



HAL
open science

Sensibilité de l'indicateur biotique Poissons vis à vis de la définition des conditions de référence dans les cours d'eau, lacs et retenues artificielles du bassin RMC.

Didier Pont, Christine Argillier, G. Carrel, J. de Bortoli, F. Holley, C. Rogers, O. Schlumberger

► To cite this version:

Didier Pont, Christine Argillier, G. Carrel, J. de Bortoli, F. Holley, et al.. Sensibilité de l'indicateur biotique Poissons vis à vis de la définition des conditions de référence dans les cours d'eau, lacs et retenues artificielles du bassin RMC.. [Rapport de recherche] irstea. 2009, pp.151. hal-02592963


HAL Id: hal-02592963

<https://hal.inrae.fr/hal-02592963>

Submitted on 15 May 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Sensibilité de l'indicateur biotique
Poissons vis à vis de la définition des
conditions de référence dans les cours
d'eau, lacs et retenues artificielles du
bassin RMC

Rapport Final

Accord-cadre Cemagref-Agence de
l'eau RM&C

Action n° 2

Janvier 2009

Coordinateur : PONT Didier
Auteurs : C. Argillier, G. Carrel, J. De Bortoli, F. Holley, D. Pont,
C. Rogers & O. Schlumberger

CEMAGREF. Groupement Aix en Provence Unité HYAX Hydrobiologie
3275 Route de Cézanne - CS 40061. 13182 Aix-en-Provence Cedex 5

**Sensibilité de l'indicateur biotique Poissons vis à vis de
la définition des conditions de référence dans les cours
d'eau, lacs et retenues artificielles du bassin RMC**

Rapport Final

Coordinateur : PONT Didier

Auteurs : C. Argillier, G. Carrel , J. De Bortoli, F. Holley, D. Pont, C. Rogers & O. Schlumberger

Accord-cadre Cemagref-Agence de l'eau RM&C
Action n° 2

Coordonnées : CEMAGREF. Groupement Aix en Provence Unité HYAX
Hydrobiologie
3275 Route de Cézanne - CS 40061. 13182 Aix-en-Provence Cedex 5.
France
Mail : dpont@cemagref.fr

Janvier 2009

TABLE DES MATIERES

1. RESUME DES PRINCIPAUX RESULTATS	3
2. DEVELOPPEMENT D'UN GEO REFERENTIEL COMMUN	6
2.1 Introduction	6
2.2 Approche et objectifs du réseau de simulation.....	6
2.2.1 Contexte et méthodologie générale	6
2.2.2 Objectifs et calendrier	7
2.3 Mise en place du réseau de référence.....	8
2.3.1 Fusion des réseaux préexistantes.....	8
2.3.2 Raccordement des plans d'eau	9
2.3.3 Validation et résultats.....	10
2.3.4 Correction topologique et caractérisation du réseau	11
2.3.5 Vers un réseau Drain Principal « Densifié » (DP4)	12
2.3.6 Vers une architecture de plateforme commun de sectorisations multiples	13
2.4 Caractérisation du réseau de référence et conclusion.....	13
3. CONDITIONS DE REFERENCE EN COURS D'EAU	15
3.1 Modélisation des distributions piscicoles.....	15
3.1.1 Estimation des températures moyennes de l'air	15
3.1.2 Estimation des températures moyennes de l'eau.....	16
3.1.3 Modélisation des distributions piscicoles.....	20
3.2 Approche historique des conditions de référence	32
3.2.1 Cadre et objectifs.....	32
3.2.2 Origine et nature des données historiques.....	33
3.2.3 Mise en place des données	36
3.2.4 Les éléments de la comparaison piscicole.....	50
3.3 Homogénéité des masses d'eau du point de vue piscicole.....	74
3.3.1 Contexte et Objectifs :.....	74
3.3.2 Mise en place et structure des données	74
3.3.3 Analyse de l'hétérogénéité des masses d'eau d'ordre 1.....	79
3.4 Conditions de référence et Changement climatique.....	98
3.4.1 Introduction	98
3.4.2 Etablissement des anomalies thermiques	98
3.4.3 Simulations des modifications de distributions.....	99
4. ETAT ECOLOGIQUE DES RETENUES	111
4.1 Comparaison des méthodes d'échantillonnage	111
4.1.1 Le cadre physique de l'échantillonnage	111
4.1.2 La pêche électrique en rivière	111
4.1.3 L'échantillonnage piscicole en plans d'eau	112
4.1.4 Comparaison des méthodes en plans d'eau.....	113
4.1.5 Comparaison des méthodes dans les retenues au fil de l'eau du Bas-Rhône.	118
4.1.6 Comparaison des méthodes - pêche électrique et filets maillants en grand cours d'eau peu aménagé : la Saône	123
4.1.7 Pour conclure.....	127
4.2 Définition des conditions de référence en plan d'eau	128
4.2.1 Approche experte des conditions de référence.....	128
4.2.2 Analyse exploratoire des données disponibles.....	133
5. BIBLIOGRAPHIE	145

INTRODUCTION

Dans le cadre de l'évaluation des milieux aquatiques, la DCE a retenu différents indicateurs biologiques de la qualité des eaux, dont les poissons du fait de leur capacité à rendre compte, dans la structuration de leurs communautés, des pressions anthropiques s'exerçant sur les cours d'eau et les plans d'eau.

Dans les cours d'eau, l'indice poisson, développé à l'échelon national, est maintenant accepté comme norme AFNOR (Oberdorff et al., 2001, 2002, 2003). Cet indice est constitué de métriques rendant compte de fonctionnalités des peuplements piscicoles en rapport avec leurs stratégies biologiques et/ou rendant compte de l'état de l'hydrosystème (niveaux trophiques, tolérance aux pressions, caractéristiques de l'habitat, stratégie de reproduction, comportements de migration). Les résultats acquis démontrent l'aptitude de la méthodologie développée à intégrer l'essentiel de la variabilité «naturelle» : ensembles régionaux, climat thermique, physiographie du cours d'eau (pente, largeur, distance à la source,...). En l'absence de toute perturbation anthropique forte (« Etat de Référence »), l'Indice fournit une note constante, quelque soit le type de cours d'eau, la région et le contenu faunistique. C'est donc un outil bien adapté à l'évaluation de l'état écologique des cours d'eau. En complément, un outil d'évaluation a été développé à l'échelle européenne dans le cadre du programme FAME (Pont et al., 2006). Cette démarche complémentaire nous a permis de prendre en compte des variables complémentaires dans la modélisation des métriques (en particulier les stratégies d'échantillonnage).

Cependant, de nombreuses caractéristiques environnementales ont été négligées dans la mise au point des modèles permettant de prédire les valeurs des métriques en l'absence de toute altération anthropique. Il reste en particulier important de mieux cerner la **signification de ces prédictions et leur adéquation par rapport à un état de référence**. Une comparaison entre prédictions et données historiques permettrait de mieux qualifier le référentiel proposé par l'indice. En complément, il convient de prendre la mesure de la sensibilité des espèces piscicoles aux changements climatiques annoncés, celui-ci pouvant entraîner une modification de ces conditions de références.

Dans les plans d'eau et retenues artificielles, l'absence de réseau de suivi de l'ichtyofaune se traduit par un faible volume de données acquises (Argillier *et al.*, 2004). Les trop rares informations disponibles ne permettent pas, à l'échelle nationale (mais c'est aussi vrai pour la plupart des pays de la partie sud de l'Europe), le développement d'un outil de bioindication sur une base statistique solide. De plus, les rares données disponibles sont souvent très hétérogènes ce qui a pour conséquences d'empêcher le développement de métriques classiquement utilisées en bioindication et relatives à l'abondance des poissons d'un point de vue taxinomique ou fonctionnel. Il convient ici également dans un premier temps de chercher à définir ce que pourraient être les conditions de référence à la fois à partir des données disponibles mais également par approche experte. Un examen des méthodes d'échantillonnage est également nécessaire.

Ce travail s'inscrit comme la première phase d'un projet à plus long terme. Les principaux points traités sont les suivants :

- Mise d'un géoréférentiel commun permettant l'acquisition des données nécessaires à large échelle dans le bassin RMC (C. Rogers en collaboration avec H. Pella, Cemagref Lyon).
- Définition des conditions de référence en plan d'eau sur la base d'une démarche de modélisation des distributions des espèces piscicoles et d'une comparaison entre les simulations en l'absence de pressions anthropiques et les distributions historiques des taxons (D. Pont, G. Carrel et C. Rogers).
- Test de l'hétérogénéité des masses d'eau du bassin RMC, sur la base de la variabilité intra-masse d'eau des peuplements piscicoles de référence (C. Rogers et D. Pont).
- Influence du réchauffement climatique sur les conditions de référence (distribution des taxons) (D. Pont et C. Rogers).
- Définition des conditions de référence en plan d'eau par approches experte et analyse de données. Efficacité des méthodes d'échantillonnage (C. Argillier, J. De Bortoli, F. Holley, D. Pont et O. Schlumberger).

Une analyse de la sensibilité des peuplements piscicoles à la dynamique fluviale, initialement prévue dans une deuxième phase du projet a depuis lors été reprise dans le cadre d'une autre convention (Responsable H. Piégay). Ce projet a néanmoins contribué à ce projet par la fourniture des caractéristiques macro – environnementales (géoréférenretiel commun) nécessaires au choix des stations.

1. RESUME DES PRINCIPAUX RESULTATS

Développement du géoréférentiel commun

Le projet nécessitait la mise en place d'une base S.I.G. ou « géo référentiel » pour collecter et/ou définir l'ensemble des informations nécessaires pour la modélisation des espèces. Cet aspect du travail comprenait trois missions:

- la mise en place d'un réseau hydrographique adapté,
- le calcul ou l'intégration des descripteurs environnementaux nécessaires aux différentes simulations prévues, soit sur l'ensemble du réseau, soit sur des réseaux plus restreints (cf. volets « données historiques » et « analyse des masses d'eau »)
- la mise en place de métadonnées, i.e. une documentation du référentiel, et un inventaire des données géo référencées dont disposaient les participants, susceptibles d'être mobilisées dans le cadre du projet ou d'actions futures.

La première partie du rapport se focalise sur la mise en place du réseau de référence. Par commodité de lecture, les travaux spécifiques à des simulations particulières ont été rapportés dans les sections relatives à ces actions.

Sensibilité de l'indice Poisson Rivière. Analyse des situations de référence

Modélisation des distributions piscicoles

Un préalable à la modélisation a consisté en l'analyse des relations entre les moyennes thermiques saisonnières de l'air et de l'eau. L'étude a mis en évidence les spécificités des cours d'eau alpins en liaison avec un régime hydrologique de type nival.

10 espèces piscicoles ont été retenues dans le cadre de la démarche de modélisation. Ce sont :

- les espèces caractéristiques des zones amont des cours d'eau (rhytron), soit le chabot (*Cottus gobio*), la truite (*Salmo trutta fario*), la loche franche (*Barbatula barbatula*) et le vairon (*Phoxinus phoxinus*)
- les espèces de cyprinidés rhéophiles fréquentant actuellement des zones plus aval (zone à barbeau), mais susceptibles de coloniser les zones plus amont à la faveur d'un réchauffement des eaux : le barbeau (*Barbus barbus*), la vandoise (*Leuciscus leuciscus*), le chevaine (*Leuciscus cephalus*), le goujon (*Gobio gobio*) et le hotu (*Chondrostoma nasus*).
- et dans une moindre mesure le gardon (*Rutilus rutilus*) qui bien que fréquentant des zones encore plus en aval nous a paru intéressant à considérer néanmoins.

Les principales étapes du travail ont été la sélection d'un jeu de données appropriées et en particulier de sites de référence (305 sites peu à non perturbés), la calibration des modèles et leur validation. Afin de disposer d'un nombre de données suffisantes pour calibrer les modèles, la France entière est considérée. Nous avons eu recours à des modèles linaires généralisés et 4 variables environnementales ont été considérées : la pente du tronçon (PEN), la largeur mouillée en fin de période d'étiage (LARG), les estimations de la moyenne des températures de l'eau en saisons froide (DJF) et chaude (JJA) durant les cinq années précédant l'échantillonnage piscicole.

Les modèles ont été validés sur des jeux de données indépendantes et les probabilités de présence des espèces ont été simulées sur le réseau hydrographique RMC.

Approche historique

Les modèles actuels utilisés pour définir un indice poisson permettent de prédire la composition de peuplements piscicoles théoriques à partir d'un nombre limité de variables environnementales, et en l'absence de toutes perturbations anthropiques. Ces modèles ont été calibrés en sélectionnant des stations « non ou peu impactées » en regard des critères retenus. L'anthropisation croissante vers l'aval tend vers une meilleure représentativité de situations amont et intermédiaires sur les bassins versants au détriment des sections aval. Par conséquent, une meilleure évaluation de la signification des peuplements piscicoles théoriques issus de ces modèles pourrait être obtenue en comparant les prédictions (probabilités de présence des espèces par tronçon, métriques basées sur les occurrences) et les peuplements historiques.

Dans le cadre de la constitution du référentiel biologique des milieux aquatiques, la faune piscicole est historiquement la pièce du puzzle la mieux connue, au moins avant la transformation radicale des hydrosystèmes par les grands aménagements hydroélectriques. L'exploitation des documents historiques permet généralement la constitution de listes d'espèces et de cartes de distribution.

Les informations piscicoles provenant des cartes historiques (dites de Léger) ont été confrontées avec les simulations théoriques d'occurrences des espèces obtenues à l'aide des modèles définis préalablement. Pour ce faire, nous avons considérés les conditions thermiques prévalant à l'époque de la collecte de ces données historiques. Les résultats obtenus ont permis:

- une comparaison et/ou la validation des modèles construits à partir d'observations récentes en offrant un jeu de données antérieur aux données ayant servi pour leur réalisation,
- une meilleure connaissance des potentialités écologiques des cours d'eau du bassin du Rhône français avant leurs modifications par les grands aménagements hydrauliques du XXème siècle,
- l'étude des relations associant les peuplements et diverses variables physiques synthétiques définies à large échelle.

Homogénéité masses d'eau

La Directive Cadre Européenne sur l'Eau 2000/60/CE prévoit la délimitation des milieux hydrographiques des pays membres en unités élémentaires de gestion dites « Masses d'eau ». Le masse d'eau est définie comme étant un « volume d'eau distinct et significatif », par exemple un lac, une rivière ou une portion de rivière. L'annexe II de la directive précise notamment que ces entités doivent correspondre à des unités relativement homogènes en termes de leurs caractéristiques naturelles et des pressions qu'elles subissent

Nous avons testé l'homogénéité naturelle des masses d'eau du bassin rhodanien en termes de peuplements piscicoles à l'aide des simulations réalisées à partir des modèles.

Les résultats obtenus permettent (1) de fournir une mesure de la variabilité intra masse d'eau basée sur nos estimations des probabilités d'occurrence des espèces et des paramètres environnementaux qui ont servi à réaliser ces estimations, et (2) d'analyser les contrastes de cette variabilité, notamment en termes des facteurs associées aux masses d'eau particulièrement hétérogènes. Les masses d'eau présentant le plus fort degré d'hétérogénéité ont été identifiées.

Influence du réchauffement climatique sur les conditions de référence

Les modèles présentés précédemment ont été utilisés pour simuler les implications potentielles du réchauffement sur les distributions des dix espèces étudiées. Pour ce faire, nous avons eu recours aux anomalies thermiques définies par Météo-France. Les distributions potentielles sont présentées pour les 10 espèces selon deux scénarios de réchauffement

(+ 0.9°C et +1.8°C correspondant globalement aux conditions attendues dans l'étude Météo-France à 25 ans et 50 ans (modèle ARPEGE). Les distributions simulées sur le réseau sont fournies.

Etat écologique des retenues

Définition des conditions de références

Une comparaison des caractéristiques environnementales naturelles et anthropiques dont l'impact est connu sur les communautés de poisson, a été menée entre les retenues du bassin RM&C et celles des autres bassins français.

Il a ainsi été montré que les retenues du bassin RM&C sont globalement distribuées sur les gradients environnementaux des retenues françaises et qu'il est donc possible d'appréhender les caractéristiques des communautés de poisson en travaillant sur un jeu de données élargi au niveau national. Sur cette base, une sélection de sites non ou peu impactés a été réalisée à partir des critères fixés par la circulaire ministérielle pour la sélection de sites de référence. Les listes d'espèces rencontrées sur ces milieux peu impactés sont discutées pour chacune des classes typologiques

En parallèle, une approche experte des conditions de référence à partir de lacs naturels a été menée. On peut distinguer sur les lacs naturels une succession de trois communautés piscicoles sur un gradient trophique et environnemental. Une proposition préliminaire de définition de communautés piscicole types pour les retenues est fournie, en prenant les mêmes critères environnementaux que pour les lacs et en ajoutant des facteurs de forçage (fréquence et amplitude du marnage, temps de résidence et forme de la cuvette). Les exigences écologiques des espèces sont discutées.

Echantillonnage

Les techniques mises en œuvre sur les plans d'eau sont bien plus diversifiées que sur les rivières mais l'échantillonnage de ces milieux est généralement réalisé avec des filets maillants. Les images des peuplements des rivières et des lacs obtenues par échantillonnage sont fortement marquées par les caractéristiques de la méthode utilisée et l'analyse conjointe des peuplements lacs et rivières, où la pêche électrique est le mode dominant d'investigation, nécessite une bonne connaissance des biais induits par chacune des méthodes d'échantillonnage.

Les différences éventuelles liées à l'échantillonnage en pêche électrique et aux filets maillants ont été recherchées par analyses de résultats acquis avec ces deux méthodes dans les zones littorales de quatre retenues françaises et en ré - exploitant des données permettant de comparer l'efficacité de ces 2 méthodes de pêche sur des retenues au fil de l'eau du Rhône.

En première conclusion, les deux méthodes semblent complémentaires. Les pêches électriques permettent de mieux apprécier le recrutement et sa variabilité interannuelle. Elles autorisent également un meilleur échantillonnage des espèces de petite taille. Les pêches au filet seront mieux à même de renseigner sur les biomasses en place et les stocks de géniteurs des espèces de grande taille. Il est probable que les filets maillants fournissent aussi une meilleure image de la structure trophique du peuplement piscicole.

Selon la complexité des rives et la diversité des habitats offerts, l'écart entre les richesses obtenues par les deux méthodes est plus ou moins important. Dans les retenues dont les berges sont peu diversifiées et où le marnage limite le développement de la végétation aquatique, les écarts sont beaucoup plus faibles que dans les cours d'eau ou dans les plans d'eau avec une zone littorale bien identifiée.

2. DEVELOPPEMENT D'UN GEO REFERENTIEL COMMUN

2.1 Introduction

Le projet nécessite la mise en place d'une base S.I.G. ou « géo référentiel » pour réaliser les simulations prévues. Cet aspect de notre travail comprend en trois missions :

1. mise en place d'une couverture hydrographique adaptée aux besoins des simulations,
2. calcul ou intégration des descripteurs environnementaux nécessaires aux différentes simulations prévues, soit sur l'ensemble du réseau, soit sur des réseaux plus restreints (cf. volets « données historiques » et « analyse de voisinage »),
3. mise en place de metadonnées, i.e. une documentation du référentiel, et un inventaire des données géo référencées dont disposaient les équipes participants, susceptibles d'être mobilisées dans le cadre du projet ou d'actions futures.

Dans cette partie du rapport, nous focalisons sur la mise en place du réseau de référence. Par commodité de lecture les travaux spécifiques à des simulations particulières ont été rapportés dans les sections relatives à ces actions.

2.2 Approche et objectifs du réseau de simulation

2.2.1 Contexte et méthodologie générale

Le principe consiste à mettre en place une couverture hydrographique spécifique par la simplification l'hydrographie linéaire de la BD Carthage (conservant la compatibilité géométrique avec celle-ci). La simplification du réseau sert (1) à limiter la sélection aux cours d'eau pertinentes, (représentation des cours d'eau par un tracé unique, sans bras secondaires ; exclusion des voies d'eau artificiels et du petit chevelu, etc.), et (2) à créer des entités de simulation adaptées par la fusion des arcs élémentaires en tronçons plurikilométriques, *a priori* homogènes en termes d'habitat potentiel. Ensuite la topologie est vérifiée (orientation et connexions entre tronçons) afin de pouvoir chaîner des tronçons dans le sens de l'écoulement, puis les tronçons sont renseignés soit au niveau du tronçon (pente, altitude, températures), soit au niveau du bassin drainé de chaque tronçon (surface drainée, lames écoulées, etc.).

Dans le cadre de la proposition initiale, il était prévue de mettre en place le référentiel INDIC-POISSON RMC à partir du réseau préexistant « Validation des Contextes » (Pont et Rogers, 2004 ; ci-après nommé VALCO), crée pour valider les Contextes Piscicoles du Conseil Supérieur de la Pêche. Plus exactement, il était question de compléter le renseignement de ce réseau et de l'étendre, notamment en raccordant les plans d'eau sélectionnés pour le suivi Directive Cadre Européen sur l'Eau (D.C.E.E.). Cependant un travail similaire était prévu dans le cadre du projet ESTIMKART, mais à partir de la couverture hydrographique « Drain Principal » (DP) (Pella et al, 2006) mis en place dans le cadre de la cellule D.C.E.E. du Cemagref.

Vues les rapprochements entre ces deux projets, les équipes CEMAGREF concernées ont considéré qu'il serait préférable de collaborer à la mise en œuvre d'un réseau commun, plutôt de réaliser des outils assez comparables mais chacun de son côté. Ce choix est motivé notamment par le souci de rationaliser le travail à fournir et du fait que le réseau commun faciliterait les comparaisons et échanges entre les projets concernés.

De ce fait, il fallait concevoir une structure de données permettant de gérer plusieurs segmentations dans un même référentiel, car les différentes simulations ne seront pas réalisées sur les mêmes découpages de tronçons. Le « référentiel commun » devient alors une sélection d'arcs élémentaires BD Carthage qui sont renseignés par des identifiants tronçons pour différentes segmentations. Chaque simulation s'effectue en rapport avec une segmentation donnée qui peut être exporté (couche dérivée), mais tous les résultats de toutes les segmentations peuvent être rapatriés dans le référentiel commun. Cette solution présente l'intérêt d'être plus évolutif, et facilitera également le transfert de résultats vers la BD Carthage ainsi que la mise à jour du référentiel en lien avec celle de la BD Carthage.

2.2.2 Objectifs et calendrier

Les objectifs et la méthodologie du référentiel ont été discutés collectivement entre les équipes concernées. Deux ensembles d'objectifs ont été définis : (1) en fonction des engagements pris dans le cadre des projets en cours, et (2) dans la perspective de constituer un outil plus performant en vue d'applications futures. La mise en œuvre a été partagée entre C. Rogers (Indic-Poisson RMC, Cemagref d'Aix) et H. Pella (Estimkart, Cemagref de Lyon).

2.2.2.1 Priorités sur deux ans

La priorité consiste à produire un résultat permettant de valider la démarche en réalisant les différentes simulations prévues : ces objectifs doivent être atteints à la fin du printemps 2007 au plus tard. Il a donc été décidé de constituer un réseau de référence correspondant à **la fusion des deux réseaux préexistants**, en y ajoutant exclusivement les tracés nécessaires à **l'intégration des plans d'eau D.C.E.E.** La mise en place de ce réseau a été programmée comme suit :

	juin 06			dec 06			mai 07		
1. Fusion des réseaux VALCO et DP2	■	■	■						
2. Raccordement des plans d'eau				■	■				
3. Validation de la sélection					■	■			
4. Mise au point de la caractérisation (données et tests)	■	■	■	■	■	■			
5. Corrections topologiques et validation							■	■	■
6. Renseignement des variables communs								■	■

Les « variables communs » correspondent aux variables utilisées par les deux types de modèles Indic-Poisson et Estimkart : la superficie drainée, l'altitude, la pente, et les débits intrapolés à partir des lames écoulées par Zone hydro (Sauquet, 2005).

2.2.2.2 Améliorations du référentiel

Le travail en cours a permis d'envisager des possibilités d'amélioration de certains aspects de l'approche. Ces améliorations ne sont des priorités, mais seront abordées durant la deuxième année de l'étude dans la mesure où nous pourrions disposer de temps et des moyens nécessaires.

Un premier point concerne la représentativité de la sélection du réseau de référence. La sélection du réseau de référence actuel présente des densités de sélection très variables par rapport à la BD Carthage selon la région considérée. Considérant que ces inégalités pourraient être gênantes lorsqu'il s'agit d'apprécier la proportion du réseau concerné par un phénomène (pouvant être occupée par une espèce par exemple), nous avons prévu de contrôler la densité

et d'ajuster ou densifier la sélection de façon à équilibrer rapport entre la densité de notre réseau et la densité de la BD Carthage.

D'autres améliorations pourraient éventuellement envisagées en rapport avec la validation des méthodes d'estimation des descripteurs environnementaux associées au réseau. Les méthodes mises au point ont fait l'objet de tests préliminaires, et une validation statistique des méthodes est prévue, mais il est possible qu'à la lumière des résultats on puisse réduire les taux d'erreur de certains calculs à condition d'acquérir des données de contrôle suffisantes.

2.3 Mise en place du réseau de référence

2.3.1 Fusion des réseaux préexistantes

Le Drain Principal version 3 (DP3) correspond à la fusion du réseau Drain Principal niveau 2 (DP2) et du réseau VALCO, avec l'ajout des cours d'eau permettant de raccorder les Plans d'Eau D.C.E.E.

2.3.1.1 Caractéristiques des couches à fusionner

Le réseau VALCO représente les principaux cours d'eau qui drainent les 3000 Contextes Piscicoles du C.S.P, soit 8 467 tronçons de 7,7 km en moyenne. Ce réseau avait pour objectif originale de représenter le cours d'eau principaux avant toute aménagement, c'est-à-dire qu'il fait abstraction des barrages, des déviations artificielles, etc. Notez que la sélection vers l'amont se limite au cours aval du Contexte Piscicole le plus en amont (ne remonte pas jusqu'à la source) car calculer les occurrences d'espèces à l'extrémité amont des cours d'eau présente peu d'intérêt en général. Ce réseau a été préalablement décrite et validé pour les variables pente (m.km-1) et surface drainée (km) (Pont & Rogers 2004), et est associé à une base spatialisé des températures mensuelles 1980-1999 (Rogers et Pont, 2003).

Le réseau « Drain Principal niveau 1 » (DP1) (Pella et al, 2006) correspond à la sélection du cours d'eau principale pour chacun des 6202 Zones Hydrographiques de la BD Carthage d'après la codification hydrographique BD Carthage (champ CGENELIN), soit 8482 tronçons de 14,8 km en moyenne. La sélection des cours d'eau est prolongée jusqu'à la source des cours d'eau, d'après le code hydrographique. Ce réseau a déjà été décrit pour les variables pente (m.km-1), surface drainée (km²) et distance à la source (km) (variables calculés sous SIG, non validées au démarrage du contrat), et est associée à une spatialisation des modules (Sauquet, 2005).

Une deuxième version « Drain Principal niveau 2 » (DP2) a été crée en ajoutant les affluents des drains principaux qui disposaient d'une code hydrographique, soit 65 740 tronçons de 3.4 km en moyenne. La sélection des cours d'eau est prolongée jusqu'à la source des cours d'eau, d'après le code hydrographique. Au démarrage du contrat cette version ne disposait pas de descripteurs environnementaux des tronçons.

En synthèse comparatif, le réseau DP2 est plus dense, les réseaux VALCO et DP1 sont globalement très comparables, sauf que VALCO ne remonte pas jusqu'aux sources. Mais certains cours d'eau sélectionnées dans le réseau VALCO manquent dans les réseaux DP1 et 2, notamment en raison de discontinuités de codes hydrographiques, tandis que le choix du tracé diffère par endroit au niveau des bras secondaires (DP1 et DP2 suivent le code hydro, alors que VALCO privilégie le tracé naturel historique).

2.3.1.2 Rapprochement des 2 réseaux SIG

La fusion des réseaux a été effectuée en rapprochant le réseau VALCO au réseau DP2 de façon à conserver la cohérence avec la codification hydrographique. Pour l'essentiel, les tracés retenus dans VALCO étaient également retenus dans le réseau DP2, mais il y a deux cas de figure où les réseaux divergeaient :

- 1.) là où un cours d'eau était pris en compte par les deux réseaux mais représenté par des tracés différents (sélection de bras différents) ;
- 2.) des cours d'eau du réseau VALCO non prise en compte dans le réseau DP2, soit parce que le cours d'eau n'est pas d'un affluent directe du réseau DP1, soit parce qu'il y avait une discontinuë du code hydro au niveau du raccordement avec le DP1.

Lorsque la divergence entre les deux réseaux ne concernait que le choix des tracés pour représenter un même cours d'eau, nous avons systématiquement choisi le bras de la sélection DP 2 de façon à maintenir la cohérence amont-aval des codes hydro. Ceci implique que les longueurs et les pentes de certains tronçons VALCO ont pu être légèrement modifiées.

Lorsqu'il s'agissait de cours d'eau VALCO manquantes dans DP 2, les tracés VALCO ont été retenus et la sélection de ces cours d'eau a été prolongée jusqu'à leur source d'après les codes hydro. Très souvent cela implique le raccordement du tracé VALCO à la sélection DP2 via une portion de bras secondaire ou de voie d'eau artificielle. Ce sont ces raccords qui ont des codes hydro différentes des cours d'eau en amont qui sont à l'origine du rejet de la sélection DP2 originale.

2.3.2 Raccordement des plans d'eau

Le raccordement des 639 plans d'eau D.C.E.E. comprend deux opérations : (1) l'intégration des tracées permettant de matérialiser le raccord dans la couverture réseau, et (2) l'identification du point de raccordement (nœud ou ID_SOMMET BDC Carthage) ainsi que l'évaluation des possibilités de transfert piscicoles entre les plan d'eau et le réseau.

L'intégration des tracés raccordant les plans d'eau a été fait suivant les mêmes critères que pour l'élaboration du réseau : sélection du cours d'eau jusqu'à la source d'après son code hydro, et représentation d'un seul exutoire par plan d'eau (pas d'exutoires multiples pouvant engendrer des circuits fermées qui gêneraient le chaînage des tronçons)

L'indentification du point de raccordement localise le contacte entre le plan d'eau et le réseau (exutoire ou noeud réseau le plus proche unique) dans le réseau et le BD Carthage, ce qui permet ensuite de calculer la distance entre le plan d'eau et d'autres points dans le réseau (des stations de pêche par exemple).

L'analyse du point de raccordement en termes de flux piscicoles vise à déterminer *a priori* le degré de connectivité piscicole entre le plan d'eau et le réseau. Par exemple si un plan d'eau est raccordé au réseau par un conduit artificiel, il n'y a pas en fait de possibilité de transit de poissons. Inversement, une gravière en plaine inondable qui n'est pas matériellement raccordé au réseau par une voie d'eau peut épisodiquement connaître des échanges piscicoles avec le milieu fluvial lors de crues débordantes.

La localisation du point de raccordement et l'évaluation des possibilités de transferts piscicoles ont été faites à partir de la BD Carthage et en visualisant les localités sur le site internet Géoportail. Les résultats ont été consignés dans un classeur Excel et transmises à l'équipe Ecosystèmes Lacustres pour intégration dans la base de données plans d'eau.

2.3.3 Validation et résultats

La fusion des réseaux et le raccordement des plans d'eau n'augmentent guère le kilométrage total du réseau par rapport au DP2 (**Tableau 1**), toute en permettant de conserver tous les tronçons du réseau VALCO et d'intégrer les plans d'eau connectés au réseau.

Tableau 1 - linéaires hydrographiques représentés dans les différentes couvertures réseau.

Réseau	Linéaire (km)	% BD Carthage
VALCO	66 846	13.0
DP 1	125 676	24.4
DP 2	221 098	42.9
DP 3	225 632	43.7
DP densifié *	323 344	62.7
BD Carthage	515 786	100.0
dont France **	508 492	98.6

* densification provisoire, cf. § XX.3.5. ci-après

** BD Carthage hormis les tracés en dehors du territoire national

L'intégration des cours d'eau omis dans le réseau DP 2 engendre néanmoins des complications, car généralement les cours d'eau en question avait été écartés du réseau DP 2 parce que leur raccordement posait problème suivant la procédure utilisé.

Premièrement, il arrive parfois qu'un affluent se raccorde au rivière principale par un bras secondaire ou un une portion de canal, i.e. des segments pour lesquels nous ne sommes pas en mesure de calculer toutes le variables nécessaires aux simulations, notamment des débits, et dans le cas de voies d'eau artificiels, la pente et les superficies drainées (**Figure 1**, à gauche). Nous avons donc pris le partie d'inclure ces segments afin d'assurer la liaison topologique amont-aval, mais sans réaliser des calculs sur ces segments. Ces segments sont identifiés par un champ particulier dans la couverture référentiel.

Il arrive aussi parfois qu'un affluent naturel d'un cours d'eau se raccorde à un canal ou voie d'eau artificiel, sans possibilité de raccorder avec la rivière principale. Sachant que l'objectif d'utilisation du réseau c'est de simuler des états de référence, il nous a paru justifiable de raccorder ces affluents à la rivière principale en faisant abstraction de l'aménagement, bien que ce choix reste discutable pour certaines applications.

Lorsqu'exclure l'affluent était vraiment gênant, nous avons matérialisée un lien fictif entre le nœud exutoire de l'affluent et un nœud à proximité sur la rivière principale, sans modifier en aucune façon les arcs du réseau BD Carthage. Ces liens fictifs (n=23) ne sont pas renseignés et ne serviront pas aux calculs mis à part le chaînage du réseau. Ils sont identifiés par un champ spécifique dans le référentiel.

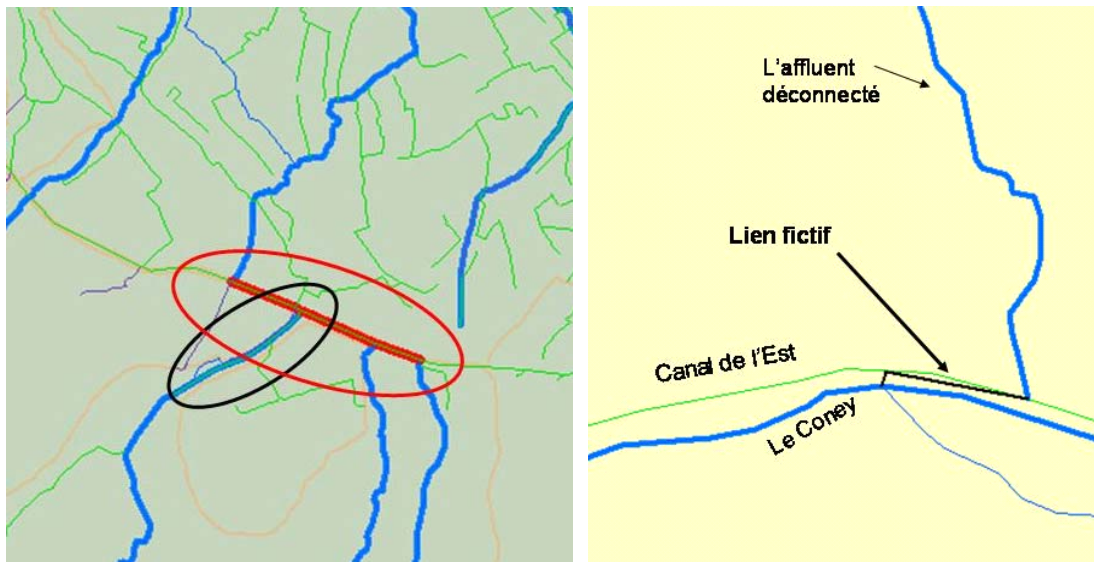


Figure 1 - Exemples des types de raccords dans le réseau qui ne pourront être caractérisés.

A gauche : la Lawe et La Loisne, affluents de la Lys (Artois Picardie). Vert : BD Carthage. Bleu : sélection DP3. Rouge : tronçon problématique. Le tronçon entouré en noir est un canal, mais le sens de l'écoulement est connu et l'écoulement vient de l'amont, donc on peut le caractériser. Le tronçon en rouge est un canal navigable alimenté par dérivation, donc on ne peut pas le caractériser. Les affluents (au sud) se jettent dans le canal navigable, qui en suite déverse une partie de ses eaux dans la rivière principal au nord. Le tronçon est donc conservé afin d'assurer la liaison avec les affluents en amont.

A droite : le Coney et le Canal de l'Est (Bassin de la Saône). Vert : BD Carthage. Bleu, sélection DP3. L'affluent rive droite du Coney se jette dans le canal de l'est, sans rejoindre le Coney a proximité. Ne voulant pas représenter le Canal de l'Est dans le réseau, nous avons ajouté un lien fictif entre deux nœuds BD Carthage existantes afin de matérialiser un lien avec le Coney, comme si le Canal de l'Est n'existait pas.

2.3.4 Correction topologique et caractérisation du réseau

La vérification topologique et le chaînage du réseau ont été réalisés et la caractérisation est en cours. A priori nous pourrions nous servir des tracés fusionnés entre confluences pour constituer les tronçons de simulation, mais vu la densité du réseau, certains tronçons très courts devront être regroupés.

Les altitudes moyennes et pentes moyennes des tronçons seront calculées à partir de la BD ALTI © IGN à 50 m. Nous avons testé une procédure d'estimation de la pente par moyen mobile des pentes locaux la long du réseau. L'utilisation de fenêtres de 5 cellules semble être le meilleur compromis entre un lissage excessif et le risque d'erreurs locales trop marquées.

Le calcul des superficies drainées et des débits requiert la délimitation des bassins versants à l'exutoire de chaque tronçon. On pourra utiliser le chaînage des zones hydrographiques pour alléger le traitement, d'autant que les estimations spatialisées des débits (Sauquet, 2005) sont déjà renseignés au niveau des Zones hydrographiques. A l'exutoire des Zones hydrographiques, le bassin versant correspondra à l'ensemble des zones hydrographiques en amont du tronçon. Pour les tronçons à l'intérieur des Zones hydrographiques, nous délimiterons automatiquement des bassins drainés à l'intérieur de la Zone hydro, en utilisant la limite de la Zone hydro comme barrière pour délimiter le zone de traitement. Chaque bassin « intra- Zone hydro » sera cumulé avec les Zones hydro en amont pour générer les bassins drainés. A partir de cette structuration, on pourra intrapoler les débits à l'intérieur des Zones hydro en rapportant la lame d'eau par Zone hydro à la proportion de la surface de chaque Zone hydro dans la surface total du bassin drainé.

