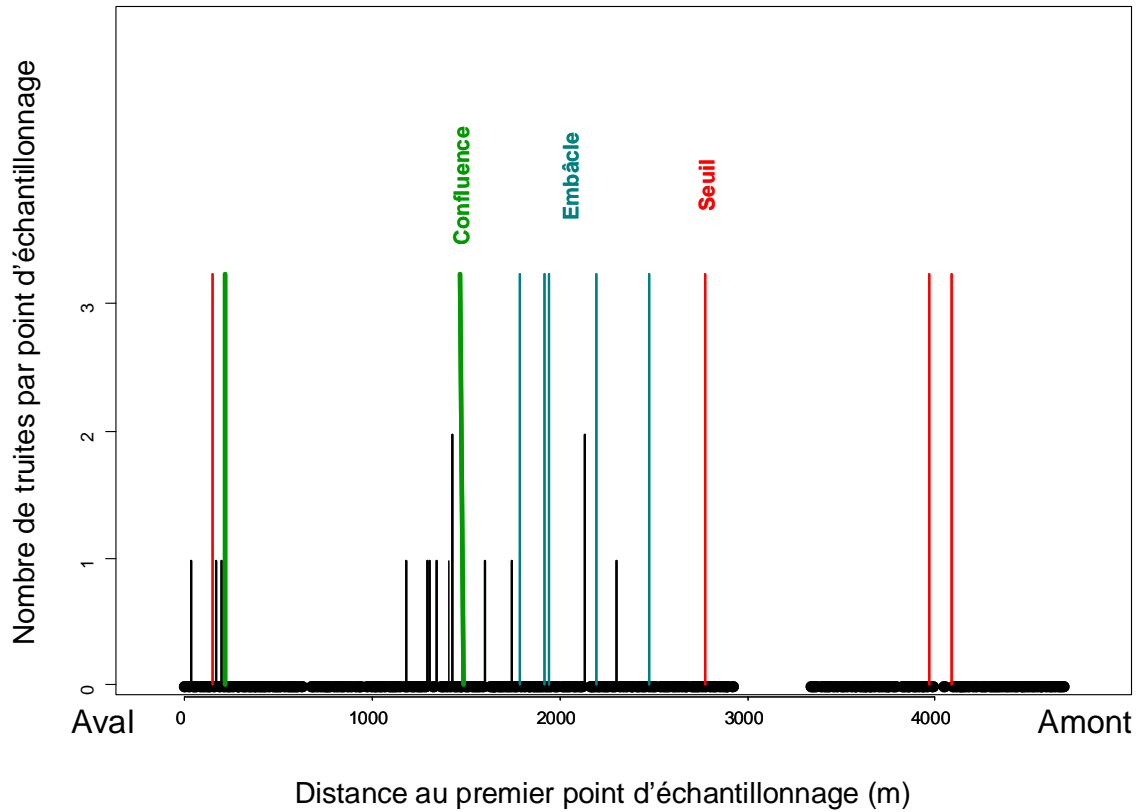
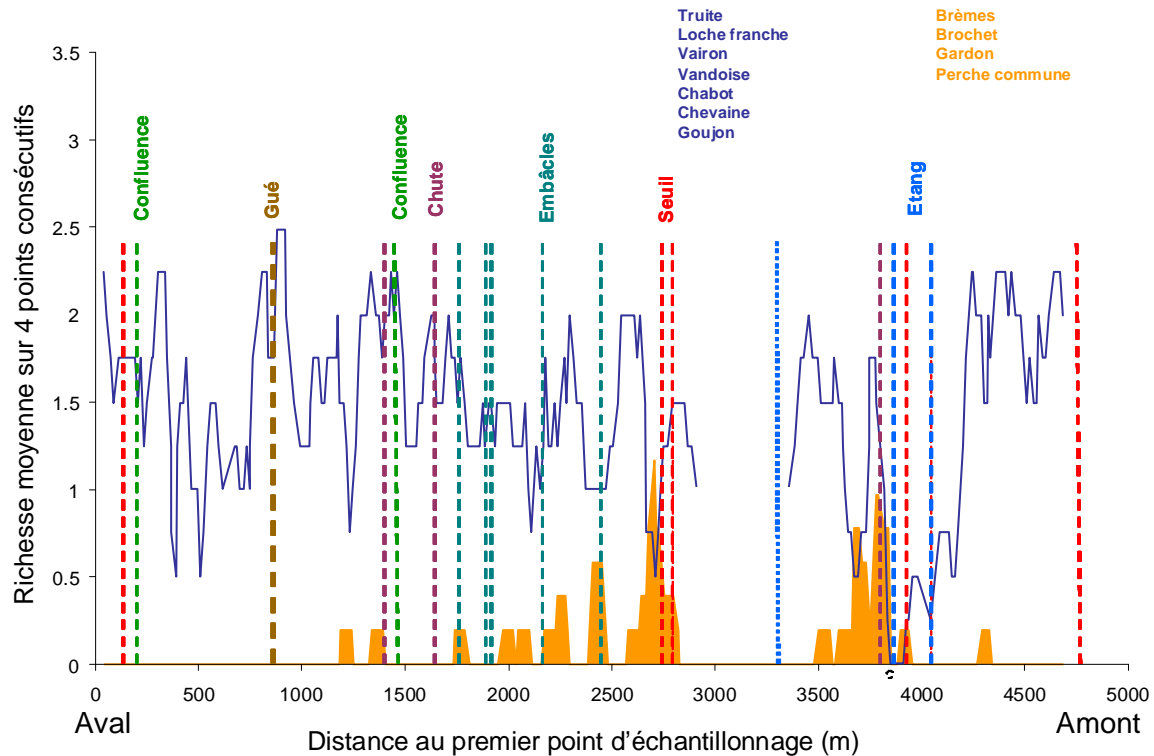