Pour les applications Indic-poisson, il faut également renseigner les températures saisonnières des tronçons. Nous nous appuyons principalement sur la base Thermie GICC Aquabio (Rogers et Pont, 2003) (températures mensuelles 1980-99 interpolées à une résolution de 3 km), et des améliorations de la procédure mise au point dans le cadre du projet I.F.B. Chabot (Pont et al., 2006).

2.3.5 Vers un réseau Drain Principal « Densifié » (DP4)

La sélection du réseau DP3 couvre l'essentiel du réseau (presque tous les cours d'eau naturels de rang 3 ou plus) mais la densité est inégale entre secteurs géographiques, notamment en raison des différences dans la délimitation des Zones hydrographiques et la codification hydrographique des cours d'eau entre Districts des Agences de l'Eau. Un contrôle des densités a été réalisé en comparant par Sous-Secteur hydrographique le linéaire du réseau DP3 avec le linéaire densité dite de référence (tout le linéaire BD Carthage sauf les voies d'eau artificiels : Nature = 4), (**Figure 2**).

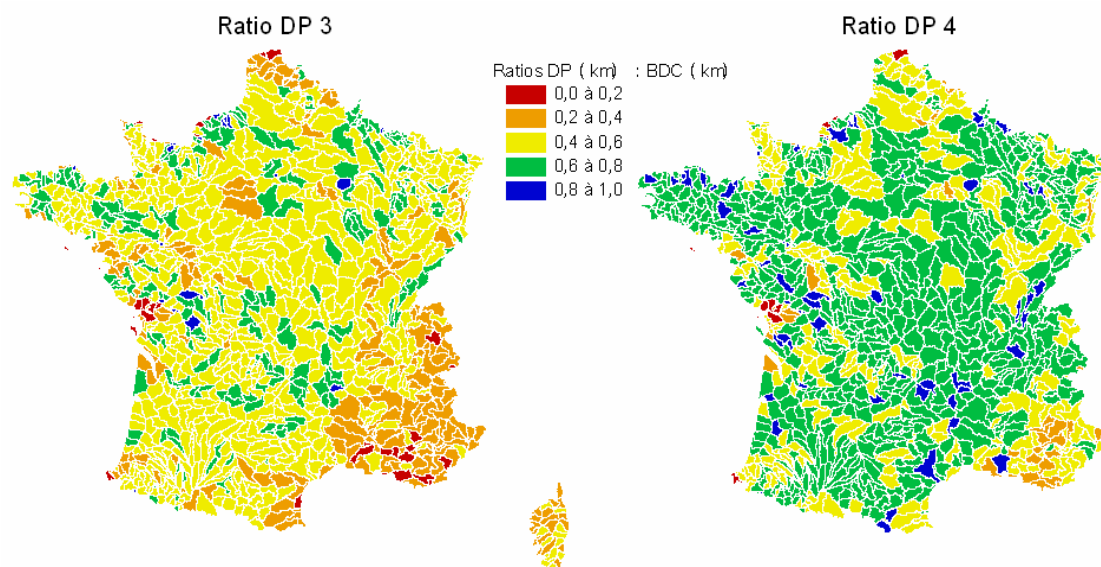


Figure 2 - Comparaison des kilométrages BD Carthage et Drain Principal par Sous-secteur hydrographique. A gauche : DP3. A droite : DP4 ou « DP densifié ».

Une première sélection DP 4 provisoire d'un réseau plus complété et plus équilibré a été réalisée afin de remédier à ce défaut (cf. **Tableau 1**, ci-dessus et **Figure 2**). Les ratios moyens par Agence sont plus proches et l'écart-type des ratios plus faibles. Les secteurs à faibles ratios (<0,4) qui persistent correspondent à des secteurs avec des proportions très élevées de voies d'eau artificiels (réseaux de canaux ou de drainage) ou de bras secondaires (par exemple le cours moyen de la Durance).

Cependant la densité de la sélection paraît un peu excessive pour les applications piscicoles envisagées dans le cadre du projet. Une possibilité serait d'hierarchiser la sélection de cours d'eau sur la base de cette sélection provisoire afin d'aboutir à une sélection plus légère mais plus équilibrée que la sélection DP 3. La question de la mise en place d'une version DP 4 laissée en suspens pour l'instant.

2.3.6 Vers une architecture de plateforme commun de sectorisations multiples

Pour les différents utilisateurs potentiels des réseaux (équipes CEMAGREF actuellement impliquées ou futurs partenaires) il était important de pouvoir retrouver un découpage de tronçons déjà exploité, et de pouvoir faire le lien avec d'autres sélections plus ou moins étendus et réalisées suivant des découpages différentes. Par ailleurs réaliser plusieurs sectorisations indépendants implique refaire des travaux de sélection et de correction géométrique pour chaque sectorisation, ainsi que des ajustements des sélections suite aux mises à jour de la BD Carthage.

Dans le cadre du partenariat ESTIMKART – INDIC-POISSON RMC l'idée était donc de constituer une plateforme commune ou « sélection maîtresse » de tracés élémentaires BD Carthage préalablement corrigés (topologie et orientation) comme base commune de liaison entre les différentes sectorisations. L'architecture de référentiel proposée consiste à créer une table des sélections multiples association les identifiants des tracés BD Carthage avec des champs de sélection des tronçons des différentes sectorisations (**Figure 3**).

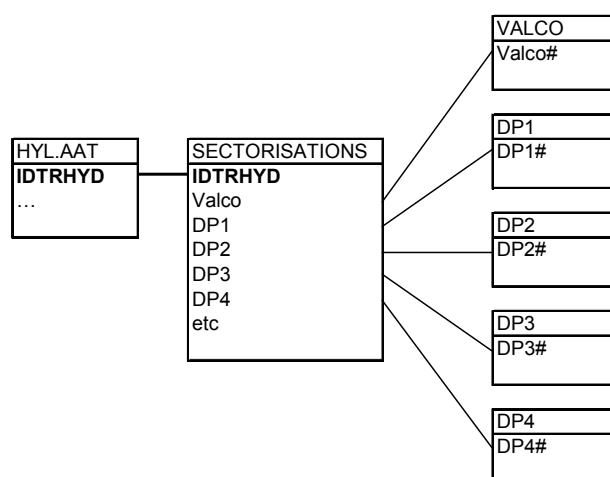


Figure 3 - Structure de données proposée pour gérer en commun de multiples sectorisations

2.4 Caractérisation du réseau de référence et conclusion

Objectifs et démarche

La mise en place (sélection et corrections topologiques) du référentiel commun DP3 lors de la première année du projet dans le cadre du projet INDIC-POISSON RMC s'est poursuivie par la caractérisation du réseau dans le cadre du projet ESTIMKART lors de la deuxième année, ce partage du travail étant en grande partie dicté par l'accès à la BD ALTI © IGN à 50m devant servir à ce travail.

La méthodologie de caractérisation avait testée au niveau du Drain Principal niveau 1 (DP1) a fait l'objet d'une validation lors de la première année du projet (cf. Rapport ESTIMKART?) avant d'étendre l'approche au niveau des réseaux plus étendus DP2 et DP3. Les résultats de la validation ont notamment fait apparaître les problèmes suivants :

- fiabilité très relative des estimations de la pente à partir d'un MNT, et besoin de rechercher une méthodologie alternative,

- problème « d'intrapolation » des débits spatialisées par Zone hydrographique sur des tronçons amont drainée qu'une portion d'une Zone hydrographique donnée,
- problème de décrire de façon pertinente des sélections ajoutées au DP3 compte tenu des discontinuités des codes hydrographiques,
- problème du temps requis pour les calculs liée au volume de données très important, nécessitant de répartir les traitements par zone (bassins ou sous-bassins).

Au final, la caractérisation du réseau DP2 n'a été achevée qu'en début de l'année 2008, tandis que la caractérisation des éléments supplémentaires du réseau DP3 n'a pas été réalisée, alors que cela ne représentait que très peu d'ajouts par rapport à l'étendu du réseau DP2. Les applications prévues avec le réseau DP3 dans le cadre d'INDIC POISSON RM&C (simulations intégrant lacs et barrages, simulations des réponses au changement climatique, et analyse de l'hétérogénéité des masses d'eau) ont donc du être réalisées avec l'ancien réseau ValCo, donc avec une densité de représentation du réseau bien inférieure. Pour plus d'informations sur la caractérisation du réseau DP2, consultez le rapport final du projet ESTIMKART.

L'idée de constituer une plateforme S.I.G. multi-sectorisations et de mutualiser le travail de développement est apparu au début du projet comme une avancée très positive pouvant aboutir à une meilleure intégration des différentes approches en cours à large échelle, et à une plus grande collaboration entre projets, notamment en termes de partage de données. Mais en pratique cela s'est avéré difficile car les objectifs et contraintes de chaque approche étaient différents. L'expérience a montré qu'il ne s'agissait pas uniquement d'une problème de cohérence géométrique de la sélection de tracés uniques, mais aussi de critères de sélection et de approches de la délimitation et caractérisation des entités.

Rétrospectivement, le travail requis et les problèmes posés par la densification du réseau ont été largement sous-estimés. Cela a entraîné une forte augmentation du nombre d'objets à décrire, mais aussi une réduction importante de la longueur moyenne des entités d'où des difficultés à les décrire de façon pertinente, notamment pour les pentes. Pour ce qui concerne plus particulièrement les applications des modèles Indice Poisson, le réseau DP2 a été jugé inadéquat car inutilement dense par endroit, tandis que des cours d'eau importants ont été exclus de la sélection. Par ailleurs tous ces réseaux présentaient le défaut de ne pas être calées sur les masses d'eau, référentiel essentiel de la gestion.

3. CONDITIONS DE REFERENCE EN COURS D'EAU

3.1 Modélisation des distributions piscicoles

La modélisation des distributions des espèces piscicoles a été réalisée pour les 10 espèces les plus abondantes et les mieux représentées dans les jeux de données disponibles. Les probabilités de présence sont calculées à partir de variables environnementales caractérisant le cours d'eau, en tenant compte du fait que ces variables doivent pouvoir être obtenues sur l'ensemble du réseau hydrographique (essentiellement par extraction à partir de SIG).

Ces modèles fournissent une distribution potentielle en l'absence de pressions anthropiques et peuvent être rapprochés de la notion de conditions de référence.

Ces modèles ont ensuite été utilisés pour simuler les impacts potentiels d'un réchauffement, évaluer l'hétérogénéité des masses d'eau et comparer les simulations avec les distributions historiques de la faune dans l'hypothèse d'une absence de perturbations anthropiques.

3.1.1 Estimation des températures moyennes de l'air

Les températures de l'air et les anomalies thermiques liées au changement climatique proviennent des résultats du programme G.I.C.C. Aquabio (Rogers et Pont, 2003). La base thermique AQUABIO comprend des couvertures d'estimations des températures moyennes mensuelles en France métropolitaine de la période 1980-99, soit 240 séries d'estimations (12 mois sur 20 ans), et des couvertures moyennes sur l'ensemble de la période (12 valeurs mensuelles et une moyenne annuelle).

Les estimations ont été interpolées à partir d'observations MétéoFrance obtenus pour 654 postes d'observation météorologiques : 534 sites ont été utilisés pour modéliser les surfaces thermiques, et 120 pour effectuer une validation indépendante. La méthode adoptée "Krigage des Températures réduites au niveau de la mer" consiste à appliquer un coefficient de gradient thermique d'altitude (environ 0,55 °C pour 100 m en moyenne pour la France) aux températures observées afin de les transformer en estimations températures équivalentes à 0m d'altitude. Cela permet de filtrer au préalable la variabilité locale liée à l'altitude avant de réaliser l'interpolation des tendances de variation régionales des températures. Après l'interpolation, la variabilité filtrée associée à l'altitude est réintroduite en appliquant le même coefficient mais dans l'autre sens.

Les traitements ont été réalisés sous ArcGIS 8.1 avec ARC/INFO et l'extension Géostatistical Analyst à une résolution de 3 km. Le M.N.T. utilisée est le M.N.T. HYDRO 1K de l'EROS Data Centre (U.S. Geological Survey). A noter que les altitudes exactes des sites fournis par Météo-France ont été substituées aux altitudes des mailles du M.N.T. pour les mailles contenant des sites, permettant d'éliminer l'erreur qui résulterait de l'écart entre l'altitude du poste climatique et celle de la maille lors de l'interpolation.

Le contrôle sur 120 postes climatiques a été réalisé à la fois par date et par site. Malgré quelques cas extrêmes d'erreurs dépassant $\pm 5^\circ$, les taux d'erreur sont globalement assez satisfaisantes (erreurs moyennes de $\pm 0,59^\circ\text{C}$ sur séries annuelles, et $\pm 0,49^\circ\text{C}$ sur 20 ans). La distribution de l'erreur sur l'ensemble des stations est très comparable entre dates, mais plus

variable entre stations : alors que la vaste majorité des 120 stations présentent des écarts $< 0,5^{\circ}\text{C}$ en moyenne, quelques stations qui génèrent régulièrement des erreurs de plusieurs degrés (**Figure 4**).

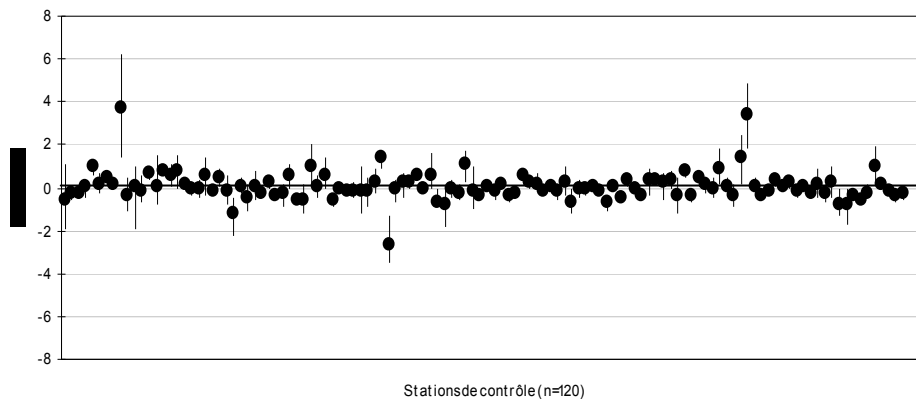


Figure 4 - Contrôle des estimations de températures moyennes 1980-99 par station : moyenne et dispersion de l'erreur d'estimation des températures moyennes des 12 mois, par station.

L'analyse au cas par cas permet souvent d'émettre des hypothèses pour expliquer de tels écarts, liées par exemple à l'exposition de stations en montagne où à une localisation en milieu urbain, i.e. a des facteurs locaux connus pour leur influence sur les températures, mais qui n'ont pu être prise en compte ici. On constate de façon générale une incertitude plus grande en montagne, notamment en hiver, sans doute liée à la complexité et instabilité des climats montagnards (inversions thermiques et vents de fœhn, influence de l'exposition, etc.). Par ailleurs, la densité de stations d'observation Météo-France est particulièrement faible en montagne, et n'est pas du tout représentatif des situations en altitude. Jusqu'aux altitudes de 1000 m environ, les postes climatiques couvrent assez bien les différentes régions de montagne, mais il y a seulement une dizaine de stations au-delà de 1400 m et aucune au-delà de 2000 m, de sorte que les estimations au-delà de 2000 m sont en fait des extrapolations.

3.1.2 Estimation des températures moyennes de l'eau

Il existe de façon générale une bonne relation entre les températures de l'air et de l'eau des cours lorsque l'on cherche à établir ces relations sur des pas de temps suffisamment longs. Les cours d'eau étant des systèmes aquatiques peu profonds et à écoulement le plus souvent turbulent, il existe de ce fait des échanges thermiques importants entre l'air et l'eau des rivières et ruisseau. On observe donc généralement une bonne corrélation entre les températures de l'air et l'eau. Toutefois, les processus qui interviennent dans les variations spatio-temporelles des températures des eaux courantes sont nombreux et complexes (ombre portée de la ripisylve, échanges avec les nappes phréatiques, propagation vers l'aval des influences de l'amont, variabilité hydrologique et régulation, etc.).

Il a été en particulier démontré que la corrélation entre air et eau est plus élevée et les valeurs plus proches lorsque l'on s'intéresse à des moyennes thermiques calculées sur des durées supérieures à la dizaine de jours (Latu, 2003). L'utilisation d'une relation linéaire pour décrire la relation entre la température de l'air et de l'eau est en général acceptable lorsque l'on se limite, bien entendu, aux situations où la température de l'air reste positive (Rogers et Faure 2003 ; Eaton and Scheller 1996). Mosheni et al. (1998) et Mosheni & Stephan (1999) ont récemment étudié les processus physiques en jeu et ont conclu que les températures

moyennes hebdomadaires de l'eau s'accroissent linéairement en fonction de celles de l'air uniquement dans une gamme des températures de l'air comprises entre 5°C et 25°C. Au-delà de cette dernière valeur, les températures de l'eau tendent à plafonner, en liaison avec la perte de calories liée à une évaporation intense.

Dans un travail antérieur, Rogers et Faure (2003) avaient validé la qualité générale de la relation linéaire entre températures mensuelles de l'air et températures mensuelle de l'eau en France (pour des températures comprises entre 0°C et 25°C). Ils avaient cependant constaté d'assez fortes variations de la pente des relations entre températures mensuelles de l'air et de l'eau dans le bassin rhodanien : les pentes des relations eau vs air étaient beaucoup plus faibles dans la région alpine, en liaison probablement avec un régime nival et des phénomènes de propagation amont - aval (fonte des neiges et des glaciers en fin de printemps limitant le réchauffement estival des cours d'eau).

Dans le cadre de ce projet et afin d'améliorer dans une phase suivante la qualité des modèles prédictifs de l'occurrence des espèces piscicoles en fonction de l'environnement, nous avons cherché à mieux analyser la variabilité de cette relation à l'échelle de la France en fonction notamment de la taille du cours d'eau (gradient amont - aval), de la pente et du régime hydrologique. La pente aura une influence sur l'écoulement, son caractère turbulent et l'intensité des échanges eau - atmosphère. L'inertie de la masse d'eau par rapport à la température atmosphérique s'accroîtra avec la taille du cours d'eau et la présence d'une nappe alluviale de plaine, ce que l'on peut approcher par la taille du bassin drainé. Le régime hydrologique, en fonction de l'importance respective de ses composantes nivales et pluviales modifiera la température de l'eau à l'aval et tendra à réduire la variabilité thermique annuelle du fait de la stabilité thermique des eaux de fonte des neiges et des glaciers.

Un autre paramètre potentiellement important est la présence d'aquifères souterrains pouvant donner lieu à des apports d'eau plus froide dans le réseau de surface. Mais, après différents tests, il s'est avéré que nous ne disposons pas de l'information ad hoc pour intégrer ce paramètre. Ces influences karstiques se produisent probablement à des échelles plus fines et ne peuvent être correctement appréhendées par des documents cartographiques conçus pour la large échelle.

3.1.2.1 Etablissement du jeu de données

Nous avons pu obtenir des jeux des stations de mesure R.N.B. avec mesures des températures de l'eau de plusieurs sources : Agences de l'Eau (Loire-Bretagne, Adour-Garonne, et Rhône - Méditerranée - Corse), le Service de Navigation de la Seine, et l'Université de Tours qui dispose d'une base R.N.D.E. nationale. Les mesures des températures de l'eau sont des mesures ponctuelles qui ont été effectuées durant les 20 dernières années. Elles ont été contrôlées en termes de l'écart par rapport à la moyenne des mesures sur la durée d'observation, mois par mois pour détecter et supprimer les valeurs aberrantes (températures de 102°C, ou 0°C en juillet, etc.) Dans le même temps, nous avons superposé les stations sur la BD Carthage et vérifié le positionnement effectif par rapport aux indications de lieu ou de code hydrographique. Un jeu de 889 stations a ainsi été sélectionné comptant au moins 7 mesures des températures de l'eau par mois pour chacun des 12 mois de l'année (en regroupant l'ensemble des années d'observations).

Etant donnée la fréquence des relevés dans le réseau R.N.B., nous avons cherché à comparer les températures mensuelles moyennes inter-annuelles avec les températures moyennes mensuelles de l'air correspondant à la même période pluri - annuelle correspondante. Pour ce faire, nous avons estimé les températures moyennes mensuelles de

l'air à la verticale de chacune des stations à l'aide de notre SIG thermique. Ces valeurs ont ensuite été moyennées sur la période correspondant aux années pendant lesquelles les températures de l'eau avaient été mesurées. Au final, on dispose pour chaque station et pour chacun des 12 mois de l'année d'une estimation des moyennes thermiques de l'eau et de l'air, sur la même période. Toutes les températures négatives de l'air ont été remplacées par zéro. Seules les stations pour lesquelles il n'y avait pas de modifications importantes du cours d'eau pouvant altérer le régime thermique (barrages,...) ont été retenues.

Il est bien évident que la précision des températures moyennes mensuelles inter-annuelles de l'eau peut être relativement faible du fait que ces moyennes ne sont basées que sur des nombres restreints de mesures ponctuelles. Afin d'évaluer la validité des mesures, nous avons calculé pour chacune des stations, la corrélation entre la température de l'air et de l'eau à partir des 12 couples de mesures. Ces corrélations étaient toujours élevées et significatives, mais nous n'avons retenu que les meilleures, soit les stations ayant des coefficients de détermination R^2 associés à une probabilité < 0.00001 ($R^2 > 0.89$). Le nombre final de stations sélectionnées est de 803. Elles se répartissent sur l'ensemble du territoire national.

Chaque station a été associée aux valeurs de pente et de bassin drainé du tronçon auxquelles elles appartiennent. En ce qui concerne les régimes hydrologiques, nous avons retenu la cartographie réalisée par Guigo & Vivian (1995). Leur typologie est fondée sur une analyse en composantes principales des débits spécifiques moyens de stations de la Banque Hydro (débits naturels ou reconstitués). L'analyse oppose un gradient d'abondance sur l'axe F1 à une différenciation saisonnière sur l'axe 2 (maximum en été ou en hiver), décliné dans une typologie à deux niveaux : 13 classes élémentaires et 4 regroupements principaux. Nous avons retenu le regroupement en 4 classes :

- Ecoulement abondant, avec maximum d'été et minimum d'hiver marqués (régimes nivales et nivo-glaciaires),
- Ecoulement peu abondant, maximum d'hiver et minimum d'été peu contrastés (régimes pluviaux océaniques),
- Ecoulement peu abondant, maximum d'automne - hiver et minimum d'été, plus contrasté (régimes océaniques irréguliers ou à influence méditerranéenne),
- Ecoulement abondant, maximum de printemps, minimum d'été marqué (régimes pluviaux abondants, à faible influence nivale).

3.1.2.2 Modélisation

La relation entre la température moyenne mensuelle inter-annuelle de l'eau et la température moyenne mensuelle inter-annuelle de l'air a été modélisée à l'aide d'une méthode de régression multiple utilisant le critère d'Akaike pour la sélection des variables, en partant du modèle le plus simple (méthode Forward). Les quatre variables explicatives sont la température de l'air, la pente et la superficie drainée associée au tronçon et le régime hydrologique en 4 classes. Des examens préalables des réponses de la température de l'eau à chacune variables prises séparément a montré que ces réponses variaient notamment en fonction du régime hydrologique. Nous avons donc également testé les interactions entre les variables. Notre objectif étant ici purement prédictif, nous n'avons pas cherché à privilégier le modèle pour lequel on peut le plus simplement interpréter le rôle des variables mais celui présentant le plus d'efficacité. Les calculs ont été réalisés sous Splus à l'aide de la fonction stepAIC. Le nombre total de données est de 9636 (12 mois et 803 stations).

Les variables explicatives sont retenues, la température de l'air expliquant la plus grande part de variabilité. Respectivement 5 et 2 interactions du second et du troisième ordre sont également considérées. Les résidus présentent une distribution normalisée (**Figure 5**) et le coefficient de détermination de la régression des valeurs observées sur les valeurs prédites est de 0.934 ($p < 10^{-7}$).

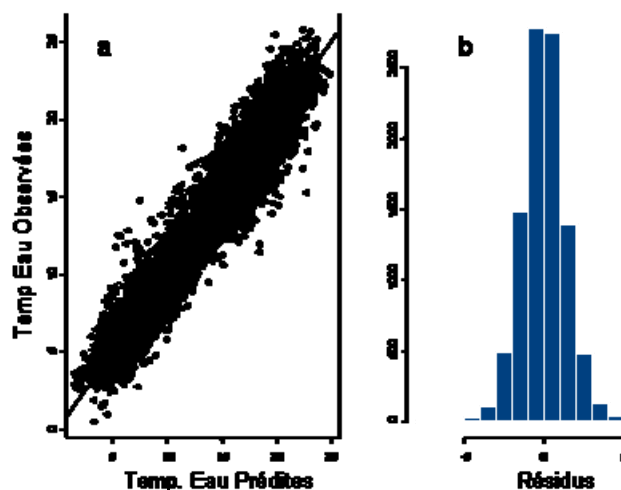


Figure 5 - Modélisation des températures moyennes mensuelles inter-annuelles de l'eau. a : Régression des valeurs observées sur les valeurs prédites. b : distribution des résidus du modèle.

Dans les modèles de prédiction des occurrences des espèces piscicoles, la température a été intégrée sous deux formes dans les modèles finaux : la moyenne thermique en Décembre – Janvier – Février (Hiver) et la moyenne thermique en Juin – Juillet – Août (Eté). Nous avons donc examiné dans quelle mesure le modèle ci-dessus améliorerait la relation entre la température de l'air et de l'eau lorsque l'on examine uniquement ces deux saisons séparément (**Figure 6**).

En hiver, on observe une bonne corrélation entre les températures de l'air et de l'eau (TeauHiver-TairHiver) et le modèle n'améliore que très peu cette relation (R^2 de respectivement 0.59 et 0.61). Sur les données brutes, la pente diffère très nettement de 1 (0.64). Avec le modèle, la pente se rapproche de 1 (0.73) mais un biais subsiste. En été, la relation entre la température de l'air et de l'eau est significative mais faible, avec un R^2 inférieur à 0.20. En été, le modèle permet une très nette amélioration de la prédiction avec un R^2 de 0.55. De plus le biais est nettement réduit avec une pente proche de la régression assez proche de 1 (0.90). En intégrant l'influence du régime hydrologique, de la pente et de la superficie drainée, le modèle permet donc de fournir un meilleur estimateur de la situation thermique dans les cours d'eau que la simple température de l'air en particulier durant la saison chaude. Ceci va nous permettre de corriger certains biais dans les modèles de prédictions d'occurrence où la simple prise en compte de la température de l'air entraîne en particulier :

- une surévaluation la température estivale dans les cours d'eau où les apports liés à la fonte des neiges sont importants,
- une sous évaluation des températures dans les grands cours d'eau de plaine en été.

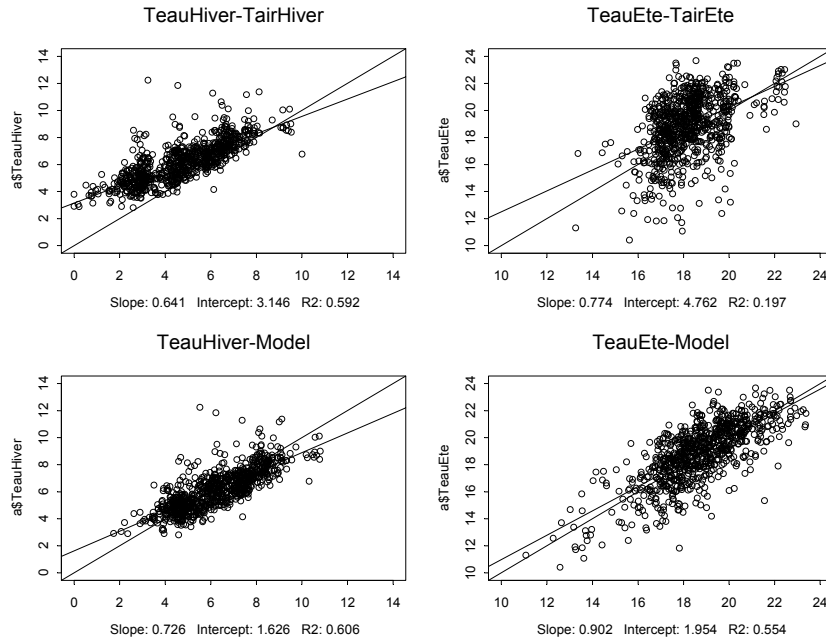


Figure 6 - En haut : régressions des températures observées de l'eau en fonction des températures observées de l'air en hiver (TeauHiver-TairHiver) et en été (TeauEte-TairEte). En bas : régressions des températures observées de l'eau en fonction des températures prédites par le model en hiver (TeauHiver-Model) et en été (TeauEte-Model).

La méthode utilisée reste imparfaite et des travaux ultérieurs sont nécessaires. Il n'en reste pas moins que de telles approches cherchant à rendre compte de la variabilité thermique à large échelle par la prise en compte de processus se définissant à l'échelle régionale (régimes hydrologiques, taille du bassin drainé) sont particulièrement importantes pour progresser dans la modélisation des distributions piscicoles en Europe.

Au total et pour les quatre variables environnementales retenues pour décrire le réseau, on obtient une description en semi-continu du réseau hydrographique étudié (**Figure 6**).

3.1.3 Modélisation des distributions piscicoles

10 espèces ont été retenues. Ce sont :

- les espèces caractéristiques des zones amont des cours d'eau (rhytron), soit le chabot (*Cottus gobio*), la truite (*Salmo trutta fario*), la loche franche (*Barbatula barbatula*) et le vairon (*Phoxinus phoxinus*),
- les espèces de cyprinidés rhéophiles fréquentant actuellement des zones plus aval (zone à barbeau), mais susceptibles de coloniser les zones plus amont à la faveur d'un réchauffement des eaux : le barbeau (*Barbus barbus*), la vandoise (*Leuciscus leuciscus*), le chevaine (*Leuciscus cephalus*), le goujon (*Gobio gobio*) et le hotu (*Chondrostoma nasus*),
- et dans une moindre mesure le gardon (*Rutilus rutilus*) qui bien que fréquentant des zones encore plus en aval nous a paru intéressant à considérer néanmoins.

Les principales étapes du travail sont la sélection d'un jeu de données appropriées, la calibration des modèles, leur validation, l'analyse et l'interprétation des résultats.

Afin de disposer d'un nombre de données suffisantes pour calibrer les modèles, la France entière est considérée.

3.1.3.1 Le jeu de données

Afin de ne pas biaiser les relations entre occurrences des espèces et paramètres environnementaux, il a été nécessaire de ne considérer que des sites ne présentant pas ou peu de perturbations dues à des activités humaines. Ces sites « de référence » (échantillonnés entre 1985 et 1999) ont été sélectionnés à partir de la Banque Hydrobiologique et Piscicole (BHP) du Conseil Supérieur de la Pêche. La sélection de ces sites, répartis de manière relativement homogène sur la totalité du réseau hydrographique (**Figure 7**), a été réalisée sur la base de la qualité physico-chimique de l'eau et de l'habitat physique, en retenant les critères utilisés dans le cadre de la mise au point d'un indice de qualité écologique des cours d'eau européens (Pont et al. 2006).

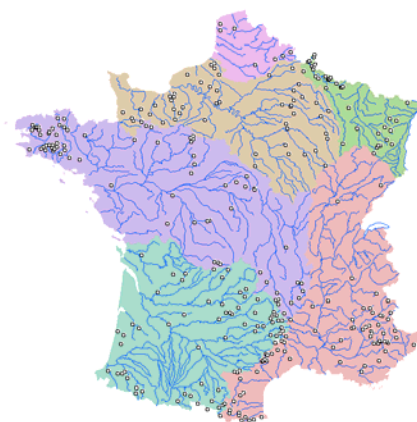


Figure 7 - Répartition géographique des sites de calibration (peu perturbés) utilisés dans les modèles.

Quatre types d'altération ont été retenues : la concentration en éléments nutritifs (N et P, d'après les cartes de qualité d'eau des Agences de l'Eau), la présence de toxiques et/ou l'acidification, une modification du régime hydrologique (débits réservés, prélèvements d'eau pour irrigation, présence de seuils, etc.) et enfin une modification de la structure morphologique du cours d'eau (canalisation, sédimentation fine, etc.). Chaque type d'altération a été codé de 1 à 5 en fonction de son intensité. Sur cette base, seuls les sites ne présentant que des scores de 1 ou 2 pour chacune des altérations (pas d'altération à altération faible) ont été sélectionnés. On impose également une taille minimum de bassin versant drainé (1 km²) et une altitude maximale de 1500m, afin de rester dans une gamme où ces descripteurs sont estimés correctement (voir précédemment).

On aboutit à un total de 305 sites. Chaque site a été échantillonné par pêche électrique sous forme de sondage (un seul passage) à la fin de la période de basses eaux. Une seule opération de pêche par site a été sélectionnée aléatoirement afin de maintenir l'indépendance entre les données.

Les fréquences relatives des neuf espèces retenues dans le jeu de données sont de 60% (chabot), 92% (truite), 60% (vairon), 51% (loche franche), 18 % (vandoise), 18 % (barbeau), 30 % (chevaine), 38 % (goujon) et 21 % (gardon).

Bien que le nombre de facteurs susceptibles d'expliquer les occurrences des espèces soit très élevé (voir revue dans Matthews 1998), nous avons délibérément choisi de n'en retenir qu'un

nombre très restreint. Ceci permet d'analyser individuellement le rôle des différents descripteurs retenus. De plus, il était nécessaire de n'utiliser que des descripteurs pouvant être estimés à partir d'outils SIG (en vue des simulations ultérieures sur tout le réseau), ce qui nous a amené à négliger certaines variables comme la largeur mouillée. A l'inverse, des variables facilement définissables à l'aide d'outils SIG comme l'altitude n'ont également pas été retenues en raison de leur fort lien avec la température (effet confondant). Nous n'avons donc retenu que 5 variables explicatives :

- la pente du tronçon (PEN),
- la largeur mouillée en fin de période d'étiage (LARG),
- les estimations de la moyenne des températures de l'eau en saisons froide (DJF) et chaude (JJA) durant les cinq années précédant l'échantillonnage piscicole,

Caractéristiques environnementales locales

La pente est un paramètre couramment utilisé (Oberdorff et al. 1998, Pont et al. 2005) et expliquant de façon décisive la réponse des espèces piscicoles européennes aux conditions d'écoulement (Huet 1954).

L'altitude n'a pas été considérée car c'est un paramètre confondant, la température variant avec cette dernière.

La largeur mouillée mesurée sur le terrain n'a pas non plus été retenue, car elle peut être influencée par les aménagements. Cependant, la largeur (LAR) est un bon indicateur de la taille du cours d'eau, de la diversité des habitats associés (Matthews 1998), et de la situation le long du gradient amont-aval (Vannote et al. 1980). Elle a donc été estimée à l'aide d'un modèle utilisant comme variable explicative la superficie drainée (SURF en km) et le régime hydrologique (REGH) (Guigo et Vian 1995) ; voir § précédent relatif à la modélisation des températures de l'eau pour le regroupement des modalités). L'interaction entre les deux paramètres est également prise en compte.

$$\text{Ln(LAR)} \sim \text{Cste} + \text{Ln(SURF)} + \text{Ln(REGH)} + \text{Ln(SURF)} : \text{Ln(REGH)}$$

Ce modèle est établi en ne considérant que les sites de calibration afin que la largeur ne soit pas affectée par des aménagements.

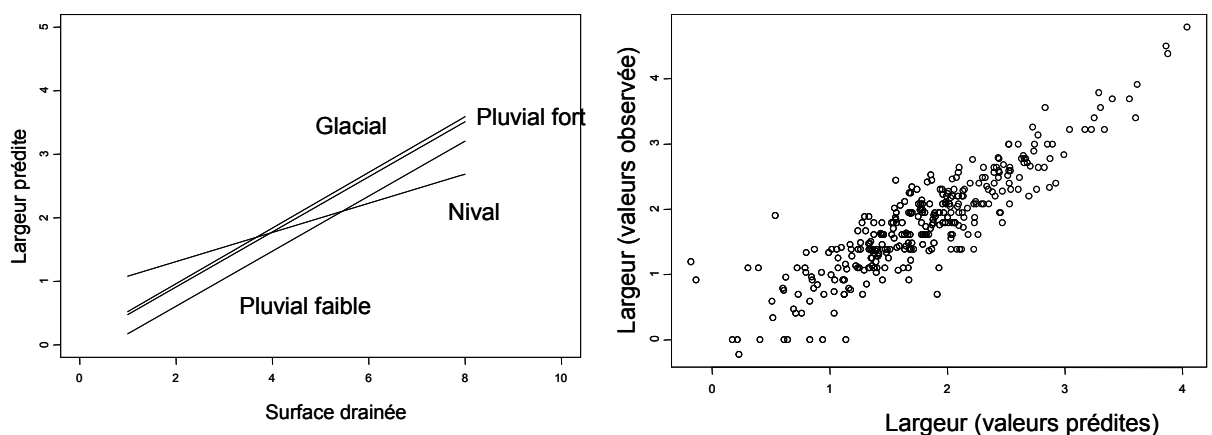


Figure 8 - Modélisation de la largeur des cours d'eau.

Le modèle explique 78.57% de la variabilité de la largeur, soit un coefficient de corrélation de Pearson de 0.89). La taille du bassin drainé est le descripteur le plus influent, mais les influences du régime hydrologique et l'interaction entre régime hydrologique et taille du

bassin drainé sont également hautement significatives (Analyse de covariance, $p < 0.0000001$). On voit nettement sur la figure précédente l'interaction entre le régime et la taille du bassin. A surface drainée égale, les cours d'eau à régime nival ont une largeur plus élevée sur les têtes de bassin (dynamique fluviale de type tressage dominante avec plusieurs bras).

Les conditions thermiques

Bien que présentant une variabilité à l'échelle locale, le climat thermique doit être considéré comme présentant une forte composante régionale, du fait de l'échelle de définition des processus physiques mis en jeu et de la forte autocorrélation spatiale. Dans des études antérieures, nous avons retenu la température moyenne inter - annuelle (sur 30 ans) et l'amplitude thermique moyenne inter-mensuelle pour décrire les conditions thermiques (Oberdorff et al. 2001). Cependant, il s'est avéré ultérieurement que cette amplitude thermique ne présentait qu'un faible pouvoir explicatif sur les distributions d'occurrences piscicoles et que son interprétation restait délicate (Pont et al. 2005). De plus, une période de référence de 30 ans peut s'avérer trop longue dans un contexte où des tendances climatiques s'expriment sur le moyen terme. Compte tenu de l'importance de la température pour expliquer la distribution des espèces piscicoles à large échelle et de l'objectif du travail (Mohseni et al. 2003), la définition de ces variables thermiques a fait l'objet d'une réflexion particulière.

Bien que disposant de l'information à l'échelle du mois, il n'est pas envisageable de retenir 12 variables pour décrire la situation thermique en chacune des stations, en raison de la forte corrélation entre ces différentes variables et de la multiplicité des variables explicatives que cela engendrerait. Nous avons donc opté pour un regroupement en « saisons » et n'en avons retenu que deux : une saison correspondant aux trois mois les plus froids (décembre – janvier – février) et une deuxième correspondant aux trois mois les plus chauds (juin – juillet – août). Les températures hivernales sont déterminantes pour la reproduction des salmonidés (Truite) et des autres espèces d'eau fraîche (Chabot, cyprinidés rhéophiles), alors que les conditions thermiques estivales conditionnent le succès de reproduction de nombreux cyprinidés et/ou sont limitantes pour les espèces cryophiles (Philippart et Vranken 1983, Grenouillet et al. 2001). Malgré un intérêt certain pour certaines espèces, les deux autres « saisons » possibles (mars – avril – mai et septembre – octobre – novembre) n'ont pas été retenues du fait d'une corrélation trop élevée avec les deux précédentes.

En ce qui concerne la période de référence à prendre en compte pour associer une température à chacune des stations et des dates de pêches, nous avons retenu la période de 5 ans précédant la date de l'échantillonnage. Cette période est de l'ordre de grandeur de la durée de vie moyenne des poissons dans les cours d'eau et permet donc de rendre compte des conditions thermiques directement en relation avec leur présence dans le tronçon considéré pour une année donnée. Dans un travail antérieur (Pont et Rogers 2003), nous avons calculé les moyennes thermiques annuelles de différents sites calculés sur 3 périodes de référence (5 ans, 2 ans et un an) et comparé leur pouvoir explicatif vis-à-vis des distributions piscicoles. Pour les quatre espèces caractéristiques des zones amont (truite, chabot, loche franche et vairon), la période de cinq ans est beaucoup plus explicative que les périodes plus courtes.

Ces deux températures moyennes d'hiver (DJF) et d'été (JJA) ont donc été calculées pour chaque pêche à partir des moyennes thermiques mensuelles locales de l'air disponibles dans le SIG thermique. Elles ont ensuite été corrigées pour estimer au mieux les températures

locales de l'eau (cf. modèle précédemment présenté des relations entre températures de l'air et de l'eau).

Dans la suite de ce rapport, nous désignerons par commodité les périodes de DJF et de JJA comme l'hiver et l'été.

Le bassin versant

Contrairement à des approches antérieures (Oberdorff et al., 2001, Pont et al., 2003), nous n'avons pas retenu le bassin versant comme variable explicative malgré le fait que ce dernier représente une unité biogéographique en terme de barrière à la dispersion et de spéciation et que les facteurs opérant à cette large régionale déterminent le pool potentiel d'espèces susceptibles de coloniser chacun des habitats locaux (Ricklefs & Schluter 1993, Huston 1999, Tonn 1990).

Pont et al. (2005) ont montré que pour certaines espèces, cette unité régionale pouvait s'avérer être un facteur explicatif de premier ordre de la distribution des espèces. Deux cas sont à distinguer. Dans le premier cas, l'espèce n'est pas présente dans tous les bassins et les autres facteurs environnementaux ne suffiront pas à expliquer sa distribution dans la mesure où cette dernière est pour une large part fonction de processus de colonisation et non pas seulement des caractéristiques de l'habitat local. Dans le deuxième cas, l'espèce est présente dans tous les bassins et l'on considère qu'elle est capable de coloniser tous les tronçons présentant un habitat favorable. Dans ce cas, l'unité bassin peut rester un facteur explicatif important (Pont et al., 2003) dans la mesure où certaines caractéristiques environnementales des cours d'eau définies à cette échelle ne sont pas ailleurs prises en compte localement (composition ionique en liaison avec la géologie du bassin versant, flux hydro-sédimentaires,...). L'unité bassin peut aussi théoriquement refléter des différences de réponses entre populations de bassins différents en liaison avec des processus d'adaptation et de sélection. Il reste cependant que l'influence de cette variable régionale sur la distribution de l'espèce est alors difficile à interpréter.

Dans le cas présent, les dix espèces sont toutes présentes sur la totalité du territoire français. Par ailleurs, bien que le jeu de station de calibration couvre de façon correcte le territoire, certains espaces géographiques sont sous-représentés. C'est en particulier le cas dans le bassin du Rhône, où la plupart des stations sont situées dans les Alpes alors que le bassin de la Saône est très largement sous-représenté. Une étude particulière a montré que dans ce cas, l'intégration d'une variable bassin entraînait un biais à l'échelle du bassin du Rhône dans la mesure où la favorabilité « moyenne » des habitats de la région alpine (non prise en compte par les variables locales du modèle) était généralisée à l'ensemble du bassin. Il convient donc de rester prudent dans le maniement de telles variables qui, souvent fonctionnent comme des boîtes noires. A contrario, le fait de ne pas prendre en compte l'unité de dispersion (le bassin) ne nous permettra pas de simuler des modifications de distribution liées à un réchauffement dans des bassins où l'espèce serait totalement absente. Les modèles ici développés font abstraction des processus de dispersion et partent de l'hypothèse que la présence d'une espèce dans un tronçon donné est uniquement liée à la favorabilité des conditions locales.

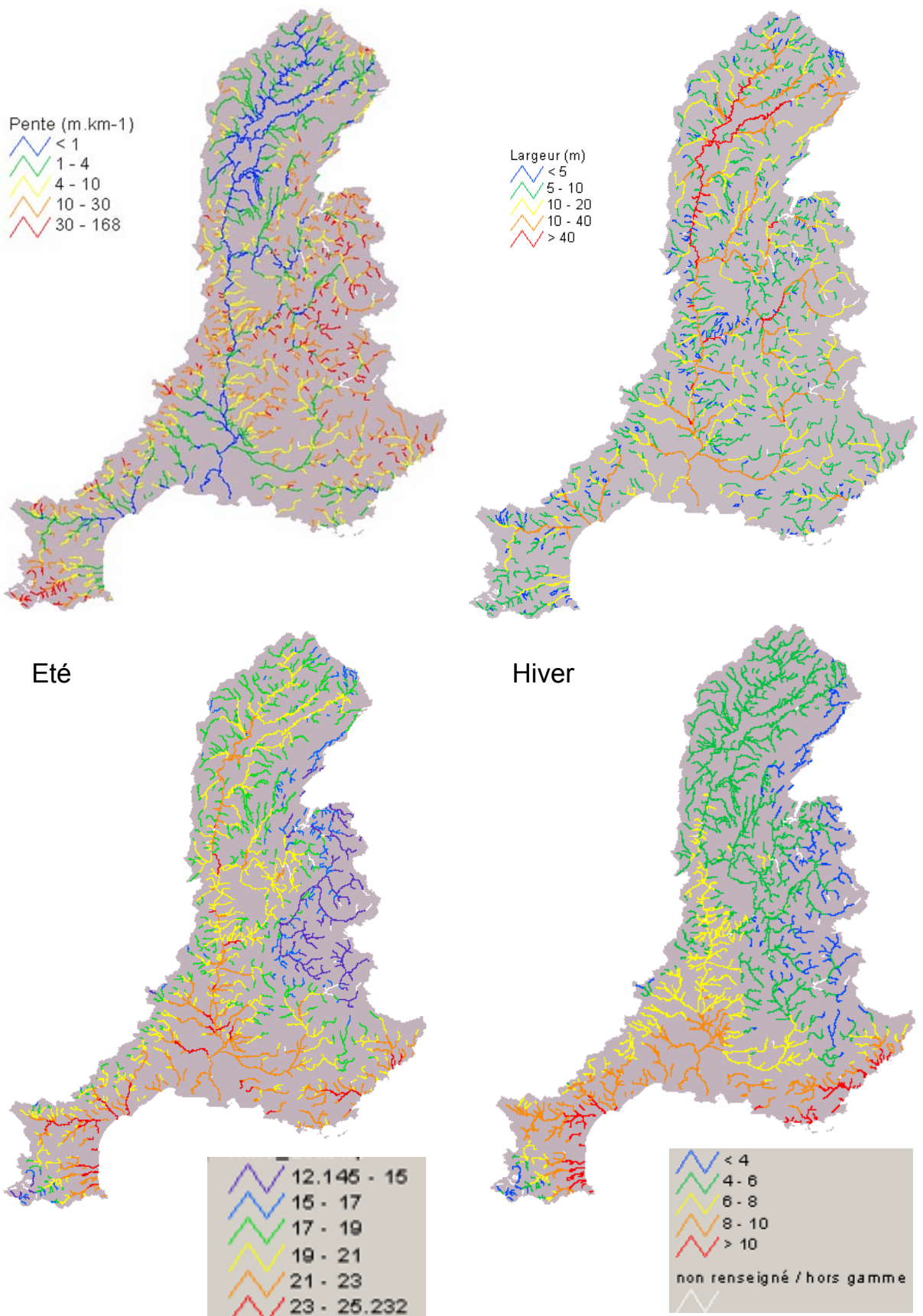


Figure 9 - Distribution géographique des variables environnementales estimées pour chacun des tronçons du réseau hydrographique : pente moyenne du tronçon, largeur prédite, températures moyennes de l'eau en hiver (DJF) et en été (JJA).

A l'exception des deux variables décrivant le régime thermique, les autres données ont été transformées par la fonction logarithme népérien afin de normaliser leurs distributions et de réduire l'influence des valeurs extrêmes.

Bien que n'étant pas indépendantes, les variables utilisées présentent des corrélations toujours inférieures à 0.80, valeur habituellement retenue comme corrélation maximale admissible entre variables explicatives dans des grands jeux de données. Ceci peut cependant créer de la multicollinéarité entre les variables. Les coefficients de tolérance et les facteurs d'inflation de la variance (obtenus par régression d'une variable explicative sur les autres) restent cependant respectivement très supérieurs à 0.10 et très inférieurs à 10 (valeurs seuils communément admises). Il n'y a donc pas lieu de supprimer l'une des variables explicatives (**Tableau 2**).

Tableau 2 - Corrélations entre variables explicatives.

Variabes	Pente	Largeur	TeauEte	TeauHiver
Pente	1.000	-0.549	-0.592	-0.315
Largeur	0.549	1.000	0.653	0.001
TeauEte	-0.592	0.653	1.000	0.294
Teau Hiver	0.315	0.001	0.294	1.000

Les corrélations les plus élevées sont liées à la structure même des bassins versants : les pentes les plus fortes se situent dans les têtes de bassin, qui correspondent également aux zones présentant les climats les plus froids.

Ces dépendances entre variables seraient plus importantes si l'on ne travaillait qu'à l'échelle d'un seul bassin. De ce point de vue, l'intérêt d'une approche à large échelle considérant des bassins de taille et de morphologie différente est d'atténuer les relations fonctionnelles entre ces variables. Il reste cependant que les liens entre variables explicatives sont encore assez élevés et qu'une approche à l'échelle européenne permettrait encore mieux de décorrélérer les variables par la prise en compte de situations climatiques encore plus différentes.

3.1.3.2 Modélisation des distributions piscicoles

Dans le cadre de l'utilisation de méthodes de régression logistique (ter Braak & Looman, 1986), la courbe de réponse d'une espèce décrit sa probabilité de présence $p(x)$ en fonction d'une ou plusieurs variables environnementales $f(x)$. L'équation générale est de la forme :

$$\log\left(\frac{p(x)}{1-p(x)}\right) = f(x) \Leftrightarrow p(x) = \frac{1}{1+e^{-f(x)}}$$

où $f(x)$ est une combinaison linéaire de plusieurs variables explicatives

La contribution de chaque paramètre de cette combinaison linéaire dans le modèle de régression logistique est obtenue en comparant la valeur prédictive des modèles avec et sans ce paramètre, et en testant la différence de déviance expliquée entre les deux modèles.

Les calculs ont été réalisés avec le logiciel de statistique Splus® version 6, en suivant les recommandations de Venables et Ripley (1999).

Toutes les variables ont également été considérées sous leur forme simple (x) et quadratique (x + x²). Afin de retenir pour chaque espèce le modèle le plus parcimonieux, nous avons eu recours à une méthode de régression logistique multiple « pas à pas » (type forward) utilisant le critère d'Akaike pour la sélection des variables (fonction stepAIC sous Splus).

Le modèle minimal est de la forme générale :

$$f(x) \sim 1$$

Le modèle complet (contenant toutes les variables explicatives) est de la forme :

$$f(x) \sim 1 + \text{LNpente} + \text{poly}(\text{LNpente}, 2) + \text{LNlarg} + \text{poly}(\text{LNlarg}, 2) + \text{TeauEte} + \text{poly}(\text{TeauEte}, 2) + \text{TeauHiver} + \text{poly}(\text{TeauHiver}, 2)$$

La forme poly(« xx », 2) décrit la prise en compte de la variable à la fois sous les formes du premier et du second degré. Les lettres LN traduisent la transformation de la variable en log népérien.

Les variables retenues pour chacune des 10 espèces sont les suivantes (**Tableau 3**).

Tableau 3 - Variables environnementales retenues dans les modèles multivariés pour les 10 espèces.

Barbatula barbatula	~ poly(LNpente, 2) + poly(LNlarg, 2) + TeauEte + poly(TeauHiver, 2)
Barbus barbus	~ LNlarg + poly(TeauEte, 2) + TeauHiver
Chondrostoma nasus	~ poly(LNpente, 2) + LNlarg + poly(TeauHiver, 2)
Cottus gobio	~ poly(LNpente, 2) + poly(TeauEte, 2) + poly(TeauHiver, 2) + LNlarg
Gobio gobio	~ poly(LNlarg, 2) + poly(LNpente, 2) + TeauHiver
Leuciscus cephalus	~ poly(TeauEte, 2) + LNpente + LNlarg + poly(TeauHiver, 2)
Leuciscus leuciscus	~ poly(LNlarg, 2) + poly(LNpente, 2) + poly(TeauEte, 2)
Phoxinus phoxinus	~ poly(LNpente, 2) + LNlarg + TeauHiver + poly(TeauEte, 2)
Rutilus rutilus	~ LNpente + TeauEte + poly(TeauHiver, 2) + poly(LNlarg, 2)
Salmo trutta fario	~ LNpente + TeauEte

Le plus souvent, les quatre variables sont retenues dans le modèle final avec quelques exceptions pour les températures d'hiver (Truite, Vandoise) et d'été (Goujon, Gardon) et la pente (Barbeau).

La qualité du modèle est évaluée par l'analyse de la matrice de confusion, le calcul de l'indice de Kappa (**Tableau 4**). A partir des probabilités de présence prédites par les modèles, on définit la présence-absence d'une espèce (0 / 1) par l'utilisation d'une valeur seuil (comprise entre 0 et 1) au-delà de laquelle l'espèce est considérée comme présente. La performance du modèle est alors résumée dans une matrice de confusion permettant d'évaluer les 2 possibilités de succès (absence vraie et présence vraie) et les 2 possibilités d'échec (absence fausse et présence fausse) (Fielding & Bell, 1997).

Les pourcentages relatifs de succès et d'échec n'étant pas indépendants de l'occurrence moyenne observée de l'espèce, l'évaluation des modèles est obtenue par le calcul de l'indice de Kappa (Manel et al., 2001). Ce dernier varie entre 0 et 1. Des valeurs comprises

entre 0 et 0.4, 0.4 et 0.6, 0.6 et 0.8, 0.8 et 1 sont considérées comme respectivement indicative d'un ajustement mauvais à faible, correct, bon et excellent.

Les résultats obtenus pour les 10 espèces montrent que les indices de Kappa sont compris entre 0.52 et 0.68, ce qui traduit une adéquation correcte des modèles aux données. Pour les quatre espèces caractéristiques du rhytron (truite, chabot, vairon, loche), les modèles sont plus efficaces pour prédire correctement les présences que les absences, à l'exception du chabot où les résultats sont comparables. Les présences auront donc plus tendance à être surestimées. L'écart le plus important est associé à la truite, espèce pour laquelle le nombre de sites où elle est absente dans le jeu de calibration est faible (8%). A l'inverse, pour les cinq cyprinidés rhéophiles, caractérisés par des occurrences plus faibles dans le jeu de données, les modèles sont plus performants sur les absences que sur les présences.

Bien que l'on puisse considérer intuitivement que la probabilité au-delà de laquelle une présence d'une espèce puisse être considérée comme présente est de 0.5, on peut également optimiser ce seuil en recherchant la valeur qui fournira l'indice de Kappa le plus élevé. Cette démarche tient compte du fait que le modèle peut s'avérer plus efficace pour classer correctement les présences que les absences et inversement. Il s'agit alors de chercher à équilibrer les risques d'erreur sur les absences et les présences.

Tableau 4 - Valeur de l'indice de Kappa sur un jeu de données indépendant (cross-validation). Pourcentage de sites bien classés pour tous les sites, pour les sites où l'espèce est présente et pour les sites où l'espèce est absente.

	Seuil	Occurrences	Kappa	BienClasse	BienClassePRES	BienClasseABST
Barbatulabarbatula	0.5	0.515	0.518	0.761	0.873	0.642
Barbusbarbus	0.5	0.180	0.636	0.902	0.618	0.964
Chondrostomanus	0.5	0.066	0.521	0.951	0.450	0.986
Cottusgobio	0.5	0.603	0.496	0.767	0.875	0.603
Gobiogobio	0.5	0.380	0.461	0.754	0.595	0.852
Leuciscuscephalus	0.5	0.295	0.635	0.852	0.700	0.916
Leuciscusleuciscus	0.5	0.184	0.595	0.882	0.643	0.936
Phoxinusphoxinus	0.5	0.603	0.474	0.757	0.870	0.587
Rutilusrutilus	0.5	0.210	0.597	0.875	0.609	0.946
Salmotruttafario	0.5	0.918	0.458	0.938	0.989	0.360

Tableau 5 - Indice de Kappa et valeurs optimisées (Seuils) de la probabilité au-delà de laquelle l'espèce est considérée présente. Pourcentage de sites bien classés pour tous les sites, pour les sites où l'espèce est présente et pour les sites où l'espèce est absente (cross-validation).

	Seuil	Occurrences	Kappa	BienClasse	BienClassePRES	BienClasseABST
Barbatulabarbatula	0.46	0.515	0.537	0.770	0.898	0.635
Barbusbarbus	0.35	0.180	0.672	0.898	0.782	0.924
Chondrostomanus	0.27	0.066	0.609	0.944	0.750	0.958
Cottusgobio	0.58	0.603	0.503	0.764	0.821	0.678
Gobiogobio	0.33	0.380	0.494	0.754	0.759	0.751
Leuciscuscephalus	0.33	0.295	0.676	0.856	0.878	0.847
Leuciscusleuciscus	0.36	0.184	0.658	0.885	0.839	0.896
Phoxinusphoxinus	0.67	0.603	0.518	0.761	0.728	0.810
Rutilusrutilus	0.42	0.210	0.680	0.895	0.734	0.938
Salmotruttafario	0.77	0.918	0.529	0.921	0.946	0.640

La validation des modèles a été réalisée par cross-validation (voir tableaux ci-dessus). Pour chaque espèce, les modèles sont calibrés sur les deux tiers des sites tirés

aléatoirement. Les probabilités de présence sont ensuite prédites sur les sites de validation. Les indices de Kappa sont calculés en retenant comme probabilité - seuil pour la présence d'une part, la valeur de 0.5, et d'autre part une valeur optimisée. La procédure est répétée 200 fois.

Les valeurs de l'indice de Kappa sont comprises entre 0.45 et 0.63 et les modèles sont considérés comme corrects.

En complément, les modèles ont été validés par la technique des courbes ROC qui donnent également des résultats satisfaisants (valeurs d'AUC comprises entre 0.78 et 0.95 sur le jeu de validation indépendant).

Signification écologique des modèles multi - variés

Afin de mieux percevoir la sensibilité des modèles multi - variés aux différentes variables environnementales, des profils marginaux ont été calculés pour chaque variable et chaque espèce. Pour ce faire, on simule des jeux de données dans lesquelles toutes les variables ont des valeurs constantes (égales à leur médiane) à l'exception de la variable à tester. Pour cette dernière, les valeurs varient de façon régulière entre les minima et maxima observés sur le terrain. Les probabilités de présence sont simulées et exprimées en proportion de la probabilité maximale obtenue (valeur optimale).

Les profils obtenus sont globalement conformes à ceux observés dans l'analyse des différentes variables prises indépendamment (**Figure 10**).

Chez la truite, les températures estivales sont la variable présentant le profil le plus marqué. Pour toutes les autres conditions identiques, le modèle prédira une raréfaction de l'espèce pour des températures JJA supérieure à 20°C. Pour le chabot, les quatre variables influent de façon importante l'occurrence de l'espèce : les optimums thermiques sont d'environ 8°C en hiver et 15°C en été. L'espèce évite les pentes fortes. Le vairon et la loche préfèrent également des températures estivales < à 20°C et des valeurs de pente moyenne. La loche serait avantagée par rapport au vairon pour les températures JJA faibles.

Parmi les cyprinidés, la vandoise présente un profil de réponse à la pente unique, avec un optimum pour des pentes moyennes à faible. Les autres espèces occupent préférentiellement les cours d'eau lent, et le gardon se distingue par son absence totale dès que les pentes atteignent des valeurs moyennes. Au niveau thermique, les températures estivales faibles (< à 18°C) sont limitantes avec toutefois un optimum très étroit pour la vandoise (aux alentours de 20°C). En hiver, la vandoise et le gardon présentent également des optimums pour des conditions comprises entre 6 et 8°C, la vandoise préférant les situations plus fraîches. Le barbeau se distingue par un évitement des températures les plus élevées en hiver. Ceci traduirait une préférence de cette espèce pour les climats très contrastés, de tendance plutôt continental, permettant à la fois une reproduction en début de printemps dans des eaux fraîches et une forte croissance somatique forte en été. Le cas du chevaine est assez proche de celui du barbeau. Le goujon apparaît comme relativement peu sensible à la température, hormis un effet positif modéré d'un réchauffement hivernal.

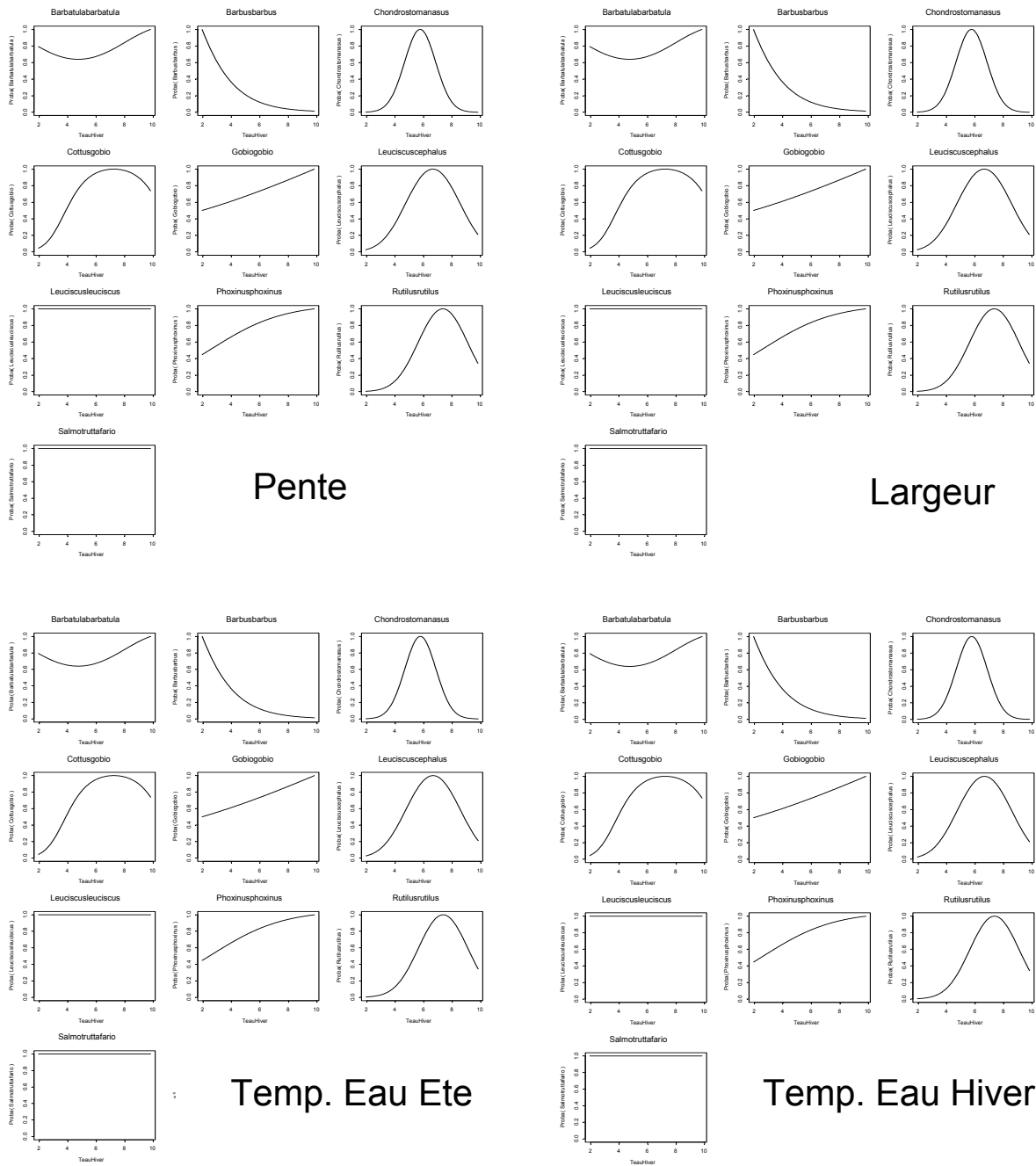


Figure 10 - Profils marginaux des probabilités de présence obtenues avec les modèles multivariés pour les quatre variables environnementales.

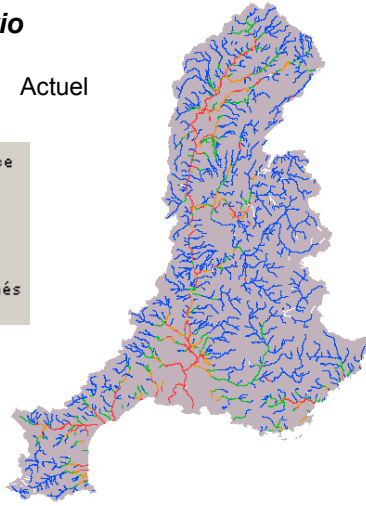
3.1.3.3 Simulation des distributions actuelles

Nous rappelons que les distributions présentées sont des distributions potentielles en l'absence de toute perturbation humaine locale tant au niveau de la morphologie du cours d'eau que de la qualité de l'eau. Les cartes ci-dessous fournissent les distributions après conversion des probabilités en présence-absence selon les deux modes possibles: avec un seuil de présence pour une probabilité de 0.50, avec un seuil de présence optimisé (voir précédemment).

Salmo trutta fario

Probabilité
d'occurrence
en 4 classes

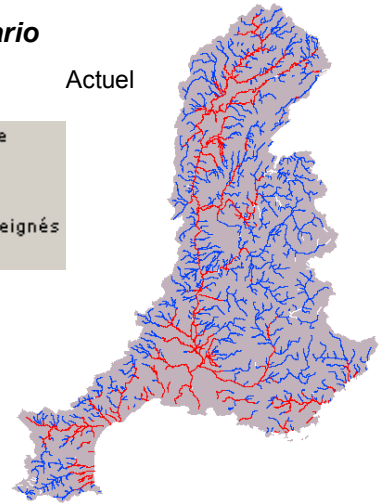
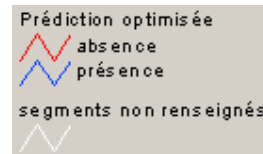
Actuel



Salmo trutta fario

P/A en seuils
optimisés :

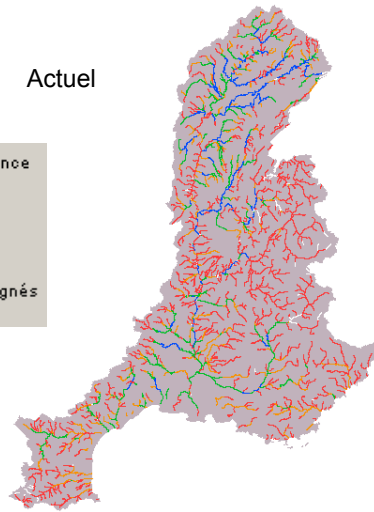
Actuel



Leuciscus l.

Probabilité
d'occurrence
en 4 classes

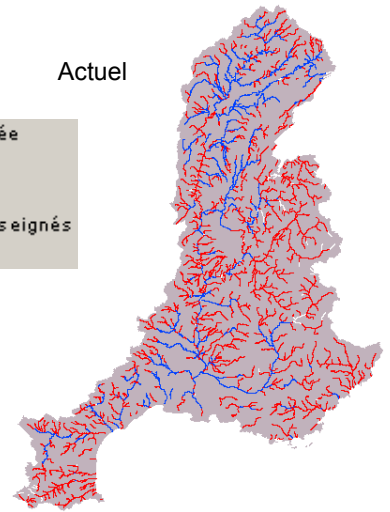
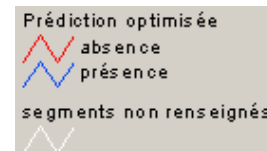
Actuel



Leuciscus l.

P/A en seuils
optimisés :

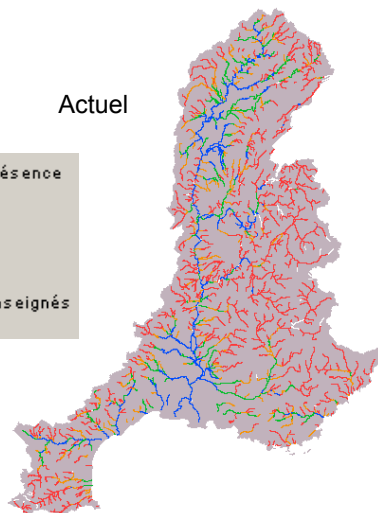
Actuel



Rutilus r.

Probabilité
d'occurrence
en 4 classes

Actuel



Rutilus r.

P/A en seuils
optimisés :

Actuel

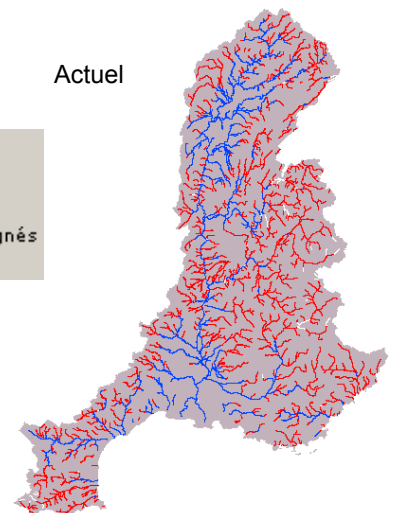
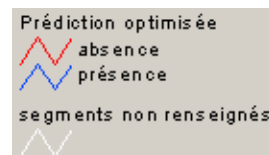


Figure 11 – Distribution des probabilités d'occurrence et des présences-absences obtenues à partir de seuils optimisés (truite, vandoise et gardon).

3.2 Approche historique des conditions de référence

3.2.1 Cadre et objectifs

Pour les différents acteurs de l'eau, le challenge du XXI^{ème} siècle est celui de la restauration de la qualité de la ressource et des milieux aquatiques. La Directive Cadre Européenne a donné le ton de cette impérieuse nécessité et fixé les grandes lignes de cette volonté commune. La pierre angulaire de la directive réside dans la conceptualisation théorique puis pratique d'un référentiel adapté à chaque type de milieu. Idéalement, les conditions de référence sont fondées sur un réseau spatialisé de sites présentant un très bon état écologique. En l'absence de sites de référence, une modélisation doit être envisagée sur la base de modèles prédictifs ou de méthodes a posteriori utilisant entre autres les données historiques. Le recours aux experts est prévu si les méthodes précédentes s'avèrent inadaptées.

Les référentiels sont des problèmes récurrents de l'évaluation écologique. Bien que la complexité de leur obtention ait augmenté avec la taille de l'espace géographique communautaire et sa diversité hydroclimatique et biogéographique ; les principales difficultés restent associées au poids ancestral des activités humaines sur les milieux naturels. Ainsi, les conditions de référence biologiques ayant une base spatiale s'avèrent numériquement insuffisantes pour garantir le niveau de confiance requis dans chaque district hydrographique, une situation aggravée lorsqu'il s'agit des systèmes fluviaux. En conséquence, la définition de conditions de référence à partir d'alternatives associant la modélisation, l'expertise et l'usage de données historiques devrait se généraliser à condition que la qualité et la quantité de ces données soient suffisantes, particulièrement pour les grands cours d'eau régulés de longue date. Cette situation a naturellement suscité un regain d'intérêt pour les archives historiques permettant de connaître l'état des milieux ou la composition des peuplements d'antan.

Les modèles actuels utilisés pour définir un indice poisson permettent de prédire la composition de peuplements piscicoles théoriques à partir d'un nombre limité de variables environnementales, et en l'absence de toutes perturbations anthropiques. Ces modèles ont été calibrés en sélectionnant des stations « non ou peu impactées » en regard des critères retenus. L'anthropisation croissante vers l'aval tend vers une meilleure représentativité de situations amont et intermédiaires sur les bassins versants au détriment des sections aval. Par conséquent, une meilleure évaluation de la signification des peuplements piscicoles théoriques issus de ces modèles pourrait être obtenue en comparant les prédictions (probabilités de présence des espèces par tronçon, métriques basées sur les occurrences) et les peuplements historiques.

Dans le cadre de la constitution du référentiel biologique des milieux aquatiques, la faune piscicole est historiquement la pièce du puzzle la mieux connue, au moins avant la transformation radicale des hydrosystèmes par les grands aménagements hydroélectriques. L'exploitation des documents historiques donne au minimum une information qualitative de base sur la distribution des poissons dans de grands bassins versants. Ils permettent généralement la constitution de listes d'espèces natives et de cartes de distribution. Lorsque les données sont de nature semi-quantitative ou quantitative, les situations anciennes et contemporaines peuvent être comparées. Le stade ultime de l'information est apporté par des chroniques de données, malheureusement rares et souvent limitées aux espèces ayant une forte valeur halieutique, en particulier les espèces migratrices.

Les rares données anciennes connues sur le bassin du Rhône sont essentiellement cartographiques. Elles ont été collectées par Louis Léger et ses collaborateurs entre le début du vingtième siècle et la décennie postérieure à la deuxième guerre mondiale. Malgré la relative jeunesse de ces documents en regard d'autres plus anciens, ils donnent des informations spatialisées et exhaustives sur la composition des peuplements piscicoles. Ce niveau d'information est suffisamment rare pour être signalé. Si ces cartes constituent un outil de travail implicite en ichthyologie rhodanienne, elles apportent aussi des éléments de recherche dans le cadre de la réflexion actuelle sur les référentiels piscicoles.

Ces documents « revisités » par la juxtaposition parallèle de caractéristiques physiques des milieux et de connaissances biologiques différentes, offrent de nombreuses perspectives de recherche. Dans ce volet du projet, nous confrontons les informations piscicoles provenant de ces cartes avec les simulations théoriques d'occurrences des espèces obtenues à l'aide des modèles Indice Poisson. Les résultats attendus de cette comparaison ont pour but d'associer plusieurs objectifs :

- une comparaison et/ou la validation des modèles construits à partir d'observations récentes en offrant un jeu de données antérieur aux données ayant servi pour leur réalisation,
- une meilleure connaissance des potentialités écologiques des cours d'eau du bassin du Rhône français avant leurs modifications par les grands aménagements hydrauliques du XXème siècle,
- l'étude des relations associant les peuplements et diverses variables physiques synthétiques définies à large échelle.

3.2.2 Origine et nature des données historiques

Sur la partie française du bassin du Rhône, plusieurs cartes piscicoles ont été réalisées par le Professeur **Louis LEGER (1866-1948)** de l'Université de Grenoble et ses collaborateurs entre 1910 et 1956 (**Figure 12**). Le but essentiel poursuivi par les auteurs était « *de renseigner les pêcheurs sur la répartition des poissons et d'apporter à l'administration et aux sociétés de pêche une documentation indispensable sur la valeur économique des cours d'eau* ».