Figure 19: Répartition longitudinale de la truite fario et position des seuils (rouge), embâcles (bleu) et confluences (vert). Les traits courts indiquent la position des EPA où la truite fario est absente.

La répartition longitudinale des truites fario est très discontinue avec un maximum de 2 individus dans un EPA (figure 19). On observe que la présence de l'espèce dans les EPA est plus importante à l'aval des confluences sur environ 200 mètres et qu'elle est totalement absente en amont des seuils majeurs liés aux étangs. La présence de l'espèce est majoritairement liée à des faciès profonds (profondeur moyenne 40 cm).

La représentation longitudinale de la richesse moyenne en espèce rhéophiles et eurytopes présente une distribution discontinue (Figure 20). Les eurytopes sont présents essentiellement à l'aval des seuils liés aux étangs et les espèces rhéophiles sont absentes sur la zone d'influence des seuils ainsi qu'en amont. Ceci entraîne un pic de la richesse totale à l'aval des seuils liés aux étangs.





**Figure 20:** Répartition longitudinale de la richesse en espèce rhéophiles (bleu) et eurytopes (orange) et position des obstacles.

## 2.4. Conclusion et perspectives

Les espèces caractéristiques des parties apicales des cours d'eau, le vairon et le chabot, sont bien implantés sur le Rognon. La truite fario est aussi présente mais son extension vers l'amont semble limitée par une succession de seuils majeurs (dénivelé de 2,5 m pour le seuil lié à l'étang).

La fréquence des seuils ainsi que l'importance des étangs, favorisant le ralentissement des écoulements et l'augmentation des habitats profonds, contribuent à l'implantation des espèces eurytopes comme la brème bordelière, le gardon et la perche et les espèces d'eau calme comme le rotengle et la bouvière. L'impact supposé des plans d'eau constituant des sources de colonisation pour certaines espèces d'eau calme est ici clairement mis en évidence par cet échantillonnage continu du linéaire du cours d'eau. A titre comparatif, dans les pêches effectuées par station en 2007 sur le Rognon, les brèmes, gardon, perche commune, rotengle et tanche n'avaient pas été observés<sup>4</sup>.

Ainsi, la présence de discontinuités physiques et de plans d'eau influencent la distribution spatiale de certaines espèces et modifient la structure longitudinale du peuplement de poissons.

Il s'agit de tester désormais l'influence relative de la structure spatiale des habitats piscicoles et des obstacles sur ces distributions observées et de tester l'effet cumulatif des discontinuités dans le réseau hydrographique. Pour aller plus loin dans la compréhension de ces distributions, une évaluation des déplacements des espèces au sein du réseau hydrographique à l'aide de méthodes télémétriques serait utile.

<sup>4</sup> 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.