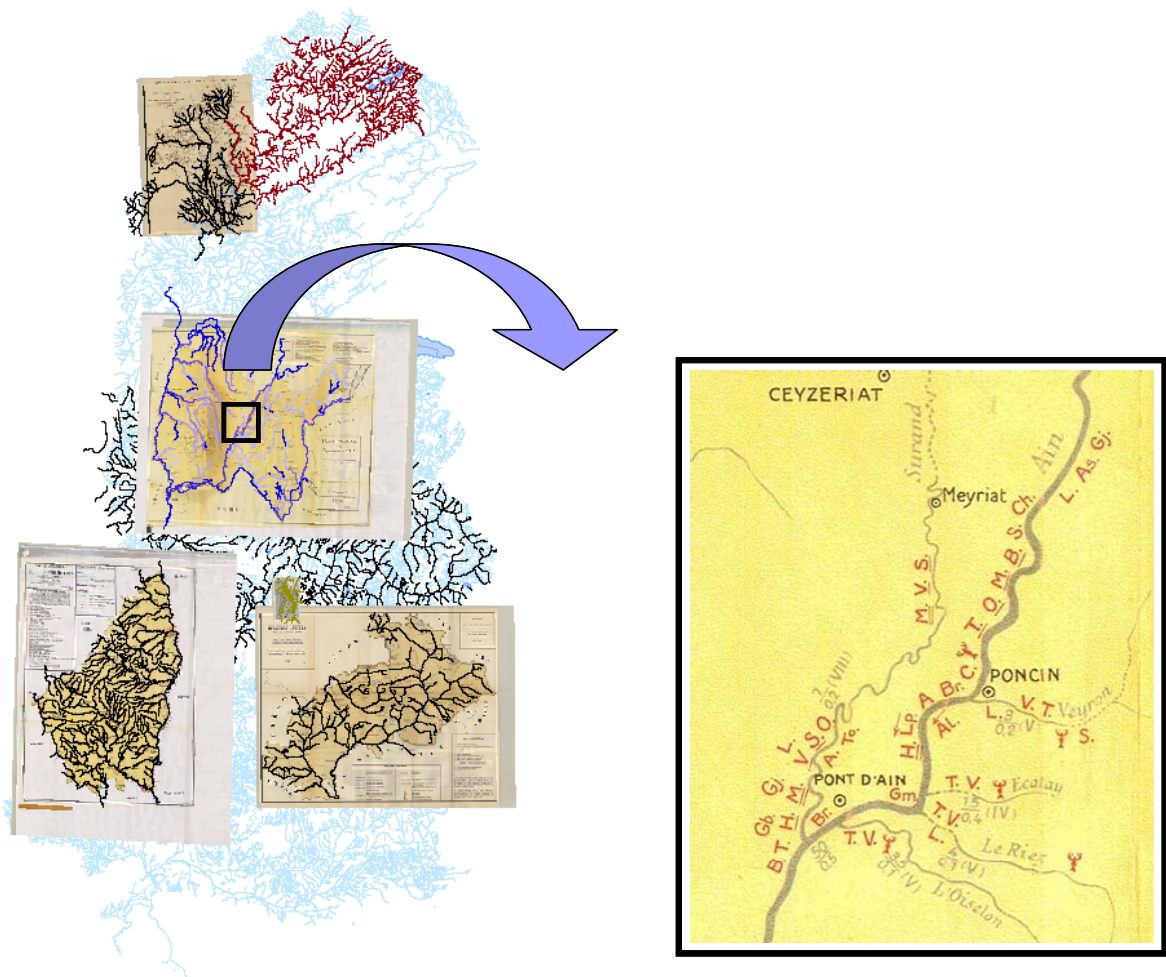


Figure 12 - Localisation de quelques cartes départementales et un extrait de celle du département de l'Ain permettant de montrer la nature des données cartographiées. Léger, Louis (1927) – Carte piscicole du département de l'Ain avec une notice explicative. - Trav. Lab. Hydrobiol. Piscic. Univ. Grenoble 19: 149-155.

Nous disposons d'un ensemble de cartes (**Tableau 6** et **Figure 13**) dont le niveau de précision de l'information physique et piscicole est relativement variable, bien que le fil directeur de la transcription cartographique ait été initialement bien défini (Anonymous, 1924) par les travaux de l'université de Grenoble (LEGER, 1910d, a). L'information peut être également complétée par des publications diverses datant de la même époque (Piraud, 1909; Anonymous, 1938; Leger, 1945-1948b).

Tableau 6 - Liste et échelle des cartes disponibles sur le bassin versant du Rhône. Le niveau d'information piscicole est noté de 1 à 3 (1 : toutes les espèces ne sont pas signalées, 2 : l'information est utilisable en présence/absence, 3 : une note d'abondance a été donnée à chaque espèce sur le tronçon ou cours d'eau inventorié).

Auteur (s)	Département et/ou Cours d'eau	Echelle	Note
(ANONYMOUS, 1945)	Haute-Saône	1/ 200 000	2
(DORIER, 1955)	Drôme	1/ 200 000	3
(DORIER, 1956-1957)	Ardèche	1/ 200 000	3
(HESSE & PARIS, 1924)	Côte-d'Or -1-	1/ 100 000	3
(HESSE & PARIS, 1927)	Côte-d'Or -2-	1/ 100 000	3
(KREITMANN, 1932)	Rhône	1/ 500 000	2
(LEGER, 1910b)	Furon	1/ 50 000	3
(LEGER, 1910c)	Ruisset	1/ 50 000	3
(LEGER, 1924)	Isère	1/ 200 000	1
(LEGER, 1927)	Ain	1/ 200 000	3
(LEGER, 1934)	Hauts-Alpes	1/ 200 000	3
(LEGER, 1942-1944)	Savoie	1/ 200 000	3
(LEGER, 1945-1948a)	Rhône	1/ 200 000	3
(LEGER & KREITMANN, 1931)	Haute-Savoie	1/ 200 000	3
(PERRIER, 1913)	Romanche	1/ 100 000	3
(PIRAUD, 1910)	Roize et Vence	1/ 50 000	3

Ces documents ont déjà fait l'objet d'analyses critiques (Carrel, 2002a, 2002b).

Les cartes permettent de connaître les **espèces**, leur **répartition** sur le réseau hydrographique, pour certaines d'entre elles les **limites** de distribution amont ou aval. La **fréquence relative** de chaque espèce pour un cours d'eau ou une section de cours d'eau est indiquée par un ou deux traits placés en dessous du code de l'espèce. Selon LEGER (1910a) « l'absence de trait indique seulement la présence du poisson ; un trait indique que l'espèce y est assez commune ; deux traits indiquent une espèce commune ou dominante ». Chaque tronçon comporte des **informations physiques** (L = largeur moyenne et P = profondeur moyenne des rivières ou des tronçons) et une note dite de **capacité biogénique**¹ β (Leger, 1910).

Les cartes listent également les espèces présentes dans les lacs et réservoirs, et leurs abondances relatives selon les critères définis précédemment. Elles donnent aussi la distribution des deux écrevisses autochtones (*Austropotamobius pallipes* et *A. torrentium*) mais sans distinction des deux espèces, ainsi que les premiers signalements de l'écrevisse américaine *Orconectes limosus*.

Les auteurs « se sont également efforcés d'indiquer les obstacles, les déversements nuisibles et les assèchements, les principales zones de frayères à salmonidés, les sièges des Sociétés de pêche, les établissements d'alevinage ».

¹ La capacité biogénique β signalée en chiffres romains est comprise entre I et X. Elle permet selon l'expertise des auteurs de déduire approximativement la productivité K en kilogramme par kilomètre selon la formule $K = \beta L$ pour les tronçons salmonicoles et $K = 2\beta L$ pour les rivières ou tronçons cyprinicoles de la zone à brème (LEGER, 1910).

Les usages hydrauliques ont été traduits graphiquement par une codification de seuils et d'usines franchissables ou non par les poissons. Ces indications manquent dans la carte de l'Isère (1924) et de l'Ain (1926). Dans les autres départements, elles sont peu nombreuses. Connaissant l'usage séculaire et extensif des cours d'eau, il ne s'agit que des seuils et aménagements les plus remarquables.

A l'exclusion des cartes de l'Isère (1924), de l'Ain (1926) et de la Haute-Savoie (1931), les cartes indiquent localement des déversements industriels nocifs. Seuls sont précisés les rejets industriels dont les effets négatifs sur le milieu et la faune étaient réellement reconnus par les riverains. C'est le cas de plusieurs rivières du département du Rhône : l'Ardières, le bassin versant de l'Azergues, le Gier (Leger, 1945-1948a). Sur la carte de Savoie, une « zone toxique » est notée entre Ugines et Albertville (Leger, 1944). Sur la Haute-Durance, un déversement nocif est signalé dans le secteur industriel de l'Argentière (Leger, 1934) où convergent des usages divers de la ressource pour la production électrique, l'électrochimie et la fabrication d'aluminium (Wilhelm, 1913).

La plupart des cartes sont accompagnées de textes sommaires permettant de trouver quelques informations supplémentaires. Selon son auteur, la première carte publiée, celle du département de l'Isère, n'avait « *en vue, sous le titre de « Carte touristique et sportive », que de renseigner les pêcheurs et l'Administration sur les diverses espèces de poissons sans autres données complémentaires concernant l'importance et la valeur économique de celles-ci* ». Louis Léger jugea utile de compléter cette carte par une ultime publication (Leger, 1945-1948)². Malgré cet ajout, elle reste la moins précise, notamment au niveau de la liste faunistique.

Il existe également une carte générale de l'axe rhodanien et de ses principaux affluents à l'échelle 1 : 500 000 (Kreitmann, 1932).

3.2.3 Mise en place des données

Toutes les cartes ont été traitées numériquement, insérées dans un SIG et géoréférencées sur la couche hydrographique BD Carthage (**Figure 13**).

Cet ensemble de tronçons de cours d'eau (ou cours d'eau complets) depuis les têtes de bassin jusqu'aux sections aval des grands systèmes couvre une part non négligeable du réseau hydrographique du bassin du Rhône et intègrent à la fois une grande diversité hydrologique et faunistique. Chaque tronçon ou cours d'eau est au minimum caractérisé par une liste d'espèces.

² Ces travaux d'enquête et de cartographie, poursuivis quelques années après la disparition de Louis Léger, n'ont pas permis de couvrir le territoire comme l'avait espéré son promoteur. Toutefois, des travaux similaires avaient été entrepris entre 1936 et 1939 par P. CHIMITS sur l'ensemble des cours d'eau du bassin de l'Adour et conduits à la parution d'une carte en 1939.

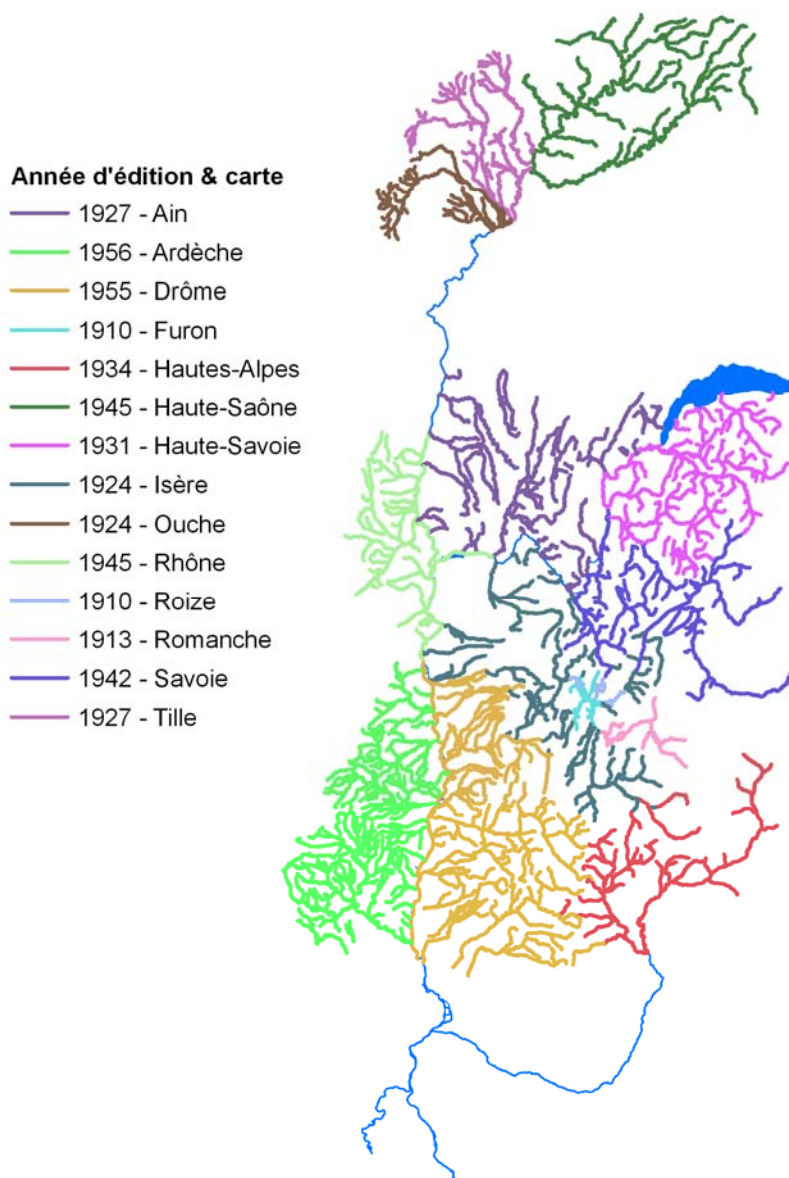


Figure 13 - Cartes piscicoles historiques de Léger et ses collaborateurs par année d'édition.

3.2.3.1 Création de la couverture historique RM&C

Fusion des couvertures par carte en une couche unique

Les quatorze cartes historiques avaient été initialement numérisées et transcrites en autant de couvertures shapefile (Carrel et Rabotin, 2003), en associant les informations piscicoles aux tracés BD Carthage du réseau « Drain Principal v1 » (Cemagref Lyon). Bien que les tracés actuels ne soient pas toujours représentatifs des tracés historiques des cours d'eau, l'objectif poursuivi était simplement d'associer les informations disponibles à un référentiel cartographique existant.

Pour faciliter l'étude, nous avons fusionné ces couches en une seule couverture. Certains tronçons étant représentés plusieurs fois par l'ajout successif des différentes cartes départementales (par exemple le Rhône ou la Saône), nous avons supprimé ces doublons en

tenant compte de la qualité des informations des cartes d'origine. Des arcs indiqués "non renseignés" (sans informations piscicoles) ont également été supprimés, ainsi que tous les bras secondaires du réseau dont la présence gêne le chaînage amont – aval et le calcul de certaines variables (**Figure 14A**). Cette première version compte 1216 tronçons historiques couvrant environ 15 700 km de cours d'eau, incluant quelques tronçons appartenant au bassin versant de la Loire ou s'écoulant sur des bassins versants situés en Suisse.

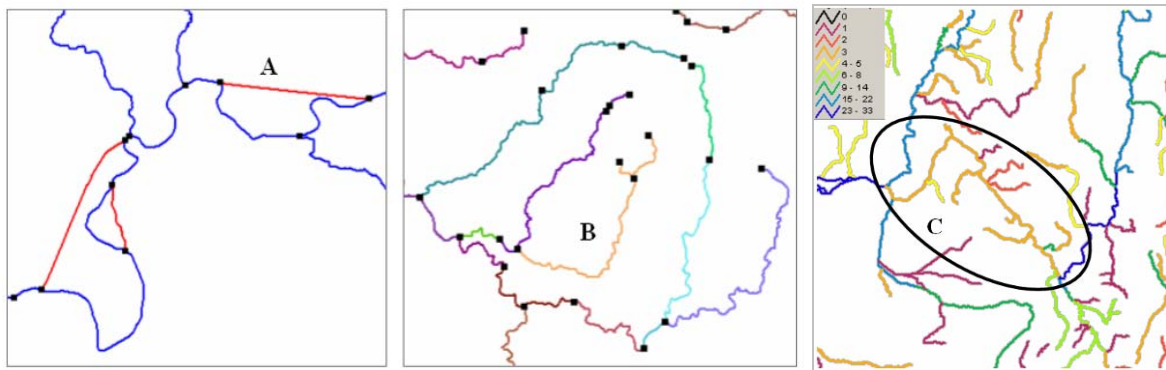


Figure 14 - Exemples de correctifs apportés au réseau historique. (A) bras secondaires (rouge) cours naturel (bleu) et nœuds des tronçons (points noirs) Les bras secondaires doivent être écartés du calcul. (B) Couleurs des tracés selon le type de peuplement. Le peuplement 'B' compte 2 affluents en amont et doit être départagé. (C) Couleurs selon le nombre d'espèces observées de '0' (noir) à >22 (bleu). Problème sur le Rhône entre le Guiers et l'Ain.

Un contrôle de ce premier réseau a été réalisé pour vérifier la cohérence des informations, par exemple s'assurer que tous les arcs ayant le même identifiant ont également le même peuplement. Quelques petites incohérences ont été identifiées et corrigées après consultation avec G. Carrel. Dans certains cas, des objets « tronçon » des cartes historiques regroupent en fait plusieurs cours d'eau (e.g. un cours d'eau et ses affluents, cf. **Figure 14B**). Il a fallu départager ces objets en plusieurs entités pour les simulations. Nous avons également constaté une rupture dans la continuité des peuplements sur le Haut Rhône (**Figure 14C**). Les informations piscicoles sur Haut Rhône sont issues de plusieurs sources, des cartes départementales de la Haute Savoie et de la Savoie en amont du Guiers, de la carte départementale de l'Isère entre le Guiers et l'Ain, et de la carte départementale de l'Ain en aval de la rivière d'Ain. Alors que 29 espèces sont signalées à l'amont du Giers et 30 en aval de l'Ain, seules 3 espèces sont renseignées par la carte de l'Isère. Ce tronçon dont le renseignement était visiblement incomplet a été écarté.

Création des objets de simulation

L'utilisation de ce réseau cartographique historique à des fins de modélisation se fait à partir de trois niveaux d'objets linéaires nommés, par ordre croissant de détails, « tronçon », « segment » et « arc élémentaire » (**Tableau 7**). Il y a toujours une relation d'appartenance de 1 : n entre le niveau supérieur et le niveau inférieur des objets.

Tableau 7 - Les trois niveaux d'objets linéaires du réseau de simulation.

Entités	nombre	Niveau d'intégration
Tronçons	998	entités des observations piscicoles des cartes historiques
Segments	1383	entités de caractérisation environnementale et de simulation SIG
Arcs	3068	objets élémentaires de la topologie réseau

Les tronçons correspondent aux portions du réseau associées à une évaluation historique (piscicole et parfois environnementale, selon les cartes) de l'ordre d'une dizaine de kilomètres (moyenne : 11.86 km, médiane : 9.52 km, min : 0.45 km et max : 115.38 km pour la Saône de la Lanterne à l'Ognon). Parfois, le « tronçon » inclus une portion de cours d'eau et certains affluents lorsque la classification historique regroupait plusieurs cours d'eau sous un même code.

Les segments correspondent aux entités des simulations et de la caractérisation environnementale du réseau sous S.I.G. Ce niveau correspond au niveau principal de l'analyse. Le partage des tronçons en segments a été réalisé pour (1) séparer les affluents du cours principal lorsqu'ils partagent le même code tronçon, et (2) contrôler la pertinence de l'évaluation sur la partie amont des tronçons en tête de réseau. Ainsi 641 tronçons ne comptent qu'un seul segment, tandis que les 357 autres tronçons peuvent avoir jusqu'à 4 segments (moyenne : 8.56 km, médiane : 6.00 km, min : 0.20 km et max : 115.38 km pour la Saône amont).

Les arcs élémentaires correspondent aux tracés BD Carthage du réseau après fusion par suppression des nœuds inutiles de façon à alléger le volume de la couverture. Un arc appartient forcément à un seul segment et donc à un seul tronçon, et correspond soit à un segment entier, soit à une portion de segment entre confluences avec des affluents par exemple. La structure en arcs est conservée pour des besoins de traitements S.I.G., mais ne constitue pas un niveau d'analyse.

Initialement les simulations devaient être réalisées au niveau des tronçons historiques. Cependant, outre les quelques cas de « tronçons » combinant plusieurs cours d'eau (**Figure 14B**), la limite amont des peuplements historiques est souvent mal identifiée en tête de réseau. Lors de la création des couches par carte, le peuplement historique a souvent été associé à l'intégralité du tronçon amont en l'absence de renseignement porté sur la carte susceptible de définir une limite de répartition. Or les tronçons situés en tête de réseau sont souvent suffisamment longs pour présenter une grande hétérogénéité environnementale, notamment en montagne. A titre d'illustration, le tronçon historique amont sur le Giffre (**Figure 15**) mesure 16,6 km pour une pente moyenne de 151 m.km^{-1} , mais en fait 70% du dénivelé se situe sur seulement 10% du linéaire dans la partie amont du tronçon.

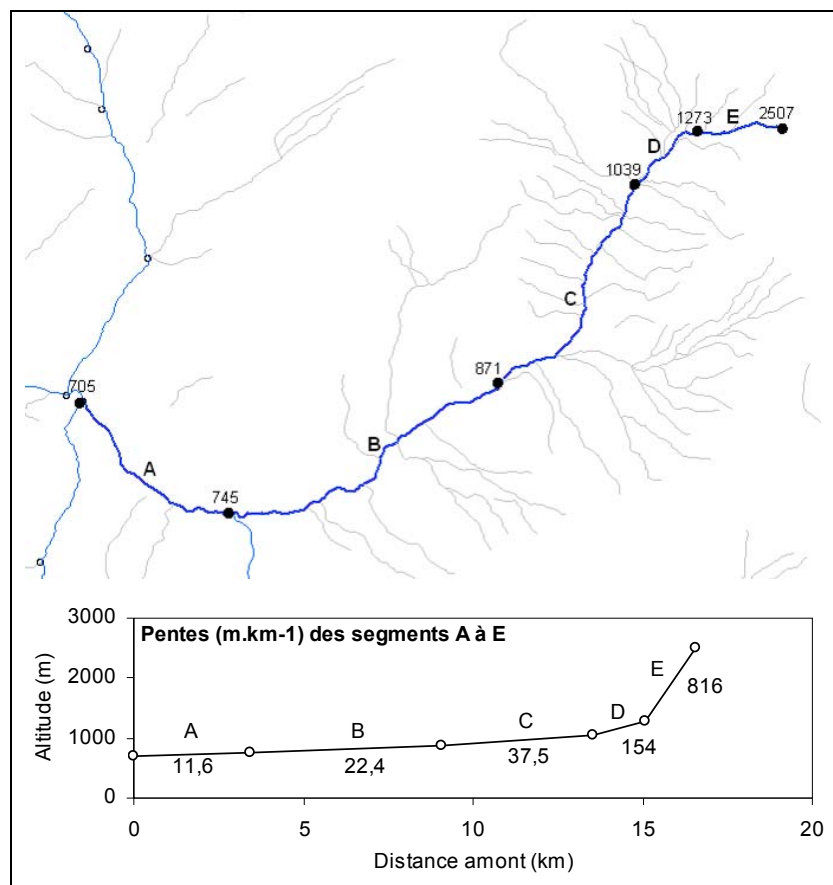


Figure 15 - Hétérogénéité environnementale des tronçons en tête de réseau : cas de la pente sur le Haut Giffre. Au-dessus : découpage du tronçon en segments A à E, avec altitudes des extrémités (m). En dessous : profil des pentes moyennes par segment du même tronçon. Tracés bleus : réseau historique. Tracés gris : BD Carthage.

Vu que le problème est assez général, les tronçons historiques de tête de réseau ont été découpés en plusieurs sous-tronçons ou « segments ». Nous avons considéré a priori que les fortes divergences des conditions environnementales concernent généralement la section amont des tronçons en tête de réseau, notamment dans des secteurs de fort relief, et que le descriptif piscicole historique se rapporte vraisemblablement à la partie aval de ces tronçons. Le partage des tronçons a donc été fait en regard de la longueur du tronçon et de la vigueur du relief local. En montagne, les tronçons historiques ont été généralement découpés en 2 ou 3 segments. Ailleurs, certains tronçons ont été départagés en 2 segments. La **Figure 16** donne un exemple pour l'Ouche, affluent rive droite de l'Aigues dans la Drôme Provençale. La délimitation des segments a été faite à partir de nœuds BD Carthage existant dans l'idée qu'il nous fallait prévoir le rapatriement éventuel des calculs sur la BD Carthage.

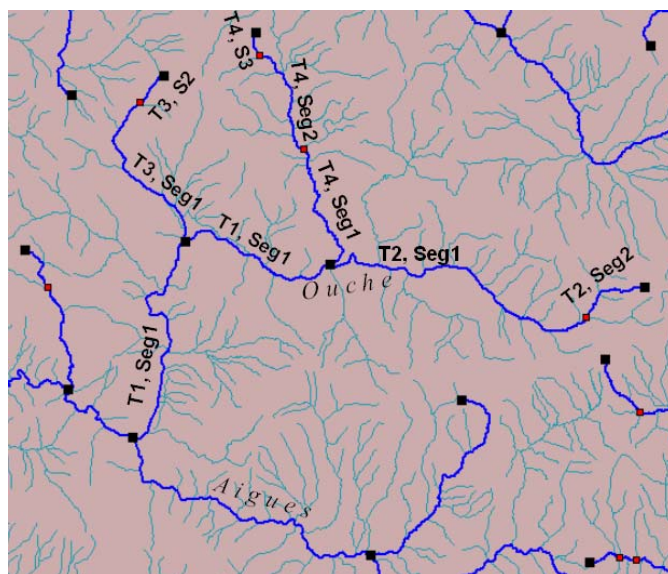


Figure 16 - Partage des tronçons en segments : exemple de l'Ouche. Carrés noirs : nœuds entre tronçons. Carrés rouges : nœuds séparant des segments à l'intérieur d'un tronçon.

Il en résulte une structure de données dans laquelle l'information piscicole historique est intégrée au niveau des tronçons, mais les simulations sont réalisées au niveau des segments ; chaque tronçon pouvant être constitué d'un ou plusieurs segments.

Au total, le réseau élaboré en RM&C compte 1898 segments (longueur moyenne de 7.2 km) appartenant à 1153 tronçons (longueur moyenne 11.9 km). Cependant, une partie non négligeable de ces entités n'a pas été conservée dans ce travail pour différentes raisons liées notamment à la validité de la caractérisation d'entités trop petites, ou au fait que les valeurs sortaient de la gamme des valeurs utilisées pour calibrer les modèles piscicoles.

Il faut signaler l'existence de deux versions du réseau : (1) le réseau historique complet à l'exclusion de quelques tronçons n'ayant pu être caractérisés tels que le Rhône suisse et les voies d'eau artificielles, et (2) le réseau retenu pour les simulations (exclusion des segments hors Rhône, des segments dont l'altitude dépasse 1500 m, ou dont les caractéristiques environnementales sortent du domaine de validité des modèles.

En conséquence, toutes les cartes présentées ne prennent en compte que les simulations.

Caractérisation physique des tronçons

Cinq variables environnementales ont été renseignées au niveau des segments de simulation (**Tableau 8**) et certaines d'entre elles sont utilisées pour estimer d'autres paramètres (température de l'eau, largeur).

Tableau 8 - Liste des paramètres physiques des segments de simulation.

Variable	Source / méthodologie
1. Altitude moyenne (m)	$(\text{Alt amont} + \text{Alt aval}) / 2$
2. Pente Moyenne (m.km^{-1})	$(\text{Alt amont} - \text{Alt aval}) / \text{Longueur}$
3. Surface Drainée (km^2)	Forçage hydrographique d'un M.N.T. à 250 m
4. Température d'Été ($^{\circ}\text{C}$; JJA)*	Températures saisonnières de l'eau modélisées à partir des températures de l'air (température récente – anomalie historique) et de descripteurs environnementaux (voir modélisation des températures de l'eau)
5. Température d'Hiver ($^{\circ}\text{C}$; DJF)*	
6. Régime (4 catégories)	Classification selon
7. Module ($\text{m}^3.\text{s}$)	Ajustements selon la surface des estimations de Sauquet E. (2006)
8. Largeur (m)	Modélisée à partir du régime et de la surface

* Saisons thermiques : Été : juin, juillet, août ; Hiver : décembre, janvier, février

Altitude et pente des tronçons

L'altitude et la pente moyenne des segments ont été calculées à partir des altitudes des extrémités de chaque tronçon (**Figure 17**). L'altitude moyenne correspond à la moyenne des deux altitudes aux extrémités du segment. La pente moyenne correspond au dénivelé du segment divisé par sa longueur (m.km^{-1}).

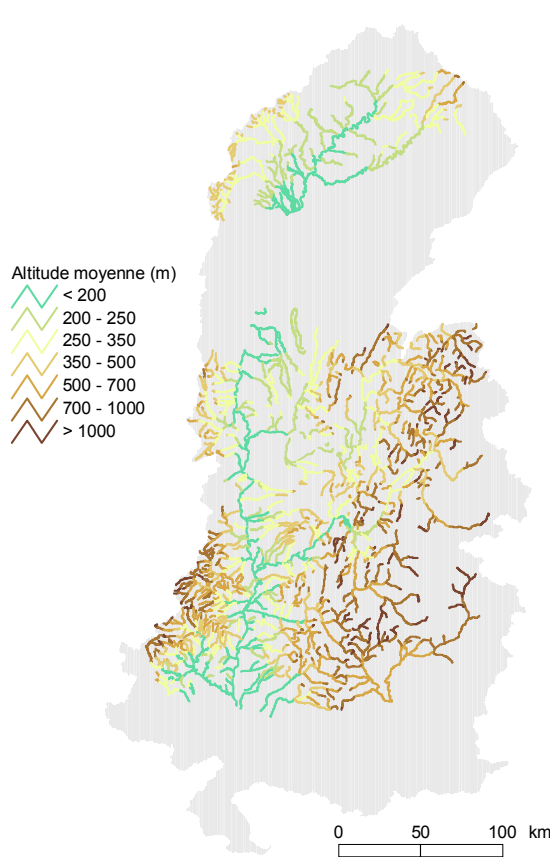


Figure 17 - Altitudes moyennes du réseau Historique.

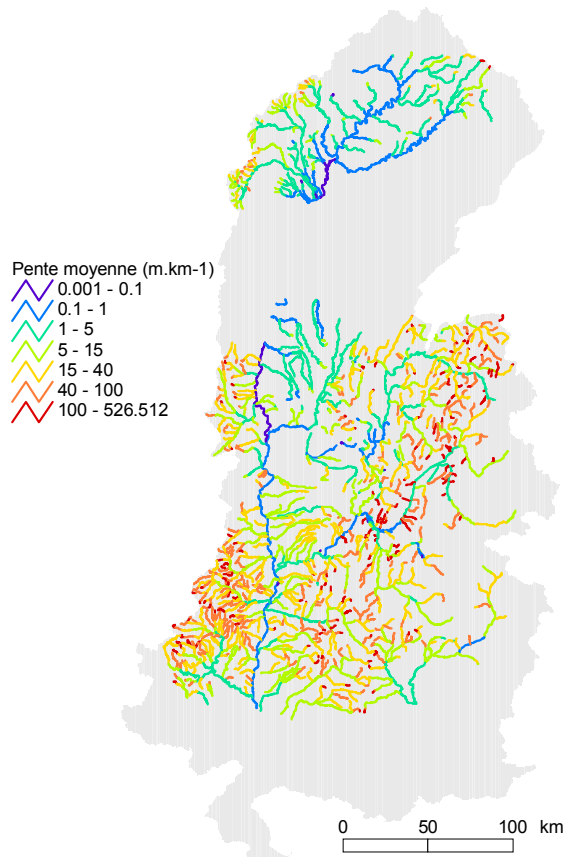


Figure 18 - Pentes moyennes du réseau historique.

Les valeurs d'altitude utilisées ont été récupérées par jointure spatiale avec la BD ALTI © IGN au pas de 50 m. Deux méthodes d'extraction des valeurs d'altitude ont été comparées : l'extraction de la valeur locale (la valeur de la cellule du MNT à l'emplacement du nœud) et la valeur minimale d'un voisinage de 3 par 3 cellules. Dans la majorité des cas, les valeurs obtenues par les deux méthodes sont très proches, les valeurs locales étant toujours

supérieures ou égales aux minima par voisinage. Mais, sur les petits cours d'eau à pente forte, les deux approches présentaient souvent des écarts de plusieurs dizaines de mètres, dépassant exceptionnellement 100 m. Après vérification d'un échantillonnage de cas sur fond topographique, la méthode des valeurs locales présentant un plus fort risque d'erreur, la méthode du voisinage a été retenue.

Superficies drainées

Les superficies drainées ont été calculées à partir d'un M.N.T. à 250 m suivant une procédure en 3 étapes : (1) forçage hydrographique du M.N.T., (2) modélisation d'une surface de l'écoulement, et (3) extraction des valeurs au niveau des segments historiques.

Le forçage a été réalisé à l'aide de fonctions des modules GRID et TIN d'Arc/Info, à partir du réseau « Drain Principal v2 » (DP2). Un premier forçage été réalisé à 250 m en appliquant un coefficient d'incision aux cellules traversées par le réseau de référence, et 1.0 aux autres cellules. Ensuite, une triangulation a été réalisée à partir du M.N.T. forcé afin de créer un nouveau MNT à 100 m sur lequel un deuxième forçage du réseau a été réalisé.

Une couche des superficies cumulées a été générée à partir du MNT forcé à 100 m avec les fonctions de Arc/Info GRID prévues à cet effet. Partant d'une surface des directions d'écoulement (Flowdirection), les artefacts endoréiques (Sink) sont détectés et sont comblés (Fill) dans le MNT, pour générer l'image des surfaces drainées (Flowaccumulation). Le résultat a été contrôlé en comparant un réseau théorique généré à partir du calcul avec le réseau historique. Les deux tracés coïncident à peu près sur l'essentiel du réseau historique (à 150 m près). Les secteurs problématiques correspondent principalement aux zones de plaine ou aux remplissages des « sinks ». Mais, même en dehors de ces secteurs, il est fréquent que les points de confluence ne correspondent pas exactement, souvent décalés de plusieurs centaines de mètres vers l'amont dans le réseau théorique.

Une procédure semi-automatique a été utilisée pour associer des valeurs de superficie drainée à chaque segment. Quatre valeurs ont été extraites automatiquement pour chaque segment, l'une au droit de l'extrémité aval du tronçon, et les 3 autres à des distances croissantes (125, 250, et 375 m) en amont de cette extrémité (**Figure 19**). Les 3 nœuds en amont de chaque exutoire sont créés en effaçant la partie du segment située à l'intérieur de buffers (de 125, 250 et 375 m respectivement) autour du nœud exutoire du tracé initial afin de créer des segments « déconnectés ». La comparaison des 4 valeurs a permis de vérifier la cohérence des écarts vers l'amont, et d'établir quelle distance était a priori la plus pertinente. Les surfaces du Rhône ont été corrigées pour inclure le bassin versant du Rhône Suisse (**Figure 20**). Les valeurs de superficies drainées correspondent donc à la superficie prise légèrement en amont de l'exutoire des segments.

Les résultats de la caractérisation semi-automatique ont été vérifiés à l'aide de stations de contrôle en notre possession (Banque Hydro, R.N.B.) et par un contrôle amont – aval en s'assurant que la surface attribuée à un segment soit supérieure ou égale à la somme des superficies des segments immédiatement en amont. Les erreurs constatées ont fait l'objet de corrections manuelles, soit en cherchant une valeur pertinente d'après le modèle d'écoulement si le problème était dû à l'écart entre les tracés théoriques et l'emplacement réelle des cours d'eau, soit en calculant la superficie du bassin drainé manuellement. Environ 80% des valeurs de la caractérisation automatique ont été conservées, 15% ont dû être corrigées du fait de divergences entre tracés théoriques et tracés réels, et un peu moins de 5% ont été corrigés manuellement.

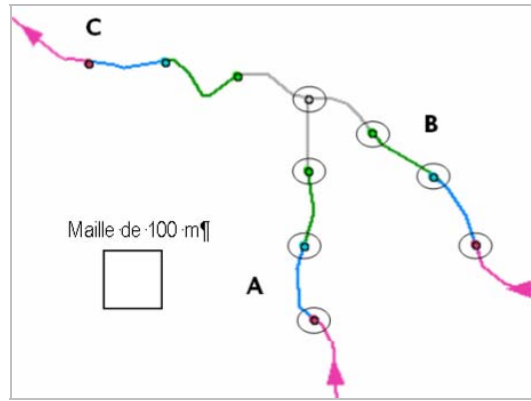


Figure 19 - Déconnexion des tracés pour l'estimation des surfaces drainées en amont d'une confluence (voir le texte pour les explications complémentaires). A, B, et C : tronçons du réseau. Les nœuds entourés correspondent aux nœuds d'arrivée à partir desquels les surfaces drainées sont estimées. Couleurs des arcs et nœuds : Gris : réseau connecté. Vert : réseau effacé sur 125 m à partir de la confluence. Bleu : déconnecté sur 250 m. Rose : déconnecté sur 375 m. La flèche indique le sens de l'écoulement.

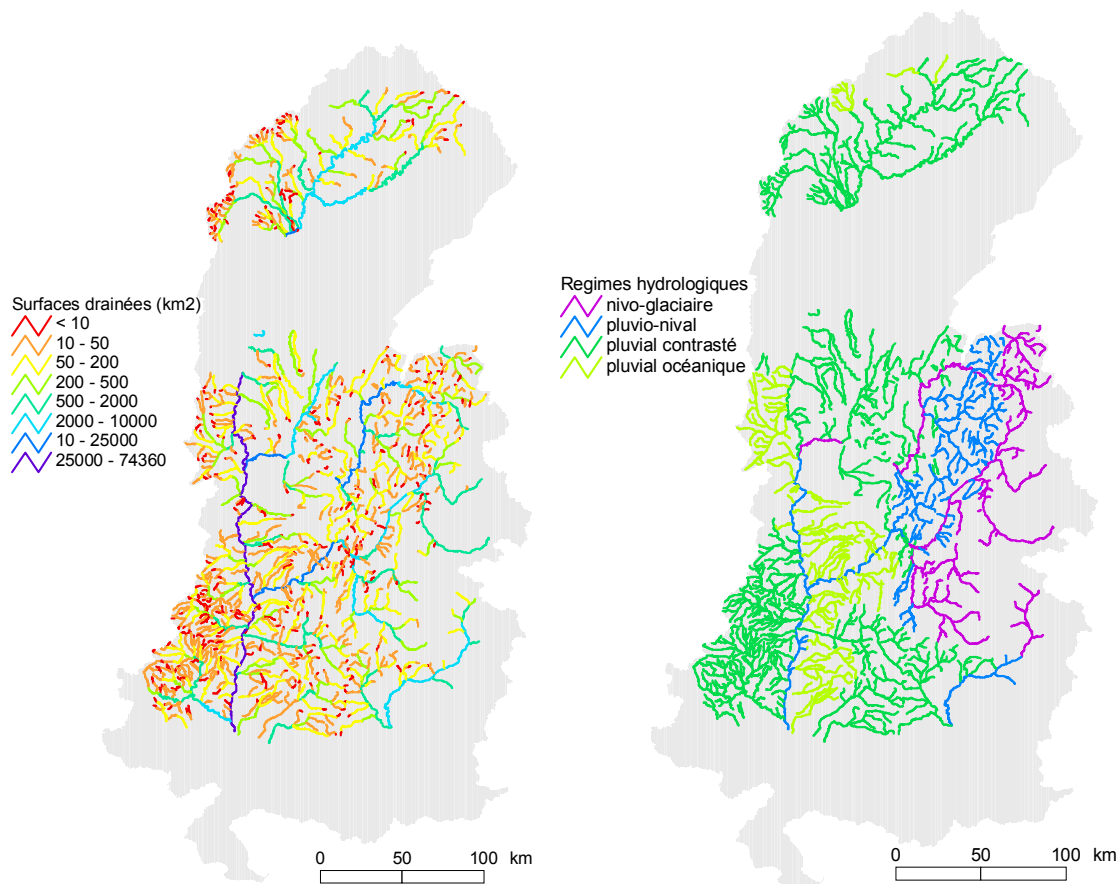


Figure 20 - Surfaces drainées des segments du réseau historique.

Figure 21 - Typologie des régimes Hydrologiques.

Régimes hydrologiques

Les régimes sont pris en compte pour la modélisation de la température de l'eau et de la largeur des segments. La carte utilisée (GUIGO & VIVIAN, 1995) est fondée sur une analyse en composantes principales des débits spécifiques moyens des stations de la Banque Hydro

(débits naturels ou reconstituées). L'analyse oppose un gradient d'abondance sur l'axe F1 à une différenciation saisonnière sur l'axe 2 (maximum en été ou en hiver), décliné dans une typologie à deux niveaux : 13 classes élémentaires et 4 regroupements principaux. L'information est spatialisée par Zone Hydrographique (ou groupes de zones hydrographiques connexes). Nous avons retenu le regroupement en 4 classes (**Figure 21**) :

- les régimes glaciaires à nivo-glaciaires à écoulement abondant avec maximum d'été et minimum d'hiver marqués,
- les régimes nivaux à pluvio-nivaux à écoulement abondant avec maximum de fin de printemps et minimum d'hiver,
- les régimes pluviaux contrastés à écoulement abondant selon la saison, maximum de printemps ou d'automne, et minimum d'été marqué,
- les régimes pluviaux océaniques à écoulement moyen ou peu abondant, peu contrasté selon les saisons, avec maximum d'hiver ou début de printemps, et minimum d'été.

Les limites entre classes des régimes de cette typologie ne correspondent pas très bien aux définitions traditionnelles des régimes français. Par exemple, la catégorie "régimes nivaux à pluvio-nivaux" regroupe tous les régimes qui présentent un maximum situé plutôt en deuxième partie du printemps, attribué à une influence nivale perceptible. Pour le Rhône, cette catégorie correspond en fait à un régime composite. De même, la catégorie « régimes pluviaux contrastés » combine des régimes méditerranéens avec des régimes à caractère continental.

La spatialisation des régimes a également nécessité des corrections car le classement d'une station Banque Hydro a été généralisé aux Zones Hydrographiques environnantes. Par conséquent, les cours inférieurs des affluents du Rhône moyen étaient classés en régime nival. Lorsque le classement était visiblement erroné, le classement attribué en amont a été prolongé jusqu'à l'exutoire des cours d'eau.

Températures saisonnières

Depuis la mise en place de l'Indice Poisson normalisé utilisant les températures moyennes de l'air des mois de janvier et de juillet, des améliorations significatives du modèle thermique ont été réalisées. Un travail d'optimisation de la contribution de la température (ROGERS, 2003) a montré notamment que la durée la plus pertinente correspond à une moyenne sur 5 ans précédant la date de pêche, tandis que l'utilisation de moyennes saisonnières sur 3 mois s'est avérée meilleure que l'utilisation de moyennes sur un seul mois. Récemment, l'usage de la température de l'air a été remplacé par la température de l'eau obtenue à partir d'une modélisation associant la température de l'air, le régime hydrologique, la superficie drainée et l'altitude (PONT et al, 2006). Cette amélioration permet de corriger des effets de régimes sous influence nivale ou glaciaire.

Dans ce travail, l'objectif était de reconstituer les températures saisonnières de l'eau (Été : juin, juillet, août ; Hiver : décembre, janvier, février). Dans un premier temps, deux sources ont été envisagées, (1) des cartes de la Météorologie Nationale donnant des moyennes mensuelles (1921-1950), et (2) des archives de températures mensuelles (1901-2000) interpolées au niveau de l'Europe à une résolution de 10 minutes (environ 13 km E-O et 18 km N-S) (MITCHELL et al, 2004). Les moyennes interannuelles (1921-1950) ne permettaient pas de tenir compte de la variabilité interannuelle des températures et la chronique ne couvre pas la totalité de la période d'élaboration des cartes historiques. Par contre, les températures annuelles interpolées couvraient toute la période et permettaient la prise en compte de la variabilité interannuelle. Toutefois leur résolution et la densité du réseau d'observation à

l'époque historique étaient autant d'éléments négatifs pour permettre une caractérisation pertinente des tronçons historiques.

En définitive, nous avons utilisé nos propres estimations des températures mensuelles (1980-99) interpolées à une résolution de 3 km (ROGERS, 2003) comme donnée de référence pour caractériser les tronçons. En s'appuyant sur la notion de gradient thermique d'altitude (variation moyenne des températures de $-0,55^{\circ}\text{C}$ pour 100 m d'altitude), une base thermique a été créée par krigeage des températures réduites au niveau de la mer, puis ajustement des valeurs interpolées en fonction des altitudes moyennes à une résolution de 3 km. Un contrôle indépendant sur 120 postes climatiques donne une erreur moyenne de $\pm 0,54^{\circ}\text{C}$, avec cependant une plus grande incertitude pour les mailles > 1500 m d'altitude, due à la rareté de stations climatiques sans lacunes importantes en montagne. Nous avons appliqué à ces valeurs actuelles une anomalie thermique calculée au niveau des mailles des archives européennes correspondant à l'écart entre la moyenne de nos estimations sur 20 ans et les températures historiques des 5 années précédant l'année de parution des cartes historiques. Cette solution permet de conserver la précision spatiale des estimations à 3 km, mais de les ajuster en fonction de l'écart moyen entre les deux périodes au niveau des mailles d'interpolation historique.

Les températures étant calées sur l'année d'édition des cartes, soit 11 dates comprises entre 1910 et 1957, les températures ne peuvent pas être considérées comme une carte homogène (**Figure 22**, **Figure 23**).

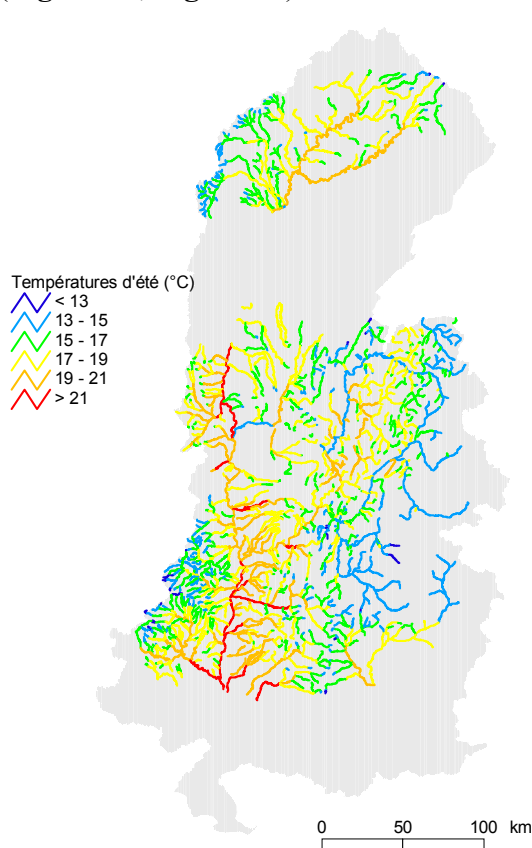


Figure 22 - Estimations des températures de l'eau des mois d'été (juin, juillet, août) pour les segments du réseau historique.

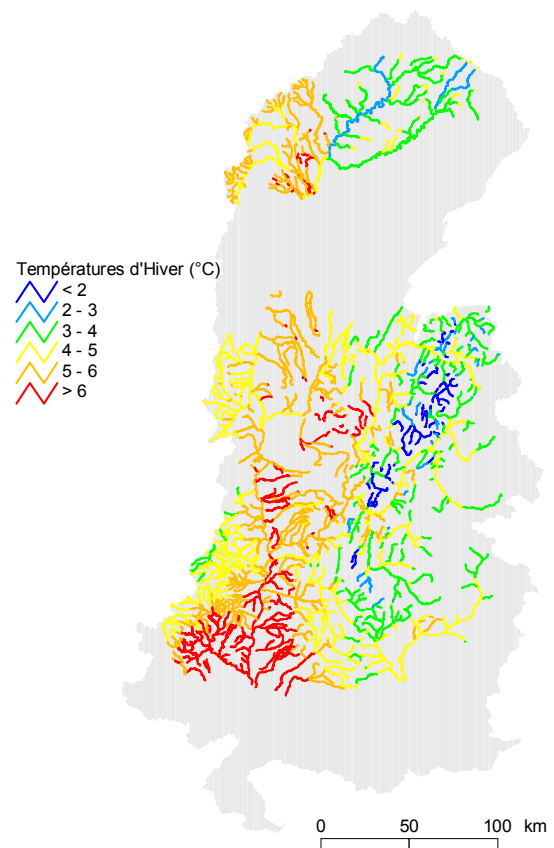


Figure 23 - Estimations des températures de l'eau des mois d'hiver (décembre, janvier, et février) pour les segments du réseau historique.

Variables hydrologiques

Jusqu'à présent, les débits n'ont pas été pris en compte dans les modèles Indice Poisson. En lien avec le projet Estimkart, nous avons testé pour la première fois l'intérêt d'une prise en compte des débits dans les modèles Indice Poisson. Bien que les résultats de ce test ne nous aient pas conduits à l'insertion de variable(s) hydrologique(s) dans le modèle, nous présentons le calcul de ces descripteurs hydrologiques. Ces derniers n'apparaîtront dans le rapport que comme des éléments descriptifs physiques complémentaires.

La caractérisation hydrologique des segments historiques a été réalisée à partir de données provenant du projet Estimkart. Les lames écoulées sont interpolées par Zone Hydrographique (Sauquet, 2005), et les débits cumulés sont spatialisés sur le réseau hydrographique Drain Principal niveau 1 (DP1) (Pella et al., 2006) à partir des lames moyennes par Zone Hydrographique. Les segments historiques ont été associés à ces deux sources en utilisant les nœuds aval des segments déconnectés mise en place pour l'estimation des surfaces drainées, donc à un point situé légèrement en amont de l'exutoire du segment. Ainsi, tous les exutoires des segments ont été systématiquement associés à une Zone Hydrographique, et tous les segments situés sur les cours d'eau du réseau DP1 ont été associés à un tronçon de ce réseau.

Les variables hydrologiques ont été calculés suivant deux procédés distincts selon que l'exutoire du segment se situait ou non sur un tronçon du réseau DP1. Si le segment était sur le réseau DP1, le débit du segment a été caractérisé à partir de sa source. Vu que le découpage des segments historiques ne coïncide pas avec celui des tronçons DP1, nous avons simplement pondéré la valeur du réseau DP1 en fonction du rapport entre la surface drainée du segment et celle du tronçon DP1. Lorsqu'un segment ne se trouve pas sur un tronçon du réseau DP1, il s'agit d'un cours d'eau secondaire, i.e. un cours d'eau qui ne draine qu'une partie d'une seule Zone Hydrographique. Dans ce cas, la surface drainée du segment a été prise pour calculer un module en m^3/s à partir de la lame moyenne de la Zone Hydrographique.

Toutes les valeurs ont été initialement intégrées d'abord en tant que débits (m^3/s), les lames écoulées (mm) ayant été ensuite recalculées à partir de ces débits estimés (**Figure 24**, **Figure 25**). La cohérence entre les lames reconstituées et les lames des données source a été contrôlée, que ce soit pour les Zones Hydrographiques ou les tronçons du réseau DP1 (**Figure 26**).

Au final, environ 75 % des segments ont été caractérisés directement à partir de la lame de la Zone Hydrographique, tandis que 25% environ ont été caractérisés à partir du réseau DP1. Environ 2 % des valeurs ont été corrigées après contrôle de la cohérence. En regard de la méthode d'intégration, les valeurs ne se cumulent pas parfaitement de l'amont vers l'aval (i.e. le débit à l'aval d'une confluence n'est pas une somme parfaite des débits provenant des tronçons amont).

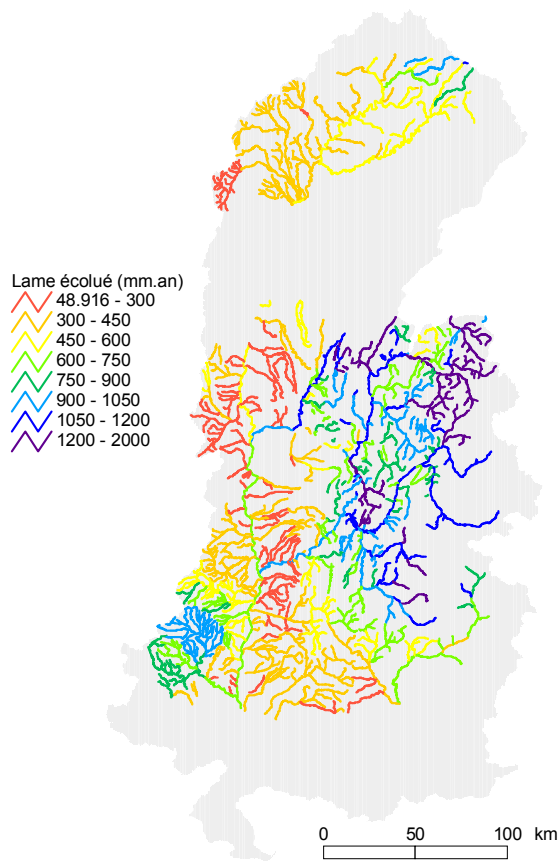


Figure 24 - Variables hydrologiques associées aux segments historiques. Lames écoluées (mm par an)

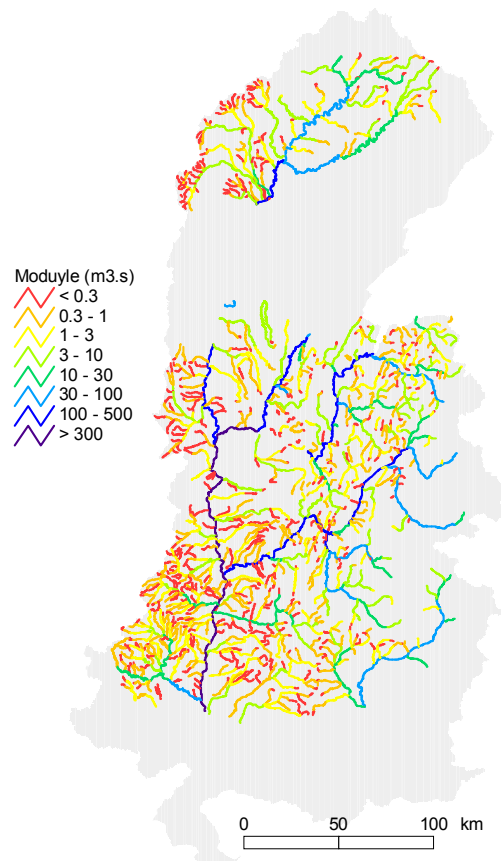


Figure 25 - Variables hydrologiques associées aux segments historiques. Modules annuels (m³/s)

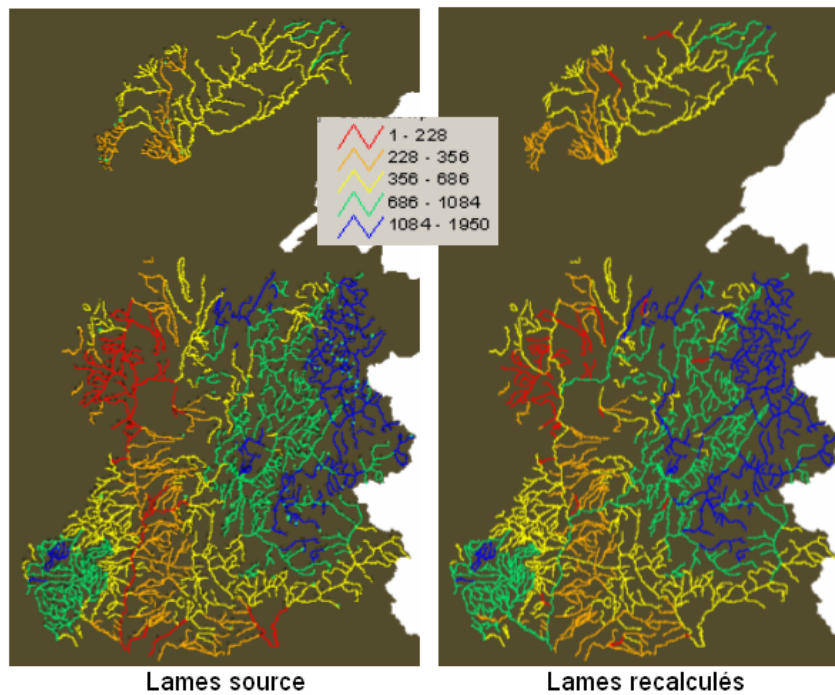


Figure 26 - Contrôle des lames écoluées (mm) d'après les données source et les valeurs reconstituées sur le réseau historique.

En l'absence de données, il n'a pas été possible de réaliser une validation statistique indépendante de ces estimations avec des moyennes calées sur la période des estimations. Par ailleurs, avoir recours à deux procédés d'estimation, l'un pour l'amont et l'autre pour l'aval, est probablement source de biais. La plus grande incertitude porte sur les débits "intrapolés" à partir des lames par Zone Hydrographique sur les cours d'eau secondaires, soit les trois quarts des segments de l'étude. Sur ces petits bassins situés à l'intérieur des Zones hydrographiques, de nombreux facteurs pouvaient être à l'origine d'importants contrastes locaux des écoulements, à la fois en termes d'apports (disposition orographique, bassin hydrogéologique, ...) et en termes de rétention (occupation du sol, perméabilité des formations, etc.). On peut soupçonner que la contribution négligeable des débits moyens aux modèles piscicoles soit due à la médiocre qualité des estimations en amont, mais rien ne permet de l'affirmer.

Estimations des largeurs

Dans notre démarche, les largeurs mouillées sont évaluées à partir d'autres paramètres environnementaux (voir section modélisation). Les résultats de ce calcul (**Figure 27**) ont été comparés avec les largeurs indiquées sur les cartes historiques lorsque cette information était disponible, mais au vu des modifications anthropiques des conditions environnementales entre les deux périodes, cette comparaison ne peut être assimilée à une validation. La modélisation retenue apporte la contribution la plus conséquente au succès de prédiction des modèles piscicoles, mais reste discutable en divers sites. (ex : sous-estime la largeur du Rhône en aval de Lyon, pente du Rhône est très forte pour un cours d'eau de cette taille.)

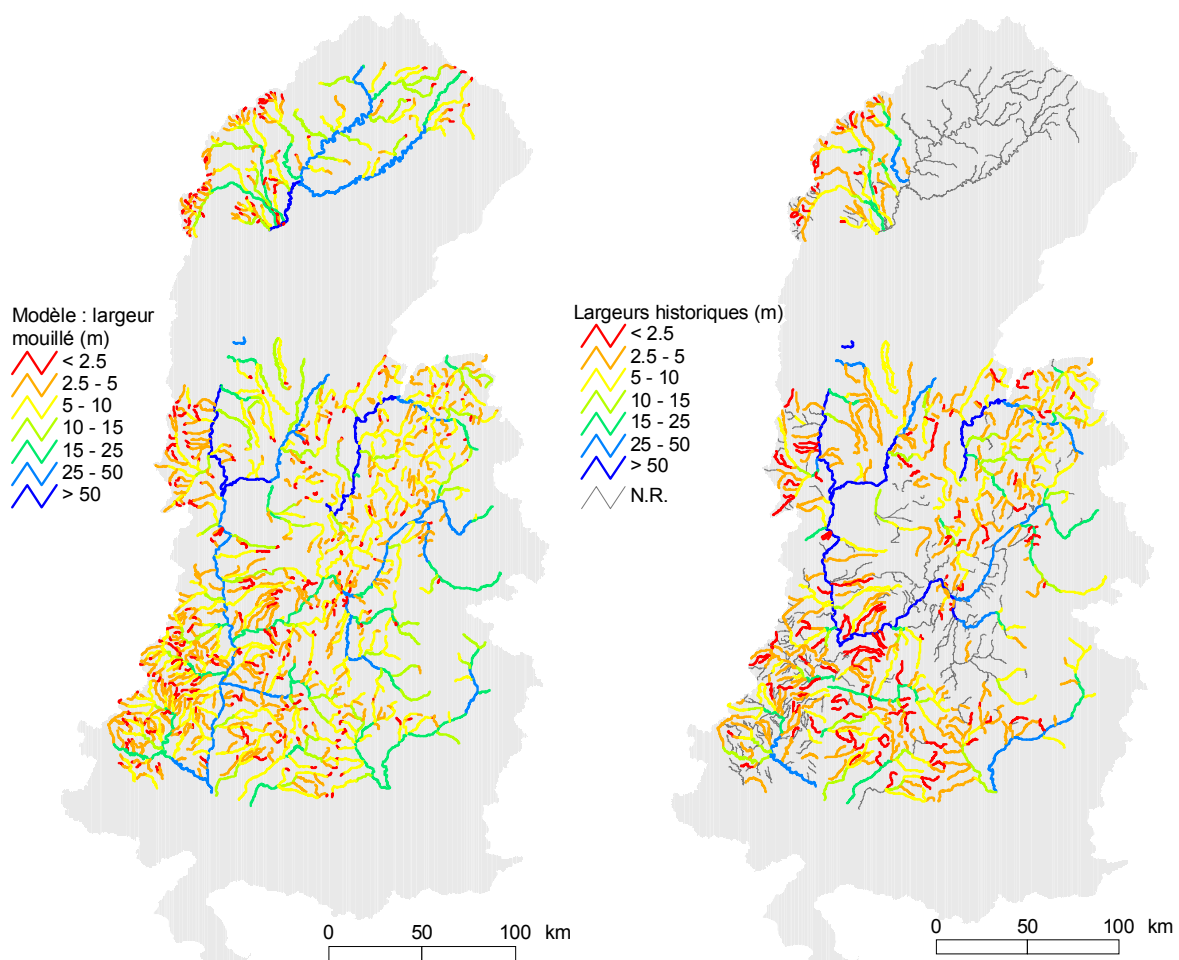


Figure 27 - Largeurs estimées et fournies sur cartes historiques

3.2.4 Les éléments de la comparaison piscicole

3.2.4.1 Espèces et entités géographiques

Bien que le nombre de taxons identifiés sur le bassin du Rhône à partir des données historiques soit de 43 espèces de poissons et 2 espèces d'écrevisses (**Tableau 9**), la comparaison n'est appliquée que sur un groupe de 10 espèces de poissons. Seules celles-ci ont été jugées suffisamment bien renseignées par les données actuelles, collectées sur des milieux non ou peu altérés, pour que leur prédiction soit considérée comme correcte (**Tableau 10**).

Tableau 9 - Liste des taxons identifiés sur les cartes historiques. Présences indiquées par grands secteurs hydrographiques. Remarque : cette liste prend en compte la présence de deux espèces d'aloses sur l'axe rhodanien. Elle n'intègre pas l'ensemble des espèces euryhalines existantes sur la section aval du fleuve.

Famille	Espèce	Nom vernaculaire	Code	U	V	W	X
Acipenseridae							
	<i>Acipenser sturio</i>	Esturgeon	EST		1		
Anguillidae							
	<i>Anguilla anguilla</i>	Anguille	ANG	1	1	1	1
Balitoridae							
	<i>Barbatula barbatula</i>	Loche franche	LOF	1	1	1	1
Blenniidae							
	<i>Salaria fluviatilis</i>	Blennie fluviatile	BLE		1		
Centrarchidae							
	<i>Micropterus salmoides</i>	Achigan à grande bouche	BBG	1	1		
	<i>Lepomis gibbosus</i>	Perche soleil	PES	1	1		
Clupeidae							
	<i>Alosa alosa</i>	Alose (Grande Alose)	ALA	1	1		
	<i>Alosa fallax rhodanensis</i>	Alose du Rhône	ALF	1	1	1	
Cottidae							
	<i>Cottus gobio</i>	Chabot	CHA	1	1	1	1
Cyprinidae							
	<i>Alburnus alburnus</i>	Ablette	ABL	1	1		
	<i>Barbus barbus</i>	Barbeau fluviatile	BAF	1	1	1	1
	<i>Barbus meridionalis</i>	Barbeau méridional	BAM		1	1	1
	<i>Leuciscus (Telestes) souffia</i>	Blageon	BLN	1	1	1	1
	<i>Rhodeus sericeus</i>	Bouvière	BOU	1	1		
	<i>Abramis bjoerkna</i>	Brème bordelière	BRB	1			
	<i>Abramis brama</i>	Brème commune	BRE	1	1		
	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpe commune	CCO	1	1	1	
	<i>Leuciscus cephalus</i>	Chevaine	CHE	1	1	1	1
	<i>Rutilus rutilus</i>	Gardon	GAR	1	1	1	
	<i>Gobio gobio</i>	Goujon	GOU	1	1	1	
	<i>Chondrostoma nasus</i>	Hotu	HOT	1	1	1	
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Rotengle	ROT	1	1	1	
	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Spiralin	SPI	1	1		
	<i>Tinca tinca</i>	Tanche	TAN	1	1	1	
	<i>Chondrostoma toxostoma</i>	Toxostome	TOX	1	1	1	1
	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Vairon	VAI	1	1	1	1
	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Vandoise	VAN	1	1	1	1

Esocidae					
<i>Esox lucius</i>	Brochet	BRO	1	1	1
Gasterosteidae					
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Epinocche	EPI	1	1	
<i>Pungitius pungitius</i>	Epinochette	EPT	1		
Ictaluridae					
<i>Ameiurus melas</i>	Poisson chat	PCH	1	1	
Lotidae					
<i>Lota lota</i>	Lote de rivière	LOT	1	1	1
Percidae					
<i>Zingel asper</i>	Apron	APR		1	1 1
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Grémille	GRE	1	1	
<i>Perca fluviatilis</i>	Perche commune	PER	1	1	1
<i>Stizostedion lucioperca</i>	Sandre	SAN	1		
Petromyzontidae					
<i>Petromyzon marinus</i>	Lamproie marine	LPM	1	1	1
<i>Lampetra planeri</i>	Lamproie de Planer	LPP	1	1	1
<i>Lampetra fluviatilis</i>	Lamproie de rivière	LPR	1		1
Salmonidae					
<i>Thymallus thymallus</i>	Ombre commun	OBR	1	1	1
<i>Salvelinus fontinalis</i>	Ombre de fontaine	SDF			1
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truite arc en ciel	TAC			1
<i>Salmo trutta</i>	Truite commune	TRF	1	1	1 1
Poissons - Richesse taxonomique totale (43)			37	37	28 12
Astacidae					
<i>Austropotamobius pallipes</i>	Ecrevisse à pieds blancs	APP	1	1	1 1
Gammaridae					
<i>Orconectes limosus</i>	Ecrevisse américaine	OCL	1		

Tableau 10 - Liste des dix espèces conservées pour la comparaison entre les données historiques et prédites.

Famille	Espèce	Nom commun	Code
Salmonidae	<i>Salmo trutta</i>	truite fario	TRF
Balitoridae	<i>Barbatula barbatula</i>	loche franche	LOF
Cottidae	<i>Cottus gobio</i>	chabot	CHA
Cyprinidae	<i>Barbus barbus</i>	barbeau	BAF
	<i>Chondrostoma nasus</i>	hotu	HOT
	<i>Gobio gobio</i>	goujon	GOU
	<i>Leuciscus cephalus</i>	chevaine	CHE
	<i>Leuciscus leuciscus</i>	vandoise	VAN
	<i>Phoxinus phoxinus</i>	vairon	VAI
	<i>Rutilus rutilus</i>	gardon	GAR

L'analyse comparative porte sur 1383 segments de cours d'eau appartenant au bassin versant du Rhône (**Tableau 11**).

Le nombre de segments des régions hydrographiques U et V est important en regard des régions hydrographiques W (Isère) et X (Durance). Cette disparité est liée aux données partielles de la carte du département de l'Isère ne permettant pas de renseigner les affluents du bassin médian et aval de l'Isère. Les bassins versants intermédiaires de la Moyenne, de la Basse Durance ne sont pas renseignés car seule existe la carte piscicole des Hautes-Alpes. Ces lacunes expliquent en partie l'apparente rareté de plusieurs espèces sur les régions hydrographiques W et X (loche franche, goujon, vandoise, hotu et gardon).

Tableau 11 : Nombres de segments ayant une occurrence historique des 10 espèces conservées dans le calcul des prédictions. L'information est classée en fonction des grandes régions hydrographiques et de la surface drainée au niveau du segment. Les surfaces drainées répondent à 5 classes (1) $0 < S < 10 \text{ km}^2$, (2) $10 < S < 25 \text{ km}^2$, (3) $25 < S < 100 \text{ km}^2$, (4) $100 < S < 1000 \text{ km}^2$ et (5) $S > 1000 \text{ km}^2$. Indication du nombre de segments par régions hydrographique et classes de surface drainée (n).

Bassin	Surfaces	n	TRF	VAI	LOF	CHE	CHA	GOU	BAF	VAN	GAR	HOT
U	1	106	34	40	29	15	20	13	1	7	7	3
	2	65	30	28	32	6	27	9	1	3	3	0
	3	86	47	47	36	28	34	21	2	11	8	2
	4	76	39	50	39	59	27	47	12	44	38	17
	5	12	9	8	6	12	4	10	10	10	12	10
Saône		345	159	173	142	120	112	100	26	75	68	32
V	1	215	165	63	33	23	30	13	6	2	6	2
	2	164	128	41	19	17	21	15	2	1	2	0
	3	218	184	95	61	51	44	27	15	5	6	5
	4	129	102	73	44	70	34	41	40	14	17	21
	5	17	17	12	13	16	13	15	15	9	11	12
Rhône		743	596	284	170	177	142	111	78	31	42	40
W	1	51	37	8	6	3	5	0	1	0	0	0
	2	47	42	6	2	4	3	0	1	0	1	0
	3	57	52	10	8	3	12	0	1	0	0	0
	4	52	50	5	5	3	20	1	4	1	0	0
	5	18	17	11	3	11	14	7	10	8	5	6
Isère		225	198	40	24	24	54	8	17	9	6	6
X	1	12	11	6	0	4	0	0	2	0	0	0
	2	12	12	1	0	1	3	0	0	0	0	0
	3	15	13	5	0	2	2	0	2	0	0	0
	4	25	23	6	1	3	13	0	4	0	0	0
	5	6	6	2	0	3	6	0	3	3	0	0
Durance		70	65	20	1	13	24	0	11	3	0	0
Total		1383	1018	517	337	334	332	219	132	118	116	78

Bien que le choix de 10 espèces puisse paraître très restrictif en regard du nombre d'espèces existantes sur le bassin versant du Rhône ; cette liste regroupe des espèces représentatives du gradient longitudinal de distribution des peuplements piscicoles. Elle compte des espèces trouvées en tête de bassin, puis dans les sections alluviales et fluviales, lotiques et lénitiques. Une bonne cohérence existe entre l'augmentation de la richesse piscicole historique et la présence de ces 10 espèces (**Figure 28**).

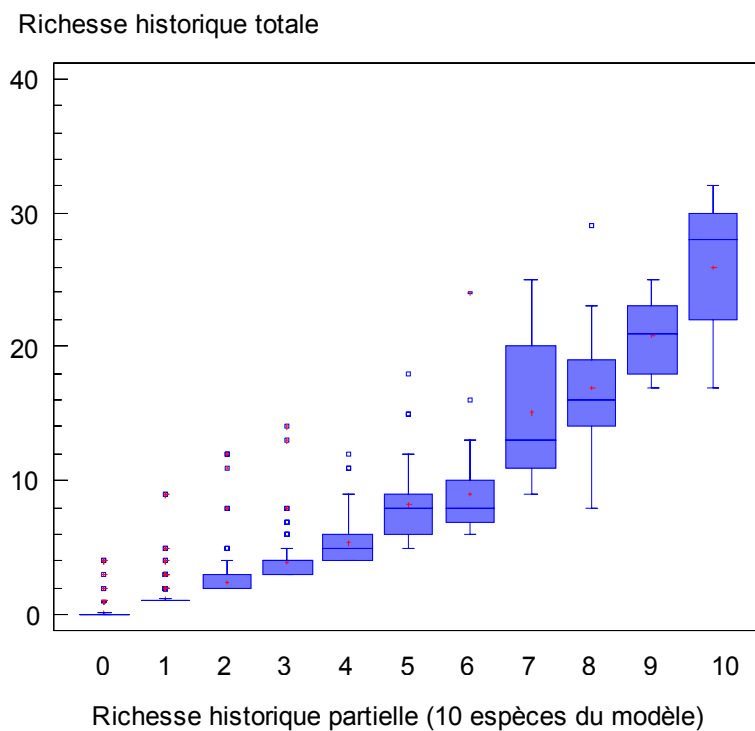


Figure 28 - Dans le contexte historique, évolution de la richesse piscicole signalée sur les segments en regard du nombre des espèces conservées dans la modélisation.

3.2.4.2 Concordance parfaite entre données historiques et prédictions

Sur 1383 segments, 351 entités ne présentent aucun désaccord entre le peuplement historique "restreint" (10 espèces) et la prédiction, soit 25.4 % des segments (**Tableau 12**).

La majorité de ces segments (96 %) ne compte qu'une seule espèce : la truite fario (**Figure 30**). Sur les segments caractérisés par un peuplement plurispécifique, la truite est systématiquement modélisée, progressivement accompagnée par les petites espèces (vairon, chabot, loche franche) puis les grands cyprinidés lorsque la taille du cours d'eau augmente.

Tableau 12 - Répartition par grandes régions hydrographiques et par classes de surface drainée des 267 segments ayant une parfaite concordance observation historique / prédiction. Les surfaces drainées répondent à 4 classes croissantes (1) $0 < S < 10 \text{ km}^2$, (2) $10 < S < 25 \text{ km}^2$, (3) $25 < S < 100 \text{ km}^2$, (4) $100 < S < 1000 \text{ km}^2$ et (5) $S > 1000 \text{ km}^2$. Indication du nombre de segments par régions hydrographique et par classe de surface drainée (n total) puis du nombre de segments en regard du nombre d'espèces prédites (1, 2, 3, 4, 6 et 10).

Bassin	Surfaces	n	1	2	3	4	6	10
U	1	13	13					
	2	11	11					
	3	10	4	2		4		
	4	1						1
	5	1						1
Saône		36	28	2		4		2
V	1	78	78					
	2	57	57					
	3	47	45	1	1			
	4	9	6	1			2	
Rhône		191	186	2	1		2	
W	1	25	25					
	2	32	32					
	3	28	27			1		
	4	15	15					
Isère		100	99			1		
X	1	6	6					
	2	8	8					
	3	8	8					
	4	2	2					
Durance		24	24					
Total		351	337	4	1	5	2	2

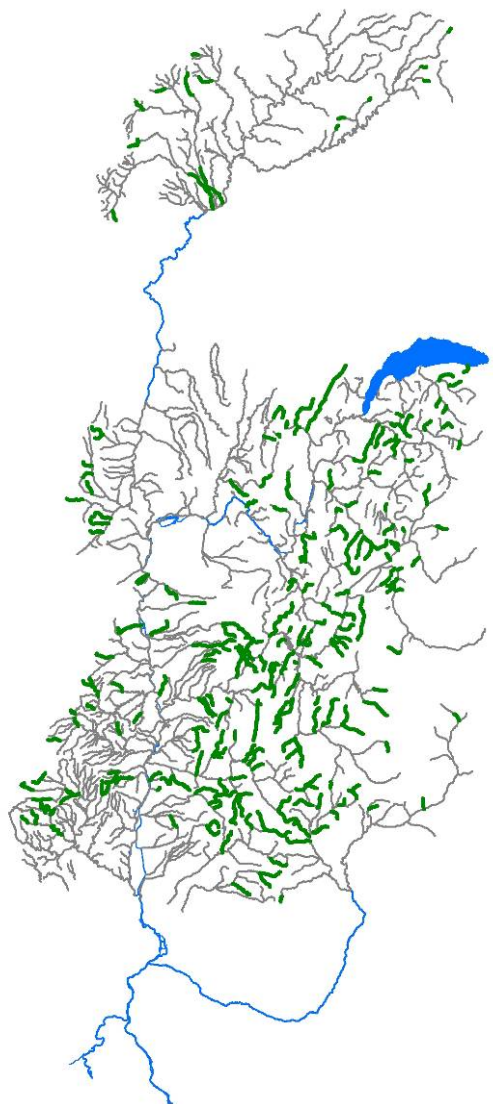


Figure 29 - Prédications globales en parfaite concordance avec le peuplement historique.

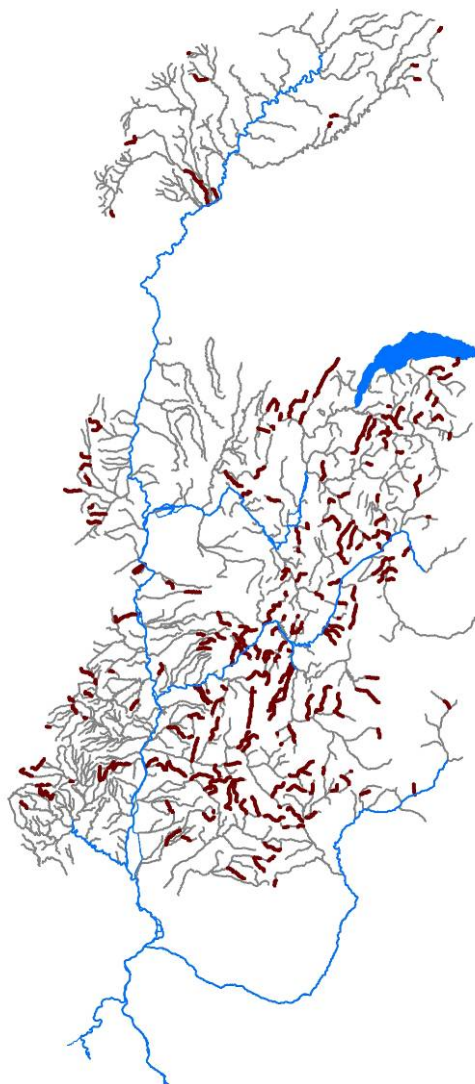


Figure 30 - Représentativité de la truite lorsqu'il y a parfaite concordance (cf. figure précédente).

3.2.4.3 Discordances entre données historiques et prédictions

Les situations où le peuplement historique "restreint" et sa prédiction ne sont pas identiques représentent environ 75 % des segments (**Tableau 13**, **Tableau 14**) et (**Figure 31**, **figure 32**).

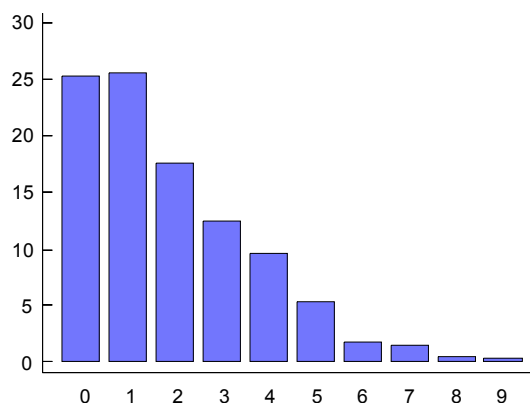


Figure 31 : Fréquences de nombre de prédictions incorrectes.

Elles relèvent de plusieurs niveaux, soit directement liées au modèle et à l'estimation des variables physiques utilisées pour la prédiction, soit résultantes d'une information historique insuffisante et/ou d'une expertise erronée des documents et cartes utilisées pour la constitution du réseau piscicole historique.

Il est intéressant de signaler la part importante de ces discordances sur le bassin versant de la Saône (Haute-Saône, Bresse et Dombes) et sur les axes majeurs du réseau hydrographique (Haut-Rhône et de ses principaux affluents, l'Isère et la Durance).

Tableau 13 - Effectifs des prédictions incorrectes répartis par grandes régions hydrographiques.

Incorrects	U	V	W	X	Total
0	36	191	100	24	351
1	60	231	53	11	355
2	62	144	24	13	243
3	66	83	17	7	173
4	59	46	18	9	132
5	30	32	8	4	74
6	16	5	3	1	25
7	10	8	2		20
8	3	2		1	6
9	3	1			4
Total	345	743	225	70	1383

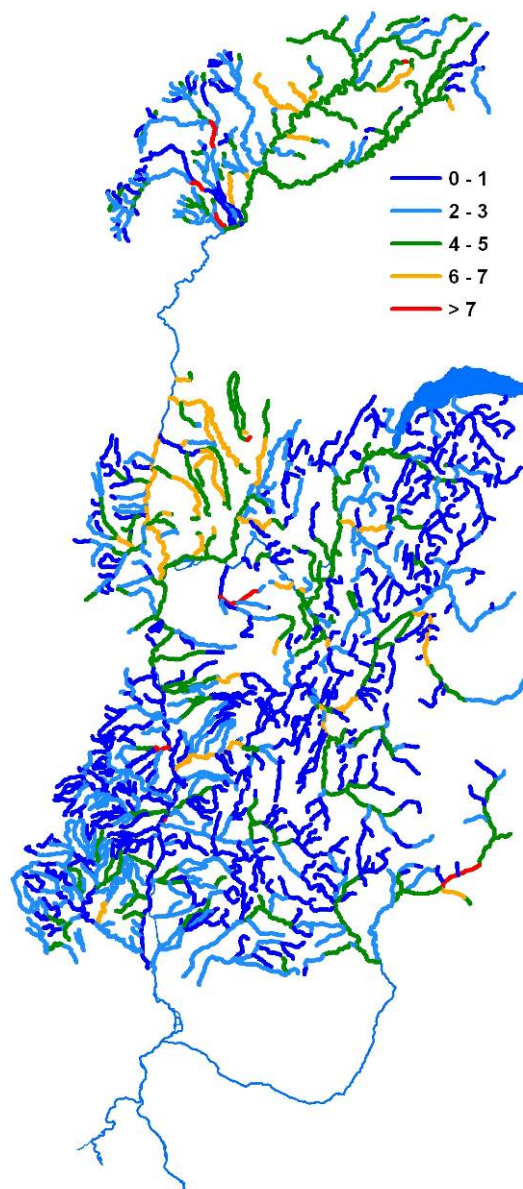


Figure 32 - Représentation des erreurs de prédiction après modélisation des 10 espèces

Tableau 14 - Fréquences des prédictions incorrectes par grandes régions hydrographiques.

Incorrects	U	V	W	X	Total
0	10.43	25.71	44.44	34.29	25.38
1	17.39	31.09	23.56	15.71	25.67
2	17.97	19.38	10.67	18.57	17.57
3	19.13	11.17	7.56	10.00	12.51
4	17.10	6.19	8.00	12.86	9.54
5	8.70	4.31	3.56	5.71	5.35
6	4.64	0.67	1.33	1.43	1.81
7	2.90	1.08	0.89	0.00	1.45
8	0.87	0.27	0.00	1.43	0.43
9	0.87	0.13	0.00	0.00	0.29
Total	24.95	53.72	16.27	5.06	

Les discordances ayant plusieurs origines, il est important de les identifier pour l'évaluation conjointe du modèle prédictif et de la donnée historique, en vue d'une amélioration complémentaire des deux approches du référentiel des milieux aquatiques.

Il importe de faire la part des discordances provenant

- (1) d'une information erronée des variables physiques calculées et utilisées par les modèles (pente, température, etc...),
- (2) d'un modèle ignorant des contraintes locales naturelles (présence d'obstacles infranchissables, temporarité du cours d'eau, ...) susceptibles de modifier la répartition biogéographique des espèces,
- (3) de contraintes anthropiques déjà importantes lorsque les cartes ont été réalisées et allant à l'encontre de prédictions supposées faites sur des milieux aquatiques non perturbés,
- (4) de la qualité des relevés historiques, de leur transcription et du niveau de précision accordé aux cartes,
- (5) de la lecture et/ou d'une expertise erronée des archives avant leur transfert dans le SIG,
- (6) d'une ignorance du contexte physique, des impacts anthropiques existants et du niveau de perturbation des milieux aquatiques lors de la réalisation des relevés historiques.

Absence d'espèce sur les cartes historiques

Les cartes historiques de Louis Léger et ses collaborateurs signalent des cours d'eau (ou des tronçons de cours d'eau) ayant une richesse faunistique nulle, c'est-à-dire ni poisson, ni écrevisse ; et d'autres ayant une richesse piscicole nulle avec présence de l'écrevisse. Ainsi, sur 1383 tronçons, 77 segments sont identifiés sans espèce (**Figure 33**) et 38 segments (**Figure 34**) n'ont que de l'écrevisse ; soit un ensemble de 115 segments signalés sans poisson.

Or, le modèle utilisé pour la prédiction des présences ou absences des 10 espèces donne a minima une espèce sur chaque tronçon. Il s'agit majoritairement de la truite fario. Puis viennent les petites espèces d'accompagnement : chabot, loche franche, vairon et les grands cyprinidés. Le nombre d'espèces prédites augmente naturellement avec la taille du bassin versant.

Beaucoup de segments se trouvent sur le bassin versant de la Saône. L'absence d'espèce signalée par le passé peut avoir plusieurs origines. Lorsque le tronçon se trouve en tête de réseau, la petite taille du cours d'eau, la modicité du bassin drainé (surface < 10 km²) et des débits, un éventuel assec estival et l'existence d'obstacles naturels, peuvent expliquer l'absence de poisson. La localisation et le contexte physique sont donnés pour les 38 segments ne comportant que de l'écrevisse (**tableaux 15 et 16**). Si la présence de ce crustacé atteste de la bonne qualité du cours d'eau, cette évaluation est beaucoup plus délicate en l'absence totale d'information faunistique (**Tableau 17**). Il est alors nécessaire de faire appel à des données complémentaires pour juger de la pertinence de l'information cartographique ou de la modélisation.

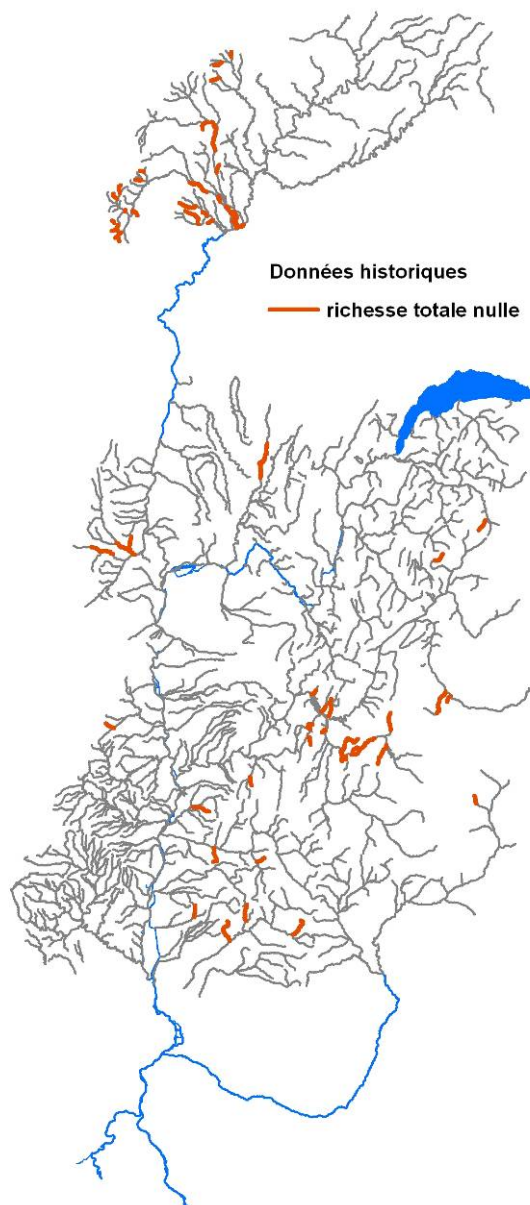


Figure 33 - Tronçons historiques ayant une richesse totale nulle.

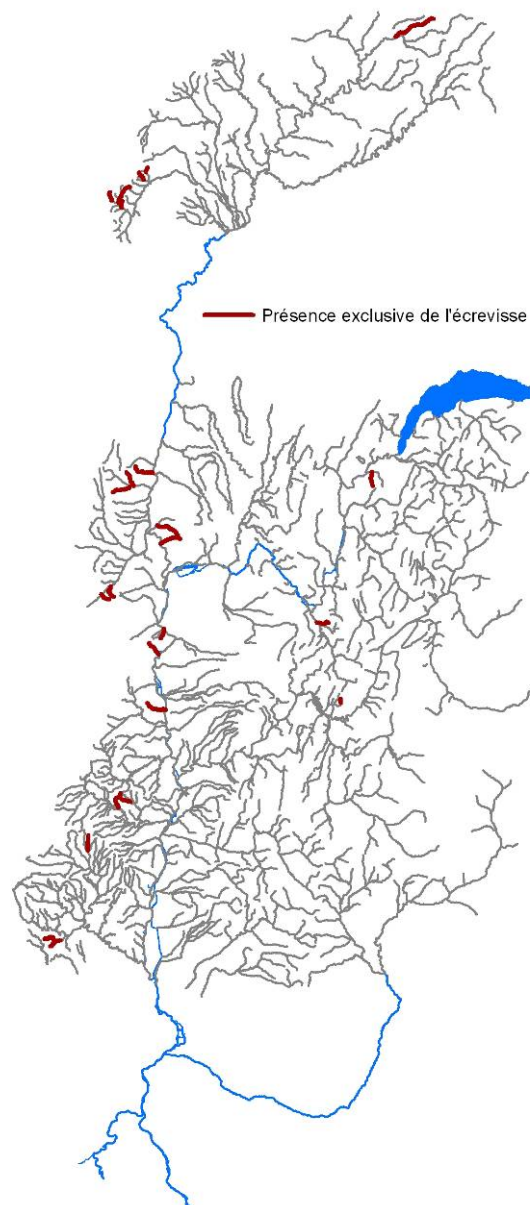


Figure 34 - Tronçons historiques n'ayant que de l'écrevisse.

En effet, parallèlement au contexte physique naturel, la présence ancienne de nombreux moulins sur tous les cours d'eau de petites et moyennes dimensions a souvent limité l'accès des poissons, entre autre de la truite, vers les têtes de bassin. Ces ruptures répétitives et proches créées par tous les petits ouvrages ont également modifié la morphologie et la nature du substrat des cours d'eau de faible pente au cours des siècles ; un phénomène largement sous-estimé dans nos contrées européennes (WALTER & MERRITTS, 2008).

L'absence de poisson sur des cours d'eau de plus grandes dimensions peut également résulter d'un contexte hydrogéologique (assèchement estival ou pertes en zone karstique), mais relève le plus souvent de fortes pressions anthropiques à savoir de nombreux aménagements hydrauliques, ou d'une pollution urbaine et/ou industrielle importante.

Tableau 15 - Ensemble des 38 segments (cours d'eau ou tronçons de cours d'eau) signalés par Léger et ses collaborateurs n'ayant que de l'écrevisse. Le classement a été fait par régions hydrographiques, les grands bassins hydrologiques (U, Saône – V, Rhône – W, Isère et X, Durance), puis les sous-bassins (les 3 premiers caractères du code hydro). Les informations physiques de base sont indiquées : surface de bassin versant drainée à l'extrémité aval du tronçon, altitude et pente moyennes du tronçon. Le code (Sm) donnent le nombre d'espèces prédites (valeur maximale 10 espèces). En vert, les espèces prédites par le modèle.

Bassin	Sous-bassin	km2	Alt	Pente	Sm	TRF	CHA	LOF	VAI
U	Ardière	2	454	81	1	1	0	0	0
		10	385	59	1	1	0	0	0
		12	373	42	1	1	0	0	0
		34	290	18	1	1	0	0	0
	Azergues	2	637	135	1	1	0	0	0
		6	562	59	1	1	0	0	0
		16	441	39	1	1	0	0	0
	Formans	3	288	6	2	1	1	0	0
		6	288	5	3	1	1	1	0
		17	224	14	2	1	1	0	0
		35	244	7	4	1	1	1	1
	Lanterne	4	479	38	1	1	0	0	0
		45	325	10	2	1	0	1	0
	Mauvaise	39	281	20	1	1	0	0	0
	Ouche	2	435	91	1	1	0	0	0
		3	451	55	1	1	0	0	0
		3	485	185	1	1	0	0	0
		5	408	40	1	1	0	0	0
		8	419	19	1	1	0	0	0
		9	386	36	1	1	0	0	0
14		341	25	1	1	0	0	0	
17		391	11	2	1	1	0	0	
37	379	5	4	1	1	1	1		
V	Allondon	2	586	85	1	1	0	0	0
		24	427	22	1	1	0	0	0
	Ardèche	2	964	201	1	1	0	0	0
		4	300	44	1	1	0	0	0
		5	255	59	1	1	0	0	0
		10	556	63	1	1	0	0	0
		23	196	14	1	1	0	0	0
	Eyrieux	4	684	64	1	1	0	0	0
		16	570	54	1	1	0	0	0
	Gère	6	365	35	1	1	0	0	0
		17	225	40	1	1	0	0	0
	Gier	5	294	56	1	1	0	0	0
	Guiers	15	305	24	1	1	0	0	0
Oron	21	300	32	1	1	0	0	0	
W	Vence	3	1054	90	1	1	0	0	0
Total	Présence de l'écrevisse					38	6	4	2

Tableau 16 - Caractéristiques physiques moyennes de la totalité des segments n'ayant que de l'écrevisse. Indication de la pente du segment, de son altitude moyenne, la surface drainée, le débit estimé, la lame d'eau écoulee et le débit spécifique.

Ensemble des segments						
n = 38	Pente (m/km)	Alt (m)	SD (km2)	Q (l/s)	lame (mm)	Q sp (l/s/km2)
Moyenne	50	422	13	155	418	13
Médiane	39	386	9	96	296	9
Ecart-type	45	184	12	172	285	9
Minimum	5	196	2	14	115	4
Maximum	201	1054	45	734	1320	42
1er quartile	19	294	4	40	202	6
3ème quartile	59	479	17	155	518	16
Bassin de la Saône (Code U)						
n = 23	Pente (m/km)	Alt (m)	SD (km2)	Q (l/s)	lame (mm)	Q sp (l/s/km2)
Moyenne	43	390	14	132	280	9
Médiane	36	386	9	74	278	9
Ecart-type	45	100	14	168	111	4
Minimum	5	224	2	14	115	4
Maximum	185	637	45	734	518	16
1er quartile	11	290	3	27	202	6
3ème quartile	59	451	17	146	373	12
Bassin du Rhône (Code V)						
n = 14	Pente (m/km)	Alt (m)	SD (km2)	Q (l/s)	lame (mm)	Q sp (l/s/km2)
Moyenne	57	430	11	195	582	18
Médiane	49	335	8	116	707	22
Ecart-type	46	217	8	183	292	9
Minimum	14	196	2	26	170	5
Maximum	201	964	24	558	946	30
1er quartile	32	294	4	69	229	7
3ème quartile	63	570	17	306	765	24
Bassin de l'Isère (Code W)						
Vence	90	1054	3	0	1320	42

Tableau 17 - Ensemble des 77 segments (cours d'eau ou tronçons de cours d'eau) signalés par Léger et ses collaborateurs ayant une richesse faunistique nulle (absence de poisson et d'écrevisse). Le classement a été fait par régions hydrographiques, les grands bassins hydrologiques (U, Saône – V, Rhône – W, Isère et X, Durance), puis les sous-bassins (les 3 premiers caractères du code hydro). Les informations physiques de base sont indiquées : surface de bassin versant drainée à l'extrémité aval du tronçon, altitude et pente moyennes du tronçon. Le code (Sm) donnent le nombre d'espèces prédites (valeur maximale 10 espèces). En bleu, les espèces prédites par le modèle.

Bassin	Sous-bassin	km2	Alt	Pente	Sm	TRF	CHA	LOF	GOU	CHE	VAI	BAF	VAN	GAR	HOT	
U	Azergues	4	288	19	1	1										
		136	347	11	3	1				1		1				
		356	240	11	4	1			1	1		1				
		360	219	4	6	1		1	1	1		1	1			
	Ouche	2	350	33	1	1										
		2	196	1	2	1	1									
		2	390	25	1	1										
		2	394	23	1	1										
			183	0	1										1	
		3	185	1	2	1	1									
		3	184	1	2	1	1									
		3	372	43	1	1										
		4	396	11	2	1	1									
		4	189	1	2	1	1									
		5	184	0	1										1	
		5	411	14	2	1	1									
		5	428	26	1	1										
		6	414	32	1	1										
		6	400	13	2	1	1									
		6	390	41	1	1										
		9	455	82	1	1										
		11	375	14	2	1	1									
		12	184	0	3	1	1								1	
		12	377	13	2	1	1									
	876	218	2	9	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	
	Tille	5	222	3	3	1	1	1								
		7	217	3	3	1	1	1								
		14	276	5	3	1	1	1								
		842	247	2	9	1	1	1	1	1	1	1	1		1	
	Vingeanne	3	366	32	1	1										
		8	378	25	1	1										
		8	345	25	1	1										
		24	326	10	2	1	1									
	Vouge	2	212	4	2	1	1									
		4	230	10	2	1	1									
		4	193	4	2	1	1									
		6	194	2	3	1	1	1								
		20	201	2	3	1	1	1								
	27	208	3	4	1	1	1				1					
	Occurrences prédites par bassin						37	22	9	4	5	3	5	3	3	2
	Bassin	Nom_SBV	km2	Alt	Pente	S m	TRF	CHA	LOF	GOU	CHE	VAI	BAF	VAN	GAR	HOT
	V	Aigue	21	621	53	1	1									
			24	468	37	1	1									
26			828	54	1	1										
Arve		21	929	111	1	1										
Cance		8	804	115	1	1										

	Drôme	1	1066	123	1	1									
		5	666	240	1	1									
		15	478	63	1	1									
	Escoutay	1	428	67	1	1									
		5	303	35	1	1									
	Suran	314	295	2	7	1	1	1	1	1	1		1		
	Véore	9	211	17	1	1									
Occurrences prédites par bassin						12	1	1	1	1	1		1		
Bassin	Nom_SBV	km2	Alt	Pente	S_m	TRF	CHA	LOF	GOU	CHE	VAI	BAF	VAN	GAR	HOT
W	Arc	4	948	224	1	1									
		224	867	54	1	1									
	Arly	21	899	91	1	1									
		7	566	138	1	1									
	Bourne	16	382	45	1	1									
		1	1162	268	1	1									
	Canal du Furon	2	743	226	1	1									
		2	1094	252	1	1									
		3	507	108	1	1									
		7	1194	94	1	1									
		18	278	50	1	1									
		66	234	17	1	1									
	Doménon-Vorz-Laval	2	546	85	1	1									
		6	347	131	1	1									
	Gresse (Trt)	6	382	108	1	1									
	Romanche	3	616	271	1	1									
		4	1219	216	1	1									
		9	858	228	1	1									
		12	654	173	1	1									
		29	580	172	1	1									
41		1047	80	1	1										
57		732	13	2	1			1							
57		319	7	4	1	1	1	1			1				
110	951	48	1	1											
1077	534	27	4	1			1	1		1					
Occurrences prédites par bassin						25	1	3	1		2				
Bassin	Nom_SBV	km2	Alt	Pente	S_m	TRF	CHA	LOF	GOU	CHE	VAI	BAF	VAN	GAR	HOT
X	Gyronde	130	1196	26	1	1									
Occurrences prédites par bassin						1									
Total Occurrences prédites						75	24	13	6	6	6	5	4	3	2

Parmi les 77 segments n'ayant aucune espèce, les plus grands écarts concernent principalement des sections aval de cours d'eau. Sur le bassin versant de la Saône, il s'agit de l'Azergues, de la Tille, de l'Ouche. Sur la région hydrographique V (Rhône), le Suran est le seul cours d'eau ayant une réponse singulière. Quant au bassin versant de l'Isère, celui de la Romanche présentent plusieurs particularités.

Contextes hydrogéomorphologiques singuliers

La Tille, affluent de la Saône d'une longueur de 82.7 km, est caractérisé dans sa partie médiane par des pertes entre Lux et Beire-le-Châtel. Ce tronçon, dessiné en pointillé sur la carte historique, est signalé sans espèce piscicole.

Le Suran est un affluent de la rivière Ain qui se jette dans le Rhône. D'une longueur de 74 km, cette rivière de plaine est caractérisée par l'importante karstification du sous-sol à l'origine de pertes de la rivière. Un assèchement, parfois total, du Suran est une situation estivale fréquente. Sur la carte de l'Ain (1926), Louis Léger a également identifiée une "partie de cours d'eau susceptible d'être asséchée ou interrompue mais seulement pendant les grandes

sécheresses" entre Chavannes-sur-Suran et Meyriat. Sur ce long parcours, il signale l'absence de poisson. A l'amont, il n'a indiqué que la truite. A l'aval de cette zone, le cours d'eau passe en dominance de cyprinidés.

En l'absence d'information sur la pérennité de ces deux cours d'eau, le modèle prédit la présence de nombreuses espèces en regard des caractéristiques physiques attribuées au segment (pente faible, surface drainée importante).

Le problème des secteurs soumis à l'assèchement estival est également communément cité sur les têtes de réseau du bassin occidental de la Saône. Il peut également expliquer l'absence d'observations piscicoles historiques et une prédiction incorrecte de la truite dans les segments amont.

Il ne s'agit là que d'exemples qui existent également en d'autres lieux, notamment sur toutes les zones karstiques du bassin versant du Rhône. L'information spatiale concernant les pertes, les assecs fréquents, sont disponibles sur la BD Carthage. Cependant, comme pour les têtes de bassin non prospectées lors des investigations piscicoles car sans poissons, les tronçons marqués par l'intermittence entrent également dans ces situations marquées par une absence de données piscicoles. Cet aspect du problème n'a pas été pris en compte dans les modèles.

Les torrents alpins et le charriage sédimentaire

Dans des segments de cours d'eau alpins situés dans des zones à forte érosion et susceptibles de laves torrentielles (bassins versants de l'Isère, de la Durance), les cartographes n'ont pas signalé de poissons. Ces caractéristiques liées à la nature géologique des bassins ne sont pas pris en compte dans les modèles. Par conséquent, une prédiction de truites est faite sur des systèmes peu favorables au maintien de l'espèce et d'espèces d'accompagnement.

A l'époque de cette cartographie piscicole, la dynamique sédimentaire de ces cours d'eau étaient beaucoup plus marquée en raison d'une forte pression agricole sur les bassins versants montagnards largement atténuée par le dépeuplement, l'ensemble des aménagements RTM et le reboisement des versants (LIEBAULT & PIEGAY, 2002)

Les impacts anthropiques

Lors de la parution de ces cartes, les cours d'eau ont perdu leur caractère pristine et leur intégrité écologique par des usages anthropiques croissants pour l'irrigation, le fonctionnement des moulins et autres industries, et l'évacuation des déchets urbains et industriels (BRAVARD & PETTS, 1996). L'activité industrielle, totalement dépendante de la force hydraulique et de la ressource en eau, a exploité l'ensemble du réseau hydrographique.

Les indications sommaires de ces cartes quant aux modifications physiques des rivières par les seuils ou de dégradation de la qualité de l'eau par la pollution urbaine et industrielle, supposent de trouver par ailleurs des compléments d'informations.

Les documents sommaires accompagnant les cartes contiennent les données relatives à l'existence des impacts les plus remarquables. Les fortes discordances observées sur l'Azergues, l'Ouche en aval de Dijon, certains segments de la Romanche, sont directement associées à la pollution urbaine et/ou industrielle et aux premiers grands aménagements hydroélectriques. L'absence d'espèce piscicole sur ces sections de cours d'eau est parfaitement explicable. Il est fort possible que l'état et la qualité des eaux de ces milieux aient été beaucoup plus dégradés qu'à ce jour.

Les erreurs majeures de prédiction

Ces situations relèvent de plusieurs niveaux, soit de la non prise en compte dans le modèle de contraintes locales déterminantes pour définir la présence ou l'absence d'espèces sur le tronçon (certains cas ont déjà été évoqués précédemment), soit de variables d'entrée erronées pour la prédiction, soit d'une information piscicole distribuée sur un linéaire trop important.

Parmi ces fortes discordances (**Figure 35**), nous signalerons :

- (1) celles associées à des richesses historiques élevées en opposition avec un faible nombre d'espèces prédites (le ruisseau du Mornay, un petit ruisseau de plaine en communication directe avec un ancien bras latéral de la Vouge aval, la Biètre, un ancien bras du Rhône, **Figure 36, Figure 37**) ;
- (2) inversement, celles où la richesse historique est nulle pour des raisons hydrogéologiques (la Tille) ou de pollution (l'Ouche), faible (le canal de dessèchement du Catelan sur le bassin de la Bourbre, la Durance avant l'aménagement de Serre-Ponçon) en regard d'un nombre de prédiction élevé ;
- (3) le cas d'une richesse spécifique historique relevant de la partie aval d'un cours d'eau et intégrée sur tout le linéaire, attribuant ainsi une forte richesse en tête de réseau (le Durgeon, le Sevron) ;
- (4) les situations dans lesquelles une richesse piscicole historique élevée est totalement évincée par le choix des espèces prédites (**Figure 38**).

La plupart des situations relèvent de renseignements physiques inappropriés en regard de la situation géographique, de l'ignorance d'une proximité entre le segment concerné et un grand système et/ou du contexte anthropique existant sur la période historique.

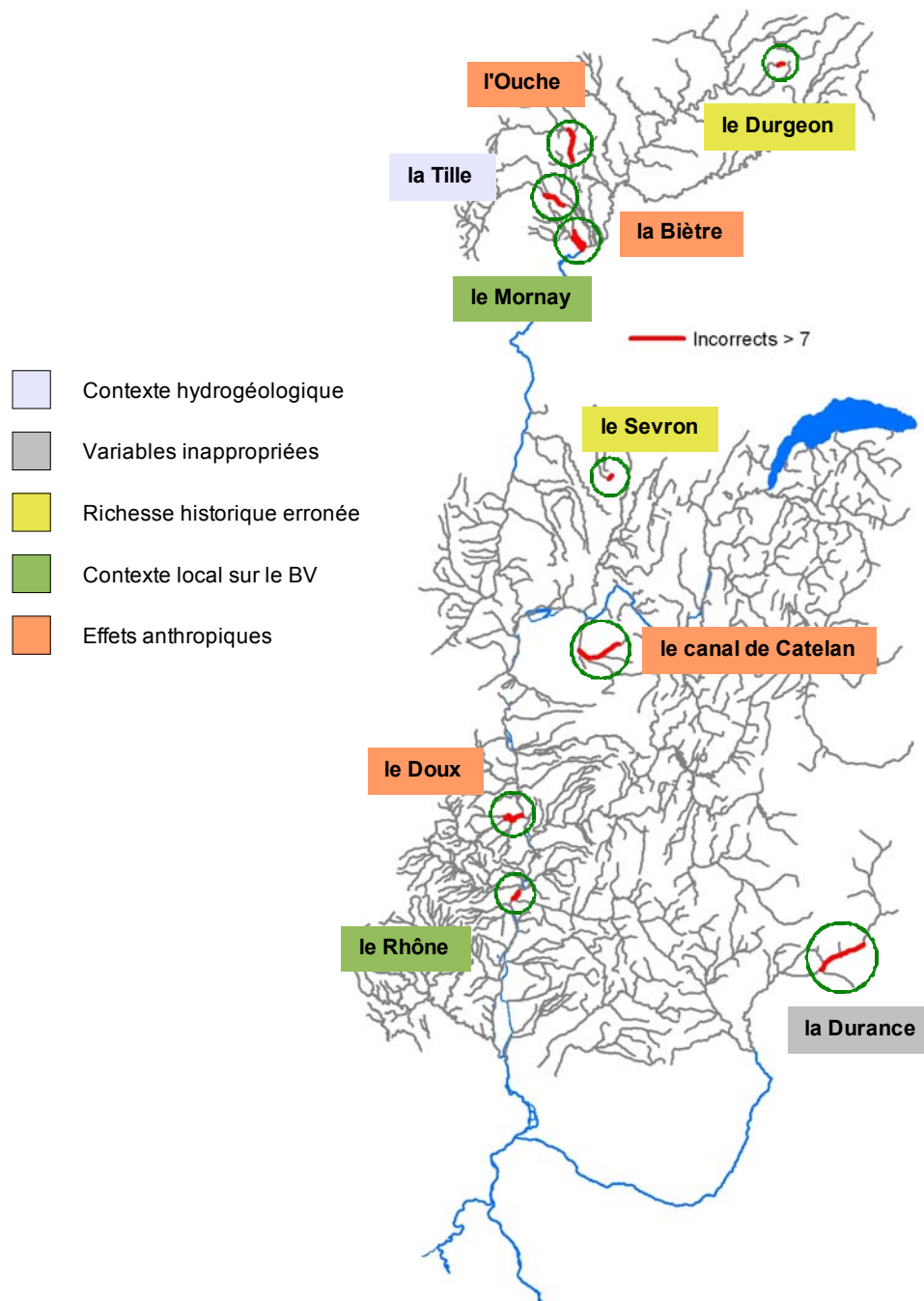


Figure 35 - Localisation (tracé rouge) des segments à très fortes erreurs de prédiction (> 7).

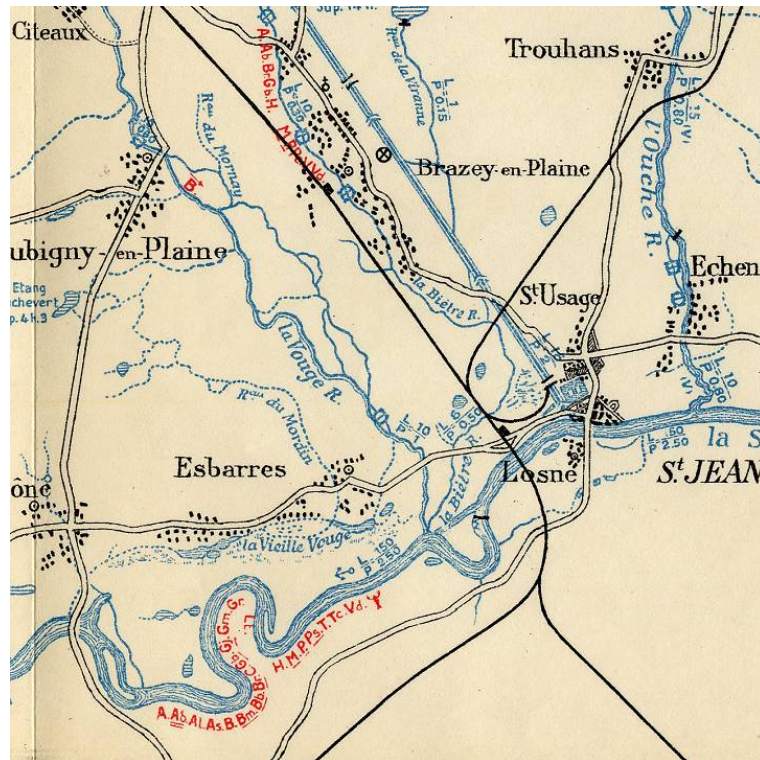


Figure 36 - Extrait de la carte historique des bassins de l'Ouche et de la Vouge (1923). Ce document permet de voir la proximité d'un petit cours d'eau (le ruisseau du Mornay) avec un bras latéral de la Vouge et également avec la Saône, deux grands systèmes à forte richesse piscicole. La Bièvre, comporte de nombreux moulins et abrite une faune piscicole typique des systèmes lentiques.



Figure 37 - Pour la caractérisation sous SIG du réseau historique, l'annexe fluviale du Rhône « le Petit Rhône », un ancien bras connecté uniquement par l'aval, a été traitée comme un affluent accompagné de caractéristiques physiques en regard de sa petite taille. Mais son appartenance à la diversité morphologique de la plaine alluviale rhodanienne et sa connectivité avec le fleuve le place hors du contexte modélisable. Pour la comparaison avec Léger, nous ne disposons pas de référence adaptée.

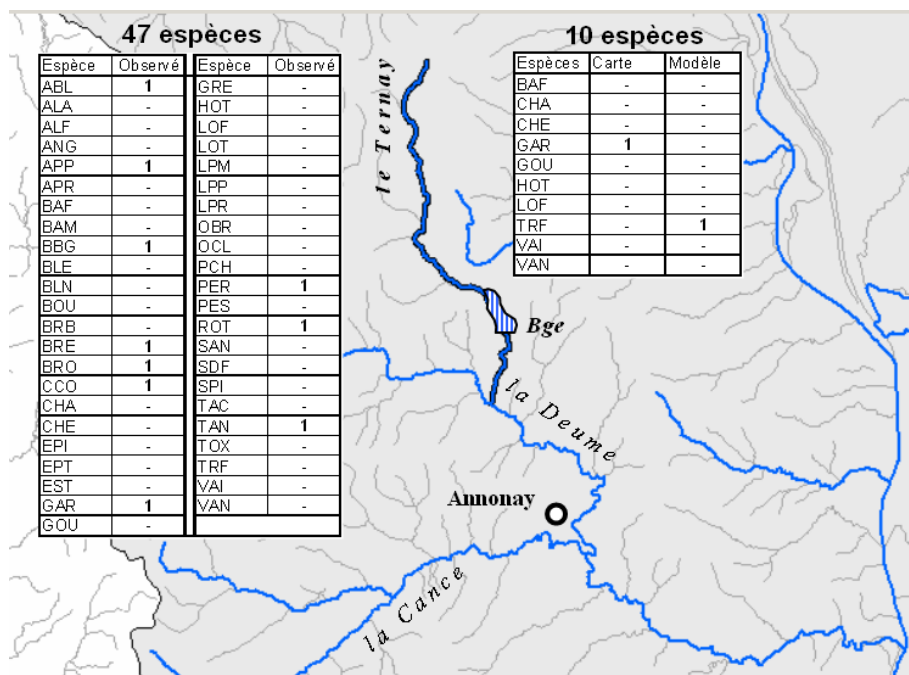


Figure 38 - Exemple du Ternay (Massif du Pilat, bassin versant de la Cance). Carte de localisation, tableau comparatif des 10 espèces modélisées, et occurrences des espèces sur la liste complète d'espèces des cartes historiques.

L'analyse est focalisée sur 10 espèces pouvant être modélisées. Cependant, d'autres cas de fortes discordances entre les données historiques et ce qu'il pourrait être a priori attendu doivent être signalés en considérant la liste complète des espèces des cartes historiques. Par exemple, le Ternay est un petit cours d'eau (rang 2, 30 km²) dans le bassin de la Cance qui draine une partie du versant Sud du Massif du Pilat, au nord d'Annonay. Les modèles prévoient l'occurrence de la truite fario seule, alors que les observations historiques indiquent le gardon parmi les 10 espèces modélisées. Au final, huit prédictions d'absence sont correctes sur 10. Mais la consultation de la liste historique d'espèces indique la présence de 9 espèces typiques d'un réservoir (brochet, perche, rotengle, achigan, tanche, carpe, brème, ablette) correspondant en fait au peuplement de la retenue implantée sur ce cours d'eau.

Distribution historique des espèces et leur prédiction

Cf. figures et tableaux ci-après



Figure 39 - Comparaison entre la présence historique de la truite fario et sa prédiction. En rouge, espèce signalée et non prédite (PA). En vert, concordance de la distribution et de la prédiction (PP). En orange, espèce absente mais prédite par le modèle (AP). En gris, espèce absente et non prédite (AA).

Tableau 18 – Truite fario - Pourcentage du linéaire par grand bassin répondant aux modalités de la prédiction.

Bassin	AA	AP	PA	PP	AA+PP	AP+PA
U	3.2	43.7	12.2	40.8	44.0	56.0
V	1.8	18.2	4.9	75.1	76.8	23.2
W	0.0	6.5	5.8	87.7	87.7	12.3
X	0.0	5.5	3.5	91.0	91.0	9.0
Total	1.8	22.5	6.9	68.8	70.6	29.4



Figure 40 - Comparaison entre la présence historique du vairon et sa prédiction. En rouge, espèce signalée et non prédite (PA). En vert, concordance de la distribution et de la prédiction (PP). En orange, espèce absente mais prédite par le modèle (AP). En gris, espèce absente et non prédite (AA).

Tableau 19 - Vairon - Pourcentage du linéaire par grand bassin répondant aux modalités de la prédiction.

Bassin	AA	AP	PA	PP	AA+PP	AP+PA
U	21.9	14.6	29.2	34.3	56.2	43.8
V	43.0	10.0	27.2	19.8	62.7	37.3
W	54.5	21.7	10.3	13.6	68.1	31.9
X	31.5	33.5	10.5	24.4	56.0	44.0
Total	38.6	14.1	24.4	22.9	61.5	38.5

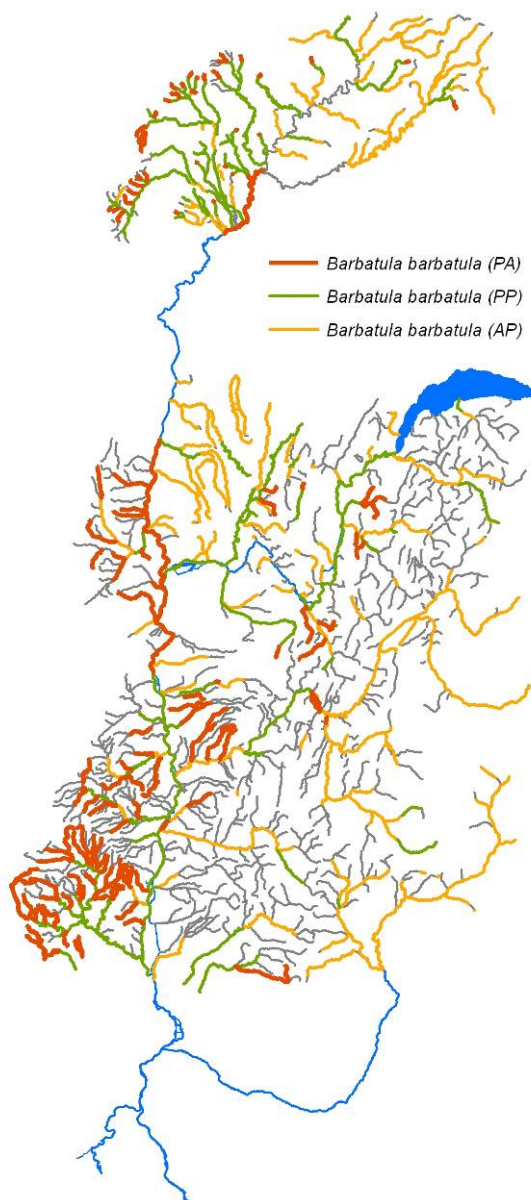


Figure 41 - Comparaison entre la présence historique de la loche franche et sa prédiction. En rouge, espèce signalée et non prédite (PA). En vert, concordance de la distribution et de la prédiction (PP). En orange, espèce absente mais prédite par le modèle (AP). En gris, espèce absente et non prédite (AA).

Tableau 20 – Loche franche – Pourcentage du linéaire par grand bassin répondant aux modalités de la prédiction.

Bassin	AA	AP	PA	PP	AA+PP	AP+PA
U	21.4	39.1	12.9	26.6	48.0	52.0
V	55.1	11.9	16.8	16.1	71.2	28.8
W	56.3	30.7	6.7	6.2	62.6	37.4
X	42.9	56.6	0.0	0.6	43.4	56.6
Total	45.9	24.0	13.5	16.6	62.5	37.5

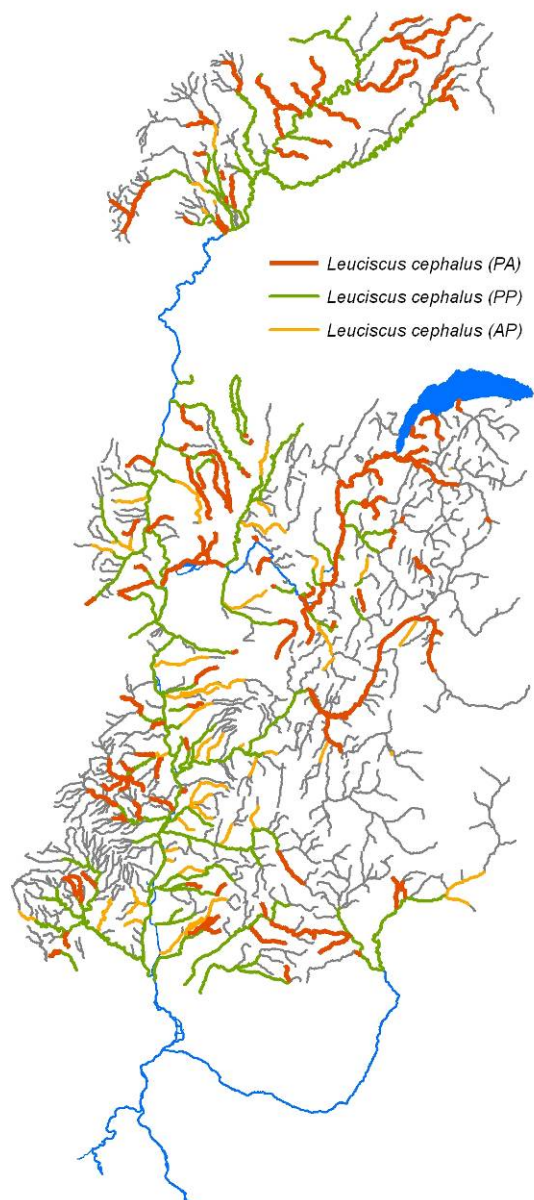


Figure 42 - Comparaison entre la présence historique du chevaine et sa prédiction. En rouge, espèce signalée et non prédite (PA). En vert, concordance de la distribution et de la prédiction (PP). En orange, espèce absente mais prédite par le modèle (AP). En gris, espèce absente et non prédite (AA).

Tableau 21 – Chevaine - Pourcentage du linéaire par grand bassin répondant aux modalités de la prédiction.

Bassin	AA	AP	PA	PP	AA+PP	AP+PA
U	37.3	3.7	24.3	34.7	72.0	28.0
V	56.2	8.1	14.0	21.7	77.9	22.1
W	77.4	4.7	9.2	8.6	86.1	13.9
X	65.1	5.5	11.2	18.2	83.3	16.7
Total	54.9	6.3	15.8	22.9	77.9	22.1

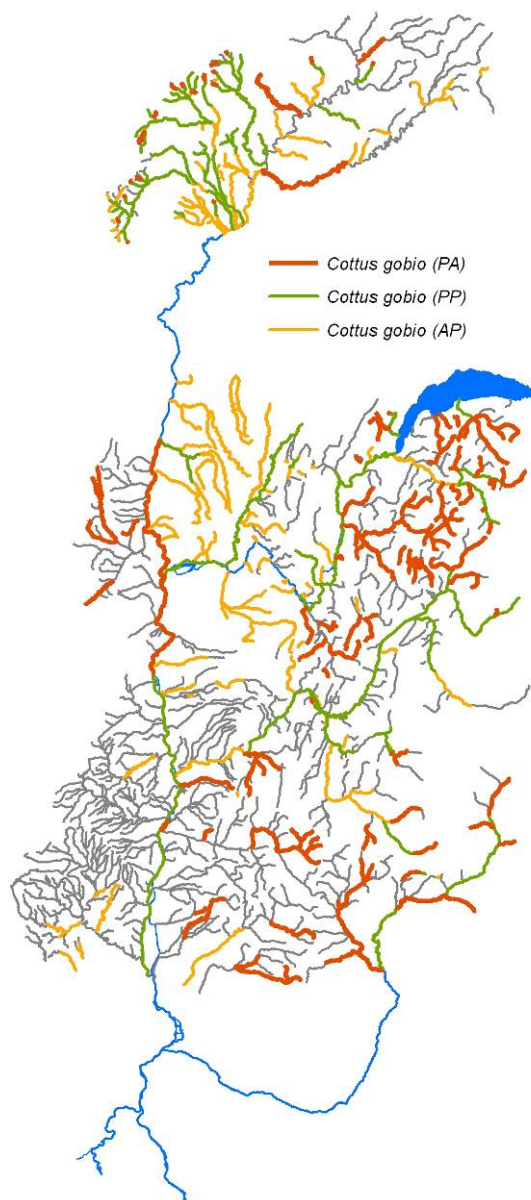


Figure 43 - Comparaison entre la présence historique du chabot et sa prédiction. En rouge, espèce signalée et non prédite (PA). En vert, concordance de la distribution et de la prédiction (PP). En orange, espèce absente mais prédite par le modèle (AP). En gris, espèce absente et non prédite (AA).

Tableau 22 - Chabot - Pourcentage du linéaire par grand bassin répondant aux modalités de la prédiction.

Bassin	AA	AP	PA	PP	AA+PP	AP+PA
U	35.2	31.2	12.2	21.4	56.6	43.4
V	65.6	10.1	16.0	8.3	74.0	26.0
W	56.3	12.9	10.8	20.0	76.3	23.7
X	50.0	0.2	34.1	15.8	65.7	34.3
Total	55.6	15.5	15.2	13.8	69.4	30.6

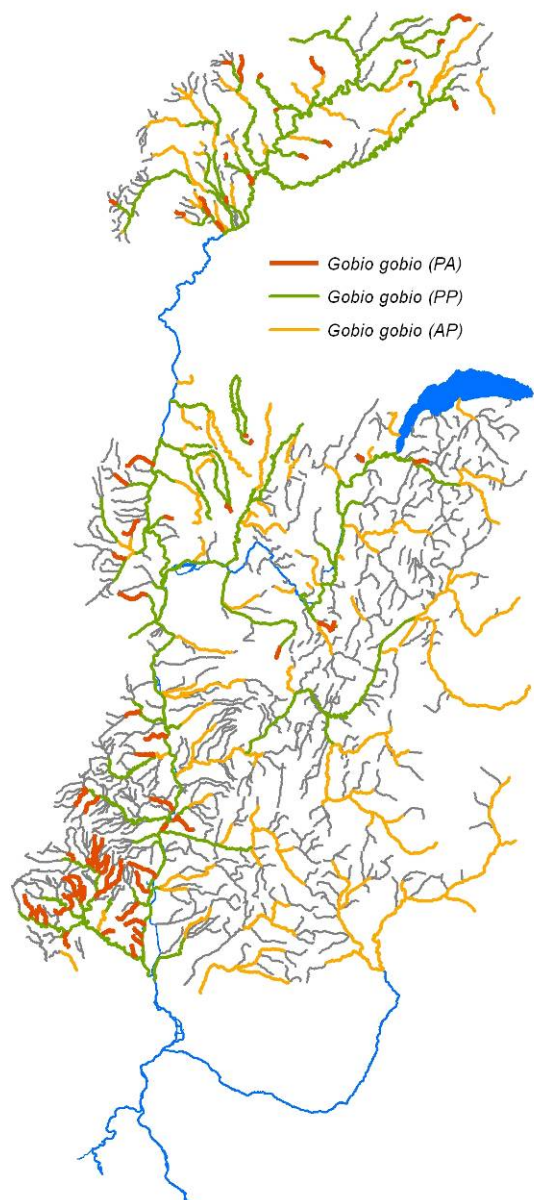


Figure 44 - Comparaison entre la présence historique du goujon et sa prédiction. En rouge, espèce signalée et non prédite (PA). En vert, concordance de la distribution et de la prédiction (PP). En orange, espèce absente mais prédite par le modèle (AP). En gris, espèce absente et non prédite (AA).

Tableau 23 - Goujon - Pourcentage du linéaire par grand bassin répondant aux modalités de la prédiction.

Bassin	AA	AP	PA	PP	AA+PP	AP+PA
U	28.8	20.0	5.3	45.9	74.7	25.3
V	61.3	14.3	6.9	17.4	78.7	21.3
W	61.7	29.9	0.0	8.4	70.1	29.9
X	51.7	48.3	0.0	0.0	51.7	48.3
Total	52.4	19.8	5.1	22.6	75.0	25.0

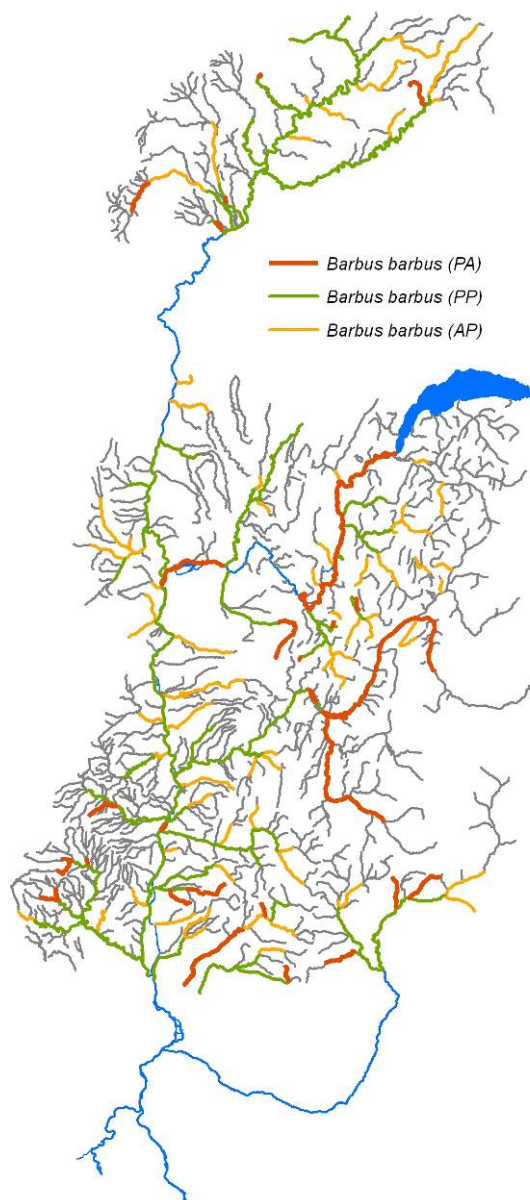


Figure 45 - Comparaison entre la présence historique du barbeau et sa prédiction. En rouge, espèce signalée et non prédite (PA). En vert, concordance de la distribution et de la prédiction (PP). En orange, espèce absente mais prédite par le modèle (AP). En gris, espèce absente et non prédite (AA).

Tableau 24 - Barbeau - Pourcentage du linéaire par grand bassin répondant aux modalités de la prédiction.

Bassin	AA	AP	PA	PP	AA+PP	AP+PA
U	64.3	11.9	1.6	22.2	86.5	13.5
V	67.9	10.8	5.6	15.7	83.6	16.4
W	76.8	4.2	11.4	7.6	84.5	15.5
X	62.2	9.6	9.4	18.8	81.0	19.0
Total	68.0	10.1	5.6	16.4	84.3	15.7

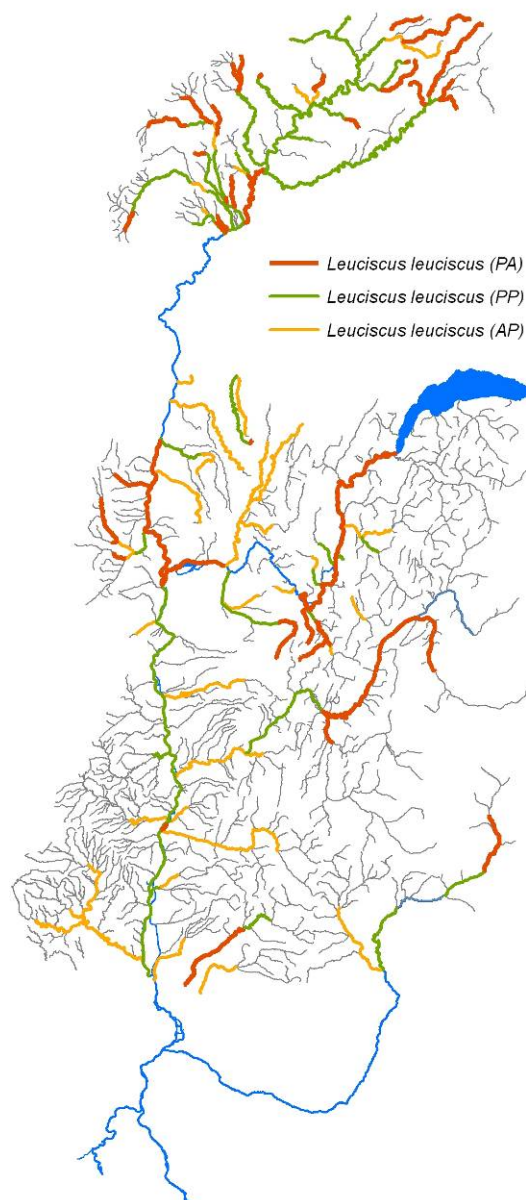


Figure 46 - Comparaison entre la présence historique de la vandoise et sa prédiction. En rouge, espèce signalée et non prédite (PA). En vert, concordance de la distribution et de la prédiction (PP). En orange, espèce absente mais prédite par le modèle (AP). En gris, espèce absente et non prédite (AA).

Tableau 25 - Vandoise - Pourcentage du linéaire par grand bassin répondant aux modalités de la prédiction.

Bassin	AA	AP	PA	PP	AA+PP	AP+PA
U	45.0	10.1	18.0	26.9	71.9	28.1
V	80.5	9.6	4.6	5.2	85.8	14.2
W	86.5	3.2	7.2	3.2	89.7	10.3
X	77.6	7.0	5.2	10.2	87.8	12.2
Total	72.1	8.7	8.5	10.8	82.9	17.1

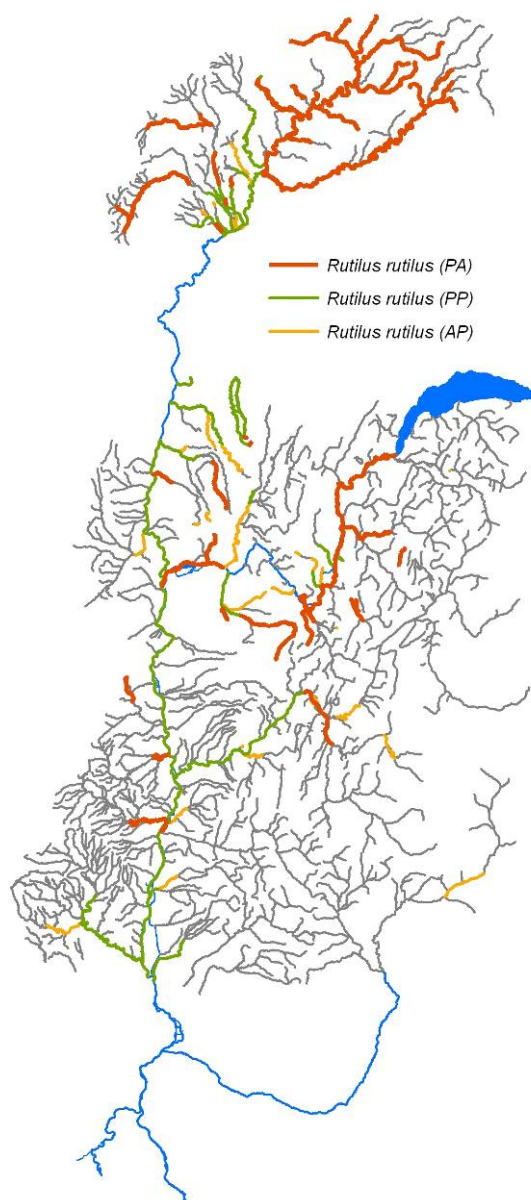


Figure 47 - Comparaison entre la présence historique du gardon et sa prédiction. En rouge, espèce signalée et non prédite (PA). En vert, concordance de la distribution et de la prédiction (PP). En orange, espèce absente mais prédite par le modèle (AP). En gris, espèce absente et non prédite (AA).

Tableau 26 - Gardon - Pourcentage du linéaire par grand bassin répondant aux modalités de la prédiction.

Bassin	AA	AP	PA	PP	AA+PP	AP+PA
U	53.0	3.8	28.2	15.0	68.0	32.0
V	86.1	2.2	5.9	5.8	91.9	8.1
W	90.1	3.1	1.9	4.8	95.0	5.0
X	96.5	3.5	0.0	0.0	96.5	3.5
Total	78.6	2.8	10.8	7.7	86.4	13.6

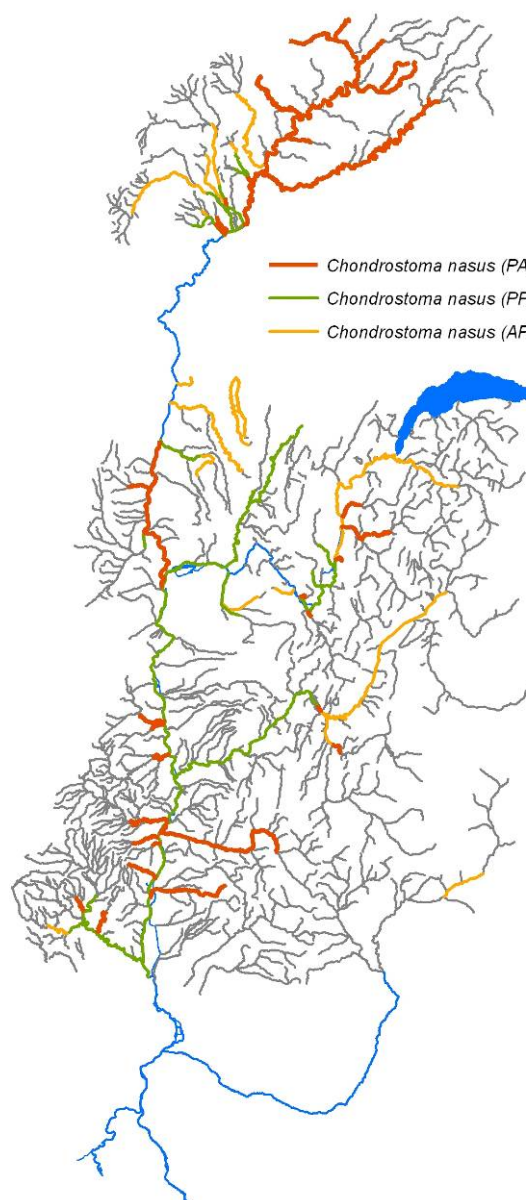


Figure 48 - Comparaison entre la présence historique du hotu et sa prédiction. En rouge, espèce signalée et non prédite (PA). En vert, concordance de la distribution et de la prédiction (PP). En orange, espèce absente mais prédite par le modèle (AP). En gris, espèce absente et non prédite (AA).

Tableau 27 - Hotu - Pourcentage du linéaire par grand bassin répondant aux modalités de la prédiction.

Bassin	AA	AP	PA	PP	AA+PP	AP+PA
U	62.0	12.4	21.3	4.3	66.4	33.6
V	84.7	2.6	4.8	7.9	92.6	7.4
W	87.6	6.4	0.6	5.4	93.0	7.0
X	96.5	3.5	0.0	0.0	96.5	3.5
Total	79.8	5.7	8.2	6.2	86.1	13.9

3.3 Homogénéité des masses d'eau du point de vue piscicole

3.3.1 Contexte et Objectifs

La Directive Cadre Européenne sur l'Eau 2000/60/CE prévoit la délimitation des milieux hydrographiques des pays membres en unités élémentaires de gestion dites « Masses d'eau ». Le masse d'eau est définie comme étant un « volume d'eau distinct et significatif », par exemple un lac, une rivière ou une portion de rivière. L'annexe II de la directive précise notamment que ces entités doivent correspondre à des unités relativement homogènes en termes de leur caractéristiques naturelles et des pressions qu'elles subissent, et qu'il y a lieu de distinguer entre masses d'eaux naturelles, identifiées en relation avec le contexte naturel régional, et masses d'eau fortement modifiées ou artificielles.

En France une première délimitation de « grands masses d'eau » a été réalisée sur la base de Hydro-Ecorégions et l'ordination Strahler des cours d'eau (Wasson et al, 2002), c'est-à-dire du contexte régional naturel et de la taille des cours d'eau pour les cours d'eau de rang 3 et plus. Cette classification nationale a ensuite été révisée et validé au niveau des districts hydrographiques par les Agence de l'Eau. Dernièrement ce système a été étendu aux affluents secondaires ou « petits masses d'eau » (ordres 1 et 2 de la couche S.I.G) qui n'avaient pas été inclus dans la classification initiale.

Le principe de ce système de classification est que dans un même contexte régional, les cours d'eau de même ordre seraient assez comparables en termes de conditions écologiques, de fonctionnement, etc. Cependant la classification ne tient pas directement compte des conditions d'environnement locales des systèmes individuelles donc il est possible que certaines masses d'eau soient moins homogènes que d'autres.

L'objet de ce volet du projet est de tester l'homogénéité naturelle des masses d'eau du bassin en termes de peuplements piscicoles à l'aide des simulations réalisées à partir des modèles Indice Poisson. Les simulations réalisées nous permettent d'estimer des probabilités d'occurrences de dix espèces piscicoles assez répondues en France qu'on peut considérer dans leur ensemble comme étant assez représentatif de la variabilité amont – aval des peuplements dans leur globalité, depuis les communautés salmonicoles des cours d'eau vives de l'amont aux communautés cyprinicoles du potamon. Nos objectifs sont donc (1) de fournir une mesure de la variabilité intra masse d'eau basée sur nos estimations des probabilités d'occurrence des espèces et des paramètres environnementaux qui ont servi à réaliser ces estimations, et (2) d'analyser les contrastes de cette variabilité, notamment en termes des facteurs associées aux masses d'eau particulièrement hétérogènes.

3.3.2 Mise en place et structure des données

3.3.2.1 Présentation des couches source

Le jeu de données de l'analyse a été construit à partir de l'intersection de la couche des masses d'eau mise à disposition par l'Agence avec notre propre réseau hydrographique de simulation. Il était initialement envisagé de réaliser cette analyse sur un nouveau réseau de simulation plus étendu, constitué à partir de la fusion des réseaux ValCo (Pont et Rogers, 2004), le réseau Drain Principal niveau 2, et l'intégration formelle des plans d'eau D.C.E., mais devant les difficultés rencontrés au niveau des calculs de pente et de débits sur les réseaux plus denses (Drain principal 2 et 3), nous avons finalement du réaliser l'étude à partir du réseau ValCo préexistante.

Les deux sectorisations hydrographiques sont toutes deux issues de la couverture BD Carthage et sont donc géométriquement compatibles, mais vu qu'elles ont été constituées de façon totalement indépendante, les limites entre tronçons de simulation ne coïncident pas avec les limites entre masses d'eau. Dans l'exemple de la **Figure 49**, on peut voir que le réseau de simulation couvre assez largement les masses d'eau d'ordre 1 (grands masses d'eau) avec généralement plusieurs tronçons par masse d'eau, mais il ne couvre qu'une fraction réduite des masses d'eau d'ordre 2 (petites masses d'eau). Rappelons aussi que le réseau ValCo a été conçu uniquement dans le but d'application des modèles Indice Poisson Rivière en faisant abstraction de toute modification anthropique des systèmes. De ce fait, tous les lacs naturels ont été exclus, et le réseau fait généralement abstraction de l'existence des barrages (les pentes ont été estimés comme si les retenus n'existaient pas, tandis que certains grandes retenus comme Serre-Ponçon ont également été exclus). Par ailleurs le réseau n'est pas prolongé vers amont jusqu'aux sources car nous avons considéré que l'application de nos modèles en tout début de réseau ne présentait pas beaucoup d'intérêt.

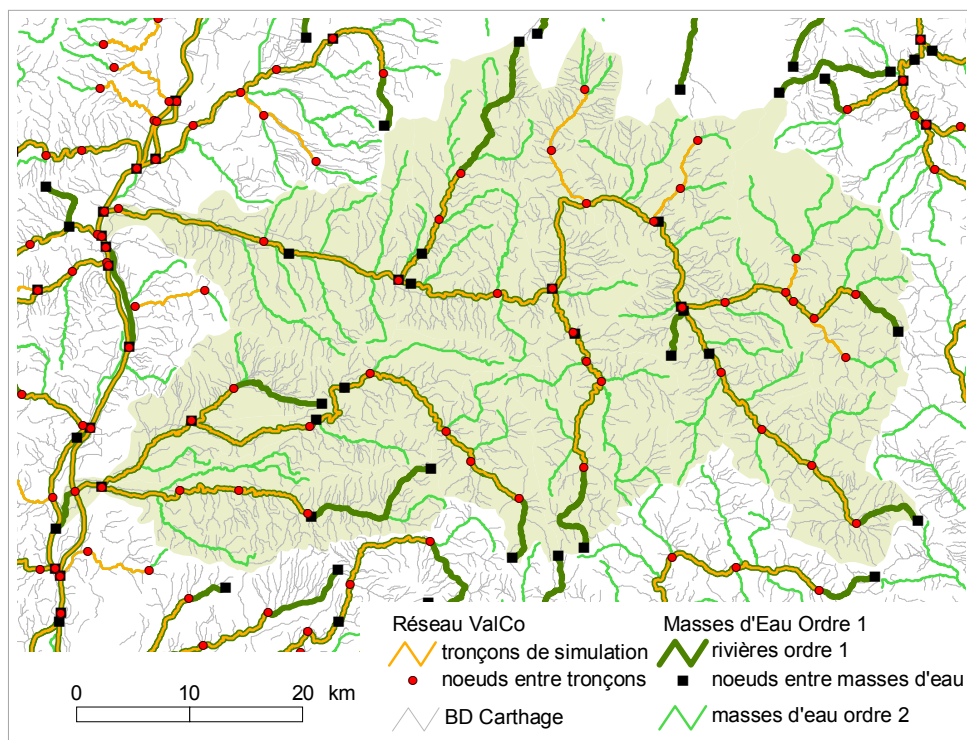


Figure 49 - Superposition du réseau de simulation et des masses d'eau. Exemple des sous bassins de la Drôme et du Roubion. Les nœuds indiqués marquent la limite entre entités du type d'objet correspondant (masses d'eau ordre 1 ou tronçons des simulations).

3.3.2.2 Intégration des couches

La mise en place du tableau principal de l'analyse a été effectuée par l'intersection des nœuds du réseau de simulation avec les arcs des masses d'eau de façon à créer un ensemble de segments appartenant à un seul tronçon de simulation et à une seule masse d'eau. Autrement dit, le segment correspond à la portion d'un tronçon de simulation qui se situe dans une masse d'eau donnée ; il conserve le descriptif environnementale et piscicole du tronçon de simulation, mais qui est attribué sur une partie ou tout sa longueur à un ou plusieurs masses d'eau.

Cette architecture est illustrée sur l'exemple du bassin du Roubion dans la **Figure 50**. Dans la **Figure 50A**, les 8 masses d'eau d'ordre 1 sont réparties entre le Roubion (A-E) et ses affluents l'Ancelle (F) et le Jabron (G, H). Dans la **Figure 50B**, on voit que ces mêmes cours

d'eau sont recouverts en majeure partie, mais pas jusqu'à leurs sources, par 11 segments de simulation. Dans la **Figure 50C**, on voit le résultat du partage des masses d'eau en segments associées aux tronçons de simulation : 13 segments décrivent 7 des 8 masses d'eau du bassin du Roubion. Ainsi le masse d'eau 'H' n'est pas couvert par le réseau de simulation, et les masses d'eau A, B et F ne sont couverts que par un seul segment, donc seules les masses d'eau C, D, E, et G peuvent être analysées en termes de variabilité intra masse d'eau.

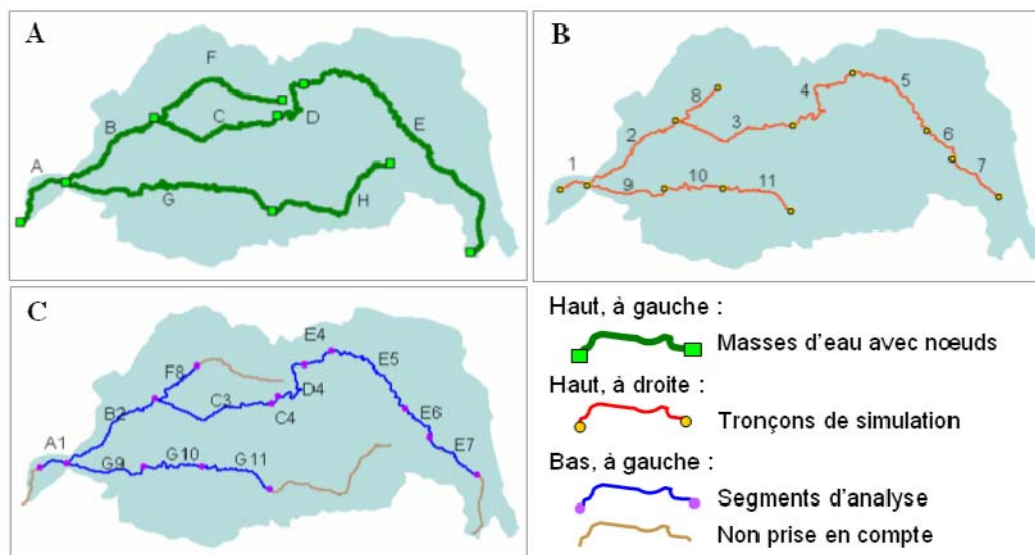


Figure 50 - Illustration du partage des masses d'eau en segments après intersection avec les tronçons de simulation. A : les masses d'eau (A à H). B : les tronçons de simulation (1 à 11). C : les segments issus de l'intersection des masses d'eau et les tronçons.

3.3.2.3 La sélection résultante

L'analyse du recouvrement des masses d'eau par le réseau de simulation nous a conduit à limiter notre étude aux seules masses d'eau d'ordre 1 du bassin Rhône-Méditerranée, la Corse étant exclus du réseau de simulation. D'autres masses d'eau ont du être exclus car non couvertes par les simulations, dont principalement des masses d'eau artificielles, mais aussi des lacs et certains tronçons non couverts par le réseau de simulation (**Tableau 28** et **Figure 51**). Sur les parties amont du réseau, il est assez fréquent que le réseau de simulation ne recouvre pas la totalité des masses d'eau.

Tableau 28 - Linéaire et pourcentage du réseau Masses d'eau ordre 1 en Rhône-Méditerranée prise en compte pour l'étude

	km	% du linéaire
exclus artificielle	2972.6	13.7
exclus lac	33.5	0.2
exclus non-renseigné	662.2	3.0
inclus	18067.2	83.1
TOT R&M	21735.5	100.0

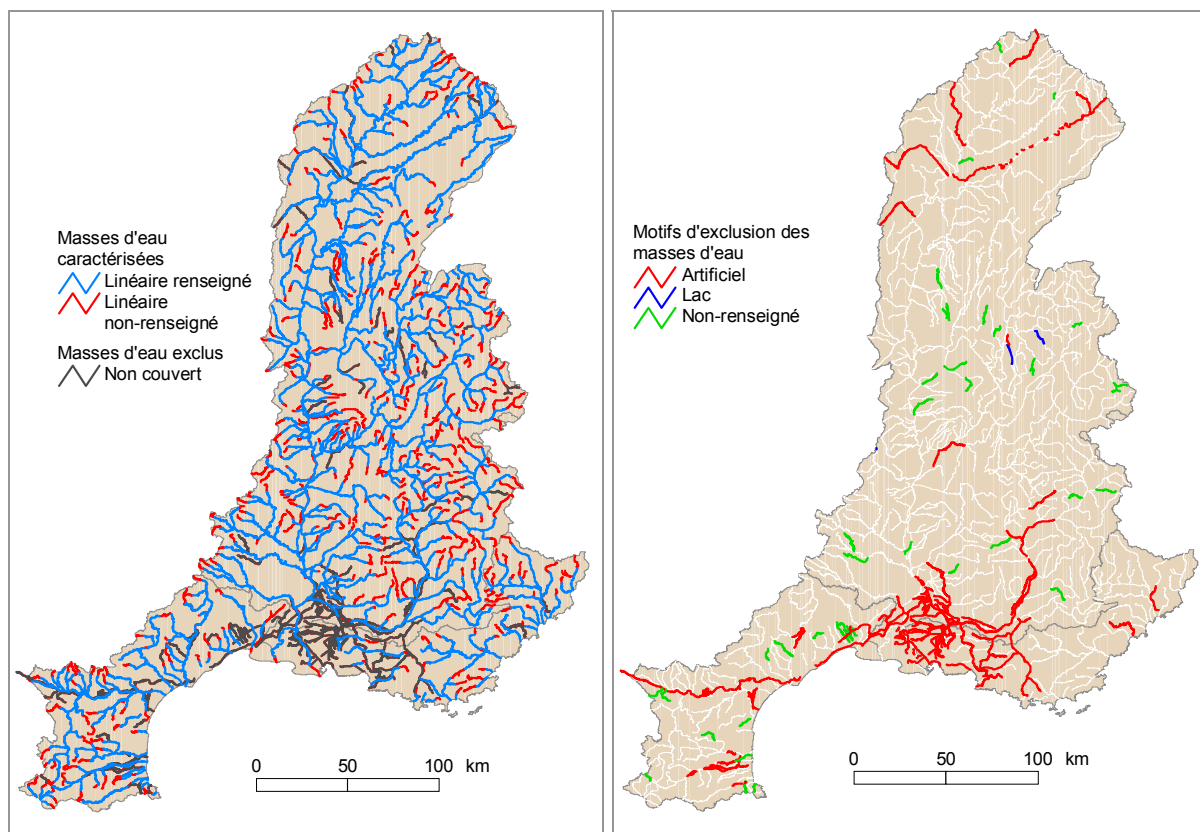


Figure 51 - Couverture du réseau Masses d'eau ordre 1 par le réseau de simulation. A gauche : partie du linéaire couvert par les simulations. A droite : types des masses d'eau d'ordre 1 non prise en compte.

Sur la totalité des 870 MDO de 1^{er} ordre dans le bassin Rhône-Méditerranée, le nombre de segments s'entend de 0 à 25. L'analyse couvre au moins partiellement 676 masses d'eau (77,7%) qui sont décrites par 1986 segments renseignés. Mais nous avons considéré que les masses d'eau qui correspondaient aux retenus ou à la zone de transition estuarienne devaient être écartées puisque la situation simulée ne correspond pas aux conditions naturelles réelles pour ces masses d'eau. Cela réduit la population de l'analyse à 640 masses d'eau décrites par 1919 segments. Parmi cet sous ensemble, 486 masses d'eau (76%) sont décrites par 2+ tronçons et seulement 315 MDO (48%) sont par 3+ tronçons (**Figure 52** et **Figure 54**).

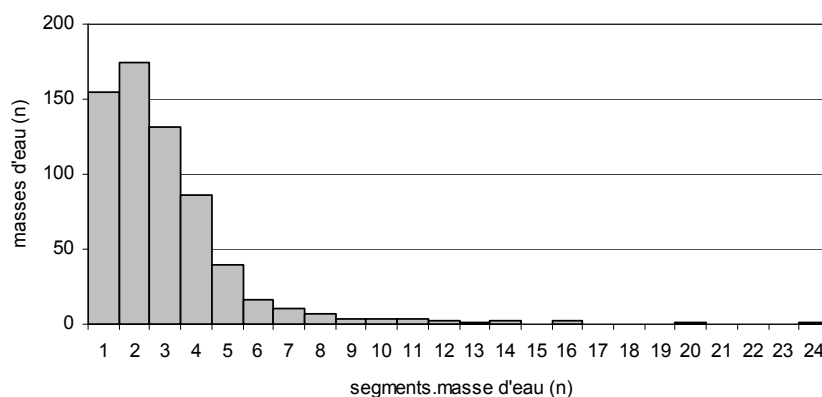


Figure 52 - Effectifs de Masses d'eau selon le nombre de segments servant à les décrire.

La part du linéaire décrite parmi les 676 masses d’eaux couvertes par le réseau de simulation est en moyenne de 78% du linéaire total. En fait près de 45 % des masses d’eau prise en compte sont décrites dans leur intégralité, environ 40 % sont partiellement décrites à plus 50% de leur linéaire total, et seulement 15 % environ sont représentés par moins de la moitié de leurs longueurs respectifs (**Figure 53** et **Figure 54**). Parmi les 486 masses d’eau décrites par 2+ segments, seulement 8,5% sont représentées par moins de la moitié de leurs longueurs.

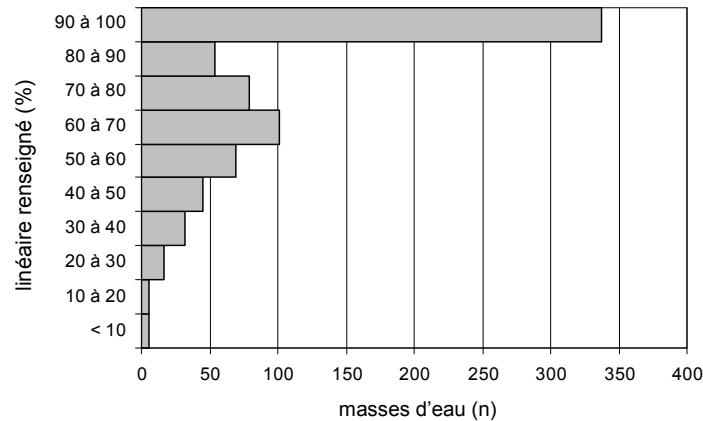


Figure 53 - Effectifs de MDO décrites selon le part du linéaire du MDO renseigné.

3.3.2.4 La descriptif des masses d’eau

Les masses d’eau niveau retenues pour l’analyse (n=486) ont pu être décrites par 2+ segments de simulation (moyenne de 3,63 segments par masse d’eau). Ces masses d’eau ont été décrites pour toutes les variables prises en compte dans les modèles, à la fois par une valeur dominante et par une mesure de la variabilité.

La variabilité intra masse d’eau a été représenté par l’amplitude des valeurs par segment (max – min), ce qui permet de considérer les masses d’eau décrites par seulement deux segments.

Pour représenter la valeur dominante des masses d’eau, nous avons calculé par masse d’eau la moyenne pondérée des valeurs des segments en fonction du pourcentage de la linéaire de la masse d’eau renseigné par chaque segment. Il ne s’agit pas d’un résultat direct des modélisations, mais cela constituait à notre sens la manière la plus objective de donner une indication des caractéristiques moyennes des masses d’eau : si une masse d’eau était décrite par un segment A sur 90% de son linéaire et un segment B sur 10% de son linéaire, la moyenne des valeurs A et B ne serait pas forcément représentatif des conditions dominants de la masse d’eau.

Dans les différentes cartographies fournies ci-après, les légendes représentant la variabilité par masse d’eau ont été conçues de façon à représenter les différents thèmes de manière assez comparable. Alors que les valeurs moyennes sont représentées en classes d’écart à la moyenne, les amplitudes sont exprimées en percentiles de façon à mettre en exergue les cas de forte variabilité.

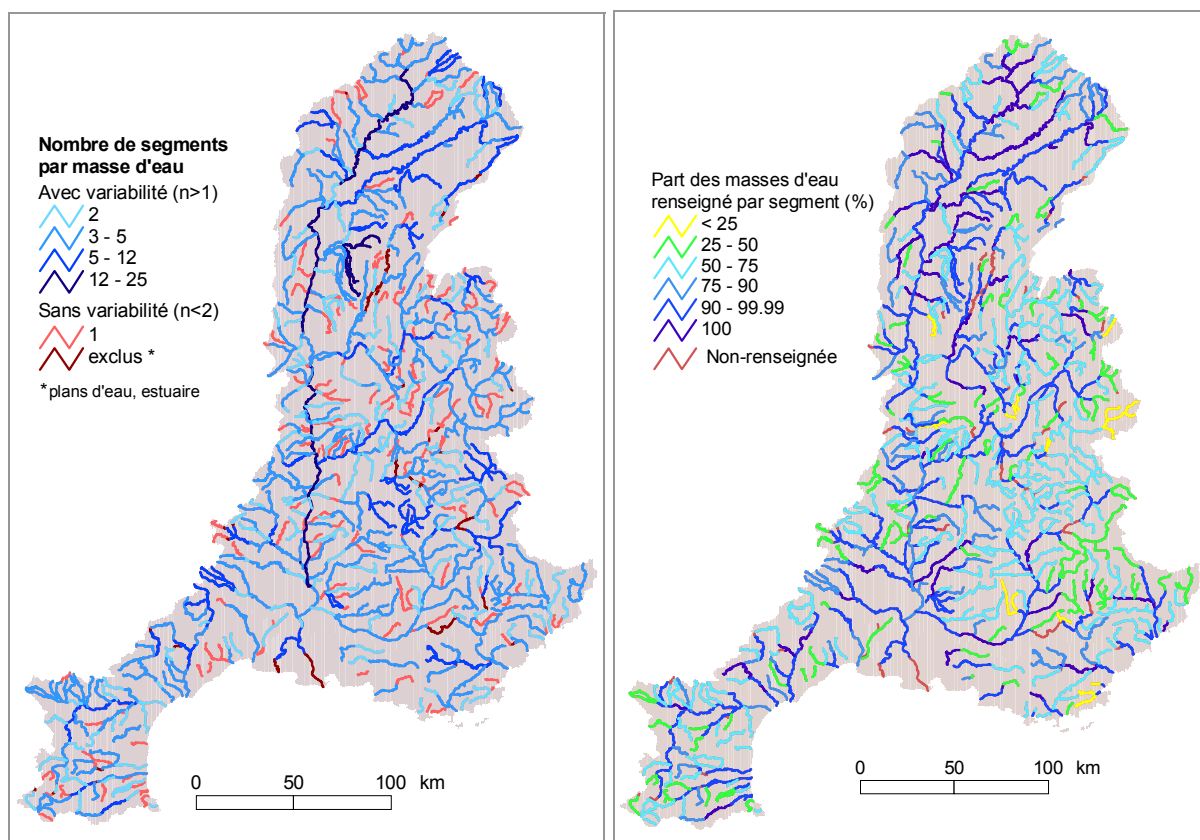


Figure 54 - Description des masses d'eau par les segments de simulation. A gauche : nombre de segments par masse d'eau. A droite : pourcentage du linéaire de la masse d'eau décrite par les segments.

3.3.3 Analyse de l'hétérogénéité des masses d'eau d'ordre 1

3.3.3.1 Représentations de la variabilité piscicole prédite

L'objet principal de cette analyse est de décrire l'homogénéité des masses d'eau en termes de leurs peuplements piscicoles potentiels, en dehors de toute perturbation anthropique majeure. Les autres variables relatifs aux masses d'eau (environnement, taille, type, etc.) sont alors vues à la fois comme critères d'interprétation de la hétérogénéité piscicole et comme élément complémentaire de description de la variabilité (pour les variables environnementaux notamment).

La méthode la plus évidente pour représenter la variabilité piscicole serait de représenter l'amplitude des probabilités d'occurrence par espèce, mais la représentation par espèce ne donne pas une vue d'ensemble de la hétérogénéité. Nous avons envisagé deux approches complémentaires visant à synthétiser la variabilité des peuplements potentiels par masse d'eau : (1) la réduction de la structure piscicole sous forme d'un axe factoriel, et (2) le comptage des « présences partielles » par masse d'eau, i.e. le nombre d'espèces prédites en présence sur seulement une partie de la masse d'eau.

Analyses en composantes principales

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) réalisé sur les probabilités d'occurrence prédites pour les 10 espèces prises en compte dans nos simulations produit un résultat classique en gradient amont aval sur le premier axe, avec des scores positives associées aux espèces de l'amont, principalement la Truite Fario, et les scores négatives associées principalement aux cyprinidés d'aval (Figure 55). Les probabilités d'occurrence des espèces

sont assez bien corrélés avec ce premier axe sauf pour espèces 3 espèces : le vairon, le chabot, et la loche franche.

En rapport avec les variables environnementaux (**Tableau 29**), ce premier facteur paraît avant tout lié à l'évolution amont-aval de la pente, des largeurs et des superficies drainées, tandis que le deuxième axe refléterait plutôt des contrastes régionaux entre régimes thermiques. Cet axe est également assez représentatif du nombre d'espèces prédites en présence parmi les 10 espèces étudiées ($R^2=0,691$, $n=641$).

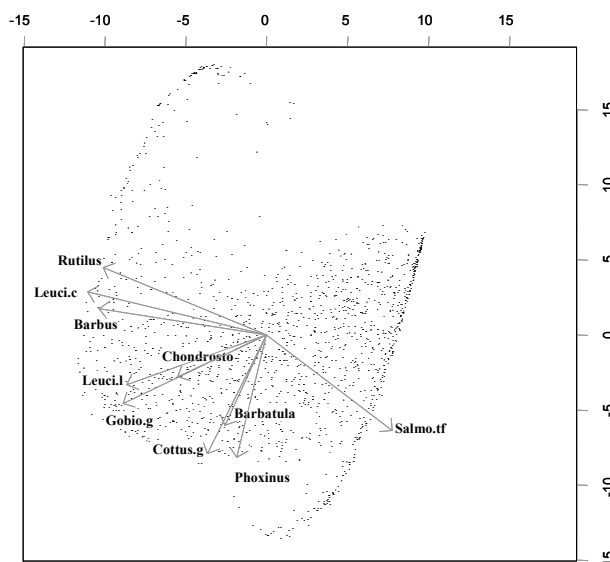


Figure 55 - Plans factoriel de l'ACP sur les probabilités d'occurrences des espèces (à gauche) et des variables environnementaux (à droite).

Tableau 29 - Coefficients de corrélation ($p < 0001$) entre les axes factorielles de l'ACP sur les peuplements prédits et les variables environnementales de la modélisation

	F1	F2
<i>ln(Pente)</i>	0.543	
<i>ln(Surface drainée)</i>	-0.255	
<i>ln(Largeur)</i>	-0.283	
<i>Altitude (m)</i>	0.169	
<i>Temp. Eau. Hiver (°C)</i>	-0.009	-0.018
<i>Temp. Eau. Eté (°C)</i>	-0.158	-0.040

Les scores du premier axe de l'ACP sur les peuplements ont été synthétisés par masse d'eau (**Figure 56**) : (1) la moyenne est pondérée selon la longueur du segment en pourcentage du linéaire total du masse d'eau, et (2) l'amplitude.

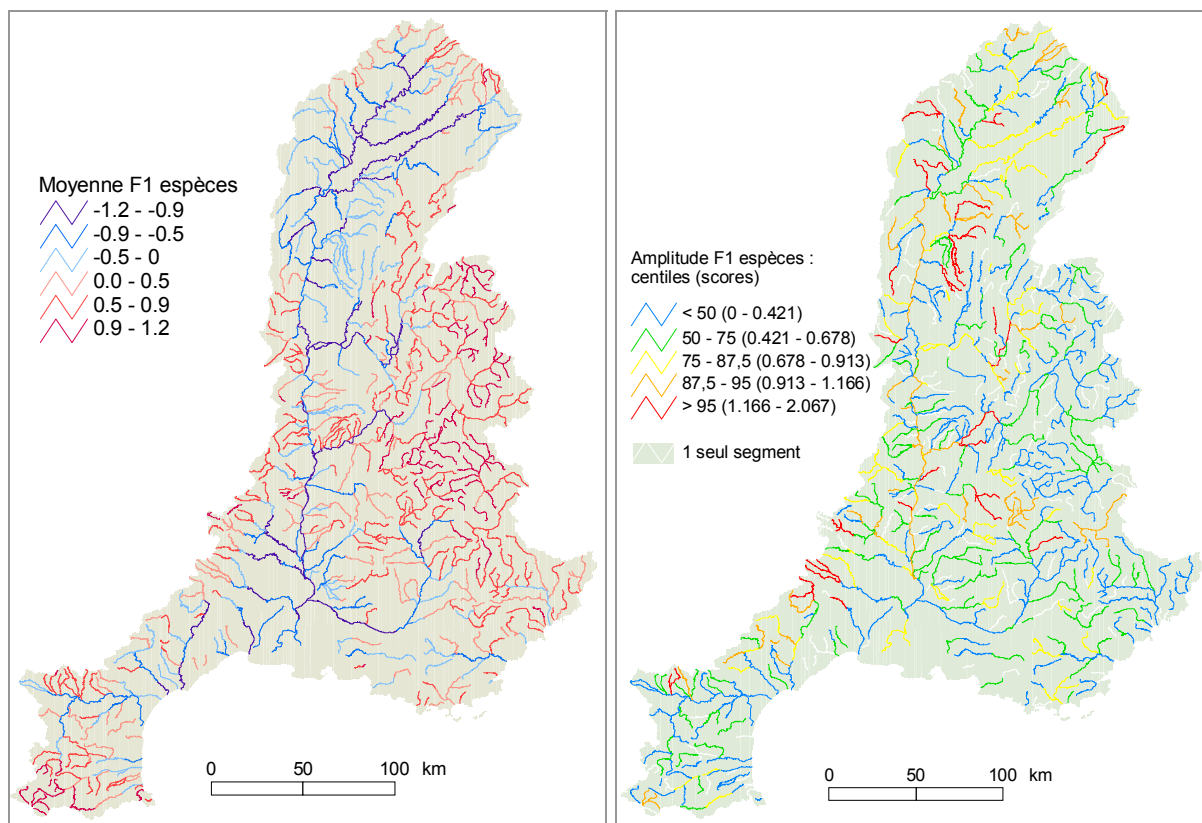


Figure 56 - A gauche : score moyenne pondérée par masse d'eau du premier axe factoriel de l'ACP sur les espèces par masse d'eau. A droite : nombre d'espèces prédites en présence.

L'amplitude des scores F1 (Ampl_F1) par masse d'eau varie de 0,000 à 2,067 pour une moyenne de 0,485, tandis qu'environ de 90% des masses d'eau ont des amplitudes < 1,0. Ampl_F1 ne présente pas de relation significative ($p \geq 0,001$) avec les scores du premier facteur ni les variables d'entrée des modèles (surface drainée, pente, températures...) à l'exception d'une faible relation avec l'altitude ($r = -0.14887$; $p = 0,00101$). Ce critère paraît donc indépendant vis-à-vis du gradient amont – aval. Comme on pouvait s'y attendre Ampl_F1 montre par contre d'assez fortes relations avec l'amplitude des variables de la modélisation (**Tableau 30**).

Tableau 30 - Corrélations ($p < 0,00001$) entre les amplitudes des scores F1 sur les prédictions piscicoles et les amplitudes des variables ayant servi à la modélisation.

	<i>Pearson corrélation</i>	<i>p-value</i>
<i>Amplitude ln(surface drainée)</i>	0.494930	< 00001
<i>Amplitude ln(pente)</i>	0.496133	< 00001
<i>Amplitude ln(largeur)</i>	0.541102	< 00001
<i>Ampl Temp Hiver (°C)</i>	0.167545	< 0001
<i>Ampl Temp Eté (°C)</i>	0.500525	< 00001

Les moyennes et les amplitudes des scores factorielles par masse d'eau montrent également d'assez forts liens avec d'autres caractéristiques des masses d'eau : la longueur renseigné par les segments de simulation, le nombre de segments de simulation, et le nombre de cours d'eau

inclus dans la masse d'eau (cas des masses d'eau amont regroupant plusieurs affluents) (**Tableau 31** et **Figure 57**). A noter que la longueur renseigné et le nombre de segments sont assez fortement corrélés ($\rho = 0.723516$; $p < 0,00001$).

Tableau 31 - Corrélations ($p < 0,00001$) entre moyennes et amplitudes des scores factorielles, et la taille et nombre de cours d'eau des masses d'eau.

	Longueur renseignée Pearsons r	n segments Spearman's rho	n cours d'eau Spearman's rho
Score moyenne F1	-0.300108	0.544449	0.193197
Amplitude F1	0.409026	-0.247178	0.220126

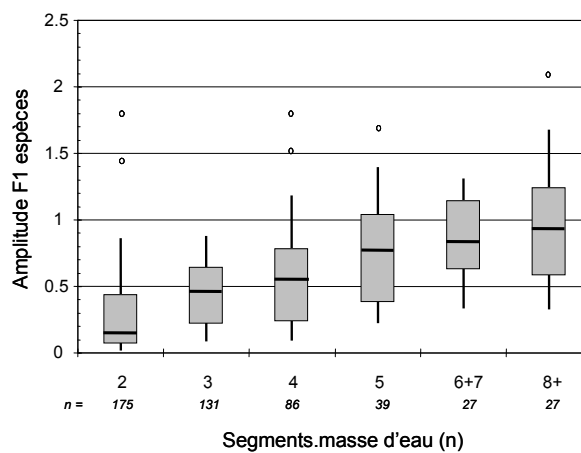


Figure 57 - Distribution de l'Amplitude des scores F1 de l'ACP sur les prédictions d'occurrences (Ampl_F1) suivant le nombre de segments ayant servi à décrire la masse d'eau.

Calcul des « présences partielles »

Il y a un risque que l'amplitude des scores factorielles surestime la variabilité des masses d'eau là où une petite partie d'un segment de simulation est prise en compte pour décrire un masse d'eau donnée alors qu'en fait le segment se rapport principalement à une partie du réseau en amont ou en aval de la masse d'eau en question. Nous avons donc retenu un deuxième critère de contrôle de l'hétérogénéité des masses d'eau : le nombre d'espèces qui ne sont que partiellement présents par masse d'eau.

Au niveau d'une seule espèce, la présence sur seulement une partie d'une masse d'eau pourrait s'interpréter comme indiquant des conditions en marge du préférendum environnemental de l'espèce. Mais si on considère l'ensemble des espèces simulées, on peut penser que le nombre total d'espèces partiellement présents par masse d'eau peut-être considéré comme un indicateur de l'hétérogénéité des peuplements piscicoles potentiels.

Pour chaque espèce, nous avons classé en « présence partielle » les masses d'eau pour lesquelles l'espèce est prédite comme présente sur au moins 10% et moins de 90% du linéaire renseigné d'une masse d'eau. Ainsi une espèce présente sur < 10% du linéaire est considéré comme étant absente, et une espèce présente sur > 90% du linéaire est considérée comme étant présente (**Figure 58** et **Figure 59**). Sur les 486 masses d'eau étudiées, le nombre présences partielles par masse d'eau varie de 0 à 10 (moyenne = 2,45, écart type = 2,03).

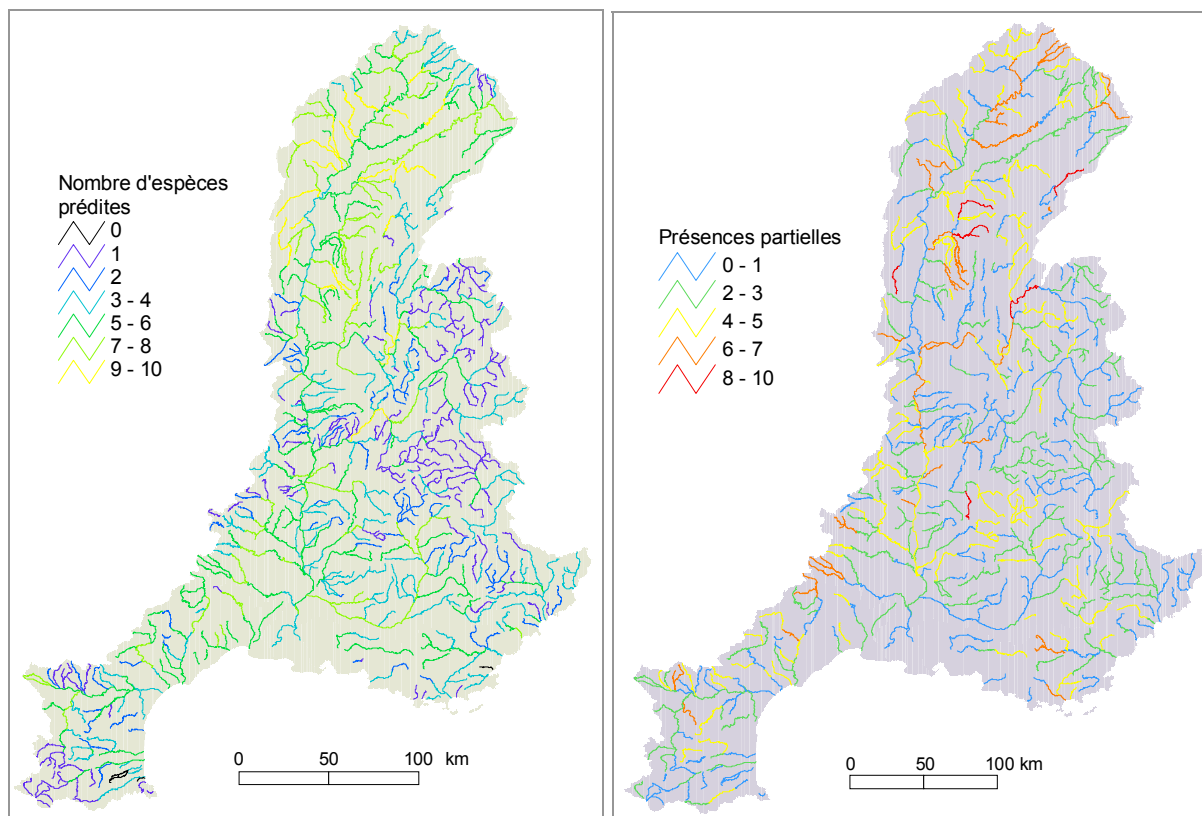


Figure 58 - Gauche : Nombre d'espères prédites en présence sur au moins une partie du masse d'eau (sur entre > 0 et 100% du linéaire total de la masse d'eau). Droite : Nombre de présences partielles par masse d'eau (occurrences prédites comme présences sur entre 10% et 90% du linéaire total renseigné).

Le nombre d'espèces prédites en présence est significativement lié aux variables d'entrée des modèles (Pente surtout, surface drainée,...) (**Tableau 32**) mais montre une structuration plus régionalisée que les scores F1, avec un maximum de présences (de 7 à 10) concentrées principalement dans les affluents de la Saône, entre 5 et 8 espèces sur le plupart des grands cours d'eau, et des nombres d'espèces plus réduits en amont dans des secteurs de relief.

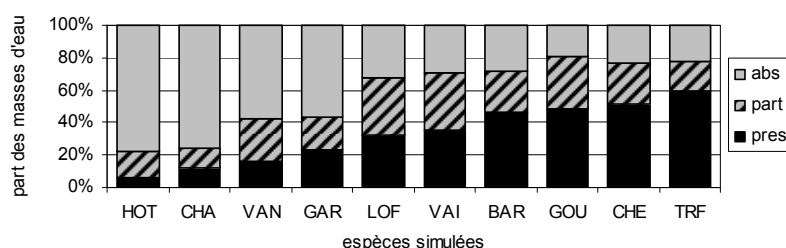


Figure 59 - Fréquences des présences (pres), absences (abs), et présences partielles (part) en nombre masse d'eau par espèce. Les présences partielles correspondent aux masses d'eau où l'espèce est prédite comme étant présent sur entre 10% et 90% du linéaire total renseigné.

Les présences partielles montrent de faibles liens avec la plupart des variables d'entrée des modèles, la relation la plus forte étant avec la pente (**Figure 60**). Les présences partielles ont des liens comparativement plus forts avec l'amplitude des paramètres des modèles, à l'exception de la Température d'hiver.

Tableau 32 - Spearman rank corrélations (p values) entre le nombre de présences et de présences partielles et les moyennes et amplitudes des paramètres des modèles

	Présences	Présences Partielles	
	Moyenne	Moyenne	Amplitude
<i>ln(surface drainée)</i>	0.637965 (< 0,00001)	0.015554 (< 0,00001)	0.432255 (< 0,00001)
<i>ln(pente)</i>	-0.674376 (< 0,00001)	-0.191375 (< 0,00001)	0.568601 (< 0,00001)
<i>ln(largeur)</i>	0.650844 (< 0,00001)	0.026555 (< 0,00001)	0.472867 (< 0,00001)
<i>Temp. Eau Hiver (°C)</i>	0.153074 (< 0,001)	-0.000447 (< 0,00001)	ns
<i>Temp. Eau Eté (°C)</i>	0.346644 (< 0,00001)	-0.016846 (< 0,00001)	0.379388 (< 0,00001)

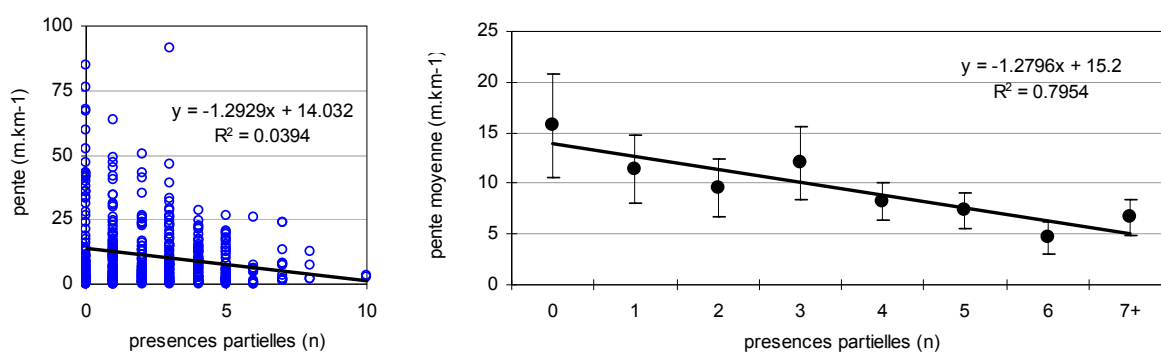


Figure 60 : Relation entre les présences partielles et la pente. Gauche : mesures individuelles. Droite : Moyenne et intervalle de confiance à 99% des pentes par classe de présences partielles.

Par rapport à la taille des masses d'eau et le nombre de cours d'eau par masse d'eau, le nombre de présences paraît tout aussi lié à ces facteurs que les critères basés sur les scores factorielles, mais le nombre de présences partielles ne paraît significativement lié à la taille du masse d'eau (**Tableau 33**). Cependant, si l'on considère la longueur moyenne et le nombre moyen de segments par classe du nombre de présences partielles (**Figure 61**), on peut constater qu'il y a globalement une tendance à l'augmentation du nombre de présences en rapport avec ces deux facteurs.

Tableau 33 - Spearman rank corrélations (p < 0,00001) entre la taille et nombre de cours d'eau des masses d'eau, et le nombre d'espèces en présence ou en présence partielle. ns : non significatif (p ≥ 0,001).

	Longueur renseignée	n segments	n cours d'eau
Présences	0.375233	0.459941	0.191712
Présence Partielles	ns	ns	-0.277478

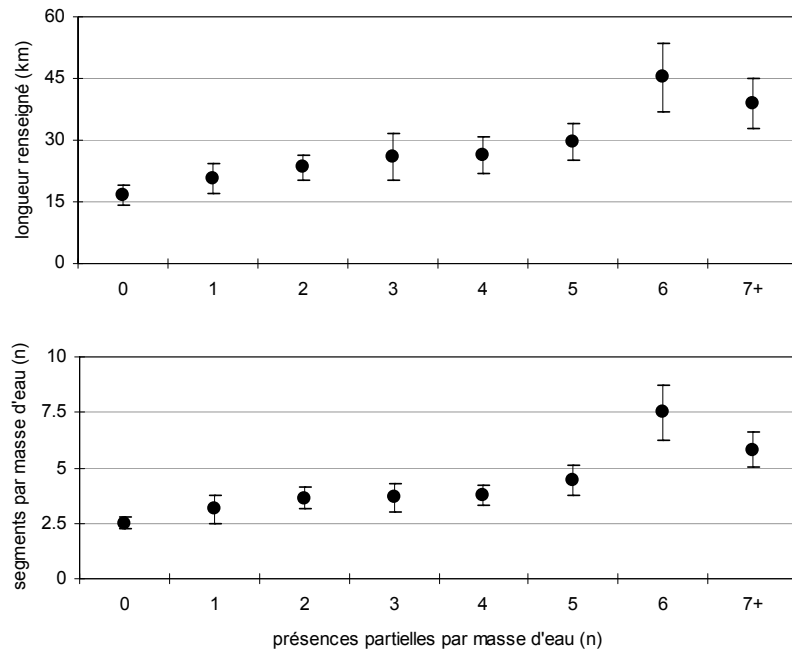


Figure 61- Lien du nombre de présences partielles avec la taille de la masse d'eau. Haut : Longueur renseigné de la masse d'eau selon le nombre de présences partielles. Bas : Nombre de segments de simulation par masse d'eau. Moyennes et intervalle de confiance à 99%. La catégorie « 7+ » s'étale de 7 à 10 présences partielles.

Synthèse

Les deux critères proposés sont a priori complémentaires. L'amplitude des scores factoriels sur les peuplements (Ampl_F1) présente l'avantage d'être une score quantitative relativement indépendant par rapport paramètres de la modélisation et le gradient amont aval, et relativement peu corrélée avec l'effet de la taille des masses d'eau (longueur renseigné et nombre de segments décrivant la masse d'eau). Nous avons évoqué cependant le risque que la méthode d'intégration des simulations par masse d'eau soit source de biais pour ce calcul, du fait de la prise en compte de segments se situent majoritaire en dehors des limites masses d'eau.

Le nombre des présences partielles est une échelle discrète moins précise et dont la pertinence est plus discutable, mais qui permet de compenser pour le risque de biais soupçonné pour Ampl_F1. Ce critère présente des liens comparativement plus forts avec la pente des cours d'eau et la taille des masses d'eau, ce qui rend son interprétation plus délicate au cas par cas. Cependant le lien avec la pente traduit vraisemblablement l'influence du gradient longitudinale puisque la diversité et l'hétérogénéité des peuplements piscicoles tendent à augmenter vers l'aval, tandis que la pente tend à diminuer vers l'aval. Et le lien avec la taille des masses d'eau (longueur décrite et nombre de segments) est logique puisque l'hétérogénéité tendrait à augmenter avec le linéaire considéré. Indirectement, ces deux constats tendraient donc à valider l'hypothèse que le critère des présences partiels apporte un complément intéressant par rapport au risque de biais de Ampl_F1, sans pour autant qu'on puisse l'affirmer.

La correspondance entre les deux groupes de critères est globalement assez bonne. Les corrélations sont fortes entre scores factoriels et nombre d'espèces présentes, et entre l'amplitude des scores factorielles et le nombre de présences partielles (**Tableau 34**). Lorsqu'on considère la moyenne des scores par nombre de présences (**Figure 62**) le nombre d'espèces présents est globalement bien corrélé avec les scores de l'axe F1 de l'ACP sur les

espèces, tandis que le nombre d'espèces en présence partiel est corrélé avec $Ampl_F1$. Au niveau des masses d'eau individuelles par contre, il y a des divergences importantes entre les deux groupes de critères. Ces divergences peuvent être liées à plusieurs considérations, dont l'erreur des estimations S.I.G. des paramètres des modèles. Mais il faut garder à l'esprit que le critère « présences partielles » intègre une compensation qui doit logiquement minimiser l'effet des superpositions très imparfaites entre masses d'eau et tronçons de simulation (exclusion des occurrences < 10% ou > 90 % du linéaire), alors que $Ampl_F1$ serait a priori assez sensible à ce problème.

Tableau 34 - Spearman rank corrélations ($p < 0,00001$) entre les différents critères de représentation de la hétérogénéité des masses d'eau.

	Présences	Présences Partielles
score F1	-0.781997	-0.130031
Amplitude F1	-0.204586	0.513308

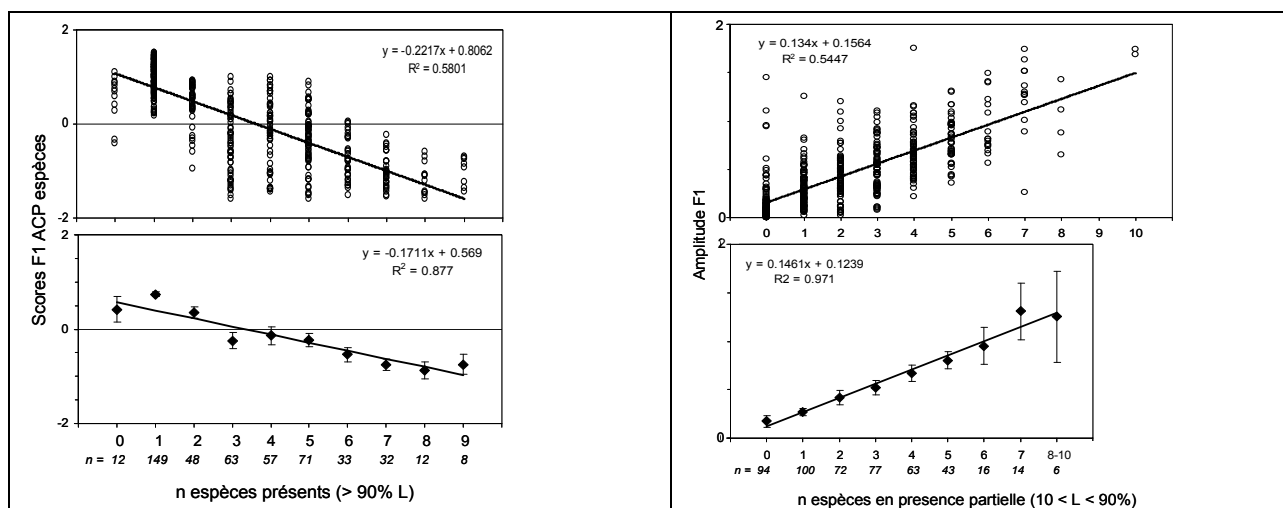


Figure 62 - Scores factorielles et classement en présences partielles. Gauche : Scores moyennes et nombre d'espèces en présence. Droite : amplitude des scores en nombre d'espèces en présence partielle. Haut : Distribution des scores des masse d'eau, par nombre d'espèces en présence ou présence partielle. Bas : Moyenne des scores ou des amplitudes avec intervalles de confiance à 99%, par nombre d'espèces en présence ou présence partielle.

3.3.3.2 Évaluation de l'hétérogénéité des peuplements piscicoles potentiels

Classement a priori de l'hétérogénéité des masses d'eau

Pour détecter les masses d'eau à forte hétérogénéité, nous avons d'abord considéré des seuils arbitraires basés sur la distribution des deux critères proposés (Figure 63). Les valeurs supérieures à la 95^{ème} percentile ont été considérées comme indiquant des masses d'eau très fortement hétérogènes, et les valeurs compris entre les 95^{ème} et 87,5^{ème} percentiles ont été considérées comme correspondant à des masses d'eau fortement hétérogènes. Pour le nombre des présences partielles, nous avons considéré que 5 ou 6 présences partielles

correspondraient à une forte hétérogénéité, et > 6 présences partielles à une très forte hétérogénéité.

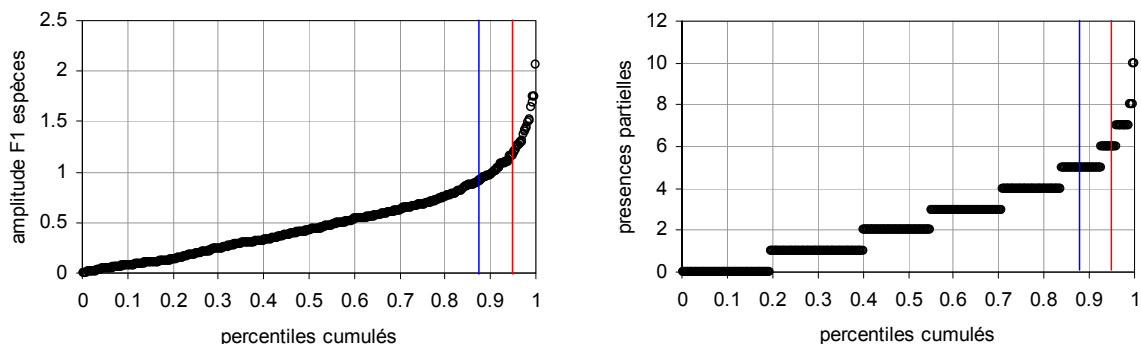


Figure 63 - Courbes classées des critères d'hétérogénéité piscicole des masses d'eau. Gauche : Amplitude des scores du premier facteur de l'ACP sur les espèces simulées. Droite : Nombre de présences partielles par masse d'eau (occurrences prédites comme présences sur entre 10% et 90% du linéaire total renseigné). Tracés verticaux rouge et bleu : seuils des fréquences cumulées de 95% et 87,5% respectivement.

Le croisement des deux critères de cette double classification paraît assez concordante au niveau des cas de très forte hétérogénéité, mais assez divergente au niveau des cas de forte hétérogénéité (**Tableau 35**). Sur les 31 cas classés en très forte hétérogénéité sur l'un ou l'autre des deux critères, 14 sont classés ainsi par les 2 critères, mais seulement 15 des 95 cas classés comme fortement hétérogènes par l'un ou l'autre des deux critères sont classés comme fortement hétérogènes par les deux critères. Cependant la confrontation cartographique des deux classements donne l'impression d'une assez bonne correspondance entre les deux critères

Tableau 35 - Classification a priori de la hétérogénéité piscicole des masses d'eau. Tableau croisé des effectifs masses d'eau par classe d'hétérogénéité selon l'amplitude des scores factoriels (Ampl_F1, en ligne) et le nombre de présences partielles (colonnes).

Classes d'Hétérogénéité (percentiles)	Présences Partielles			Total
	Modérée	Forte	Très Forte	
Ampl_F1				
Modérée (< 87,5)	383	37	4	424
Forte (87,5 à 95)	19	15	2	36
Très Forte (> 95)	4	7	14	25
Total (0 à 100)	406	59	20	485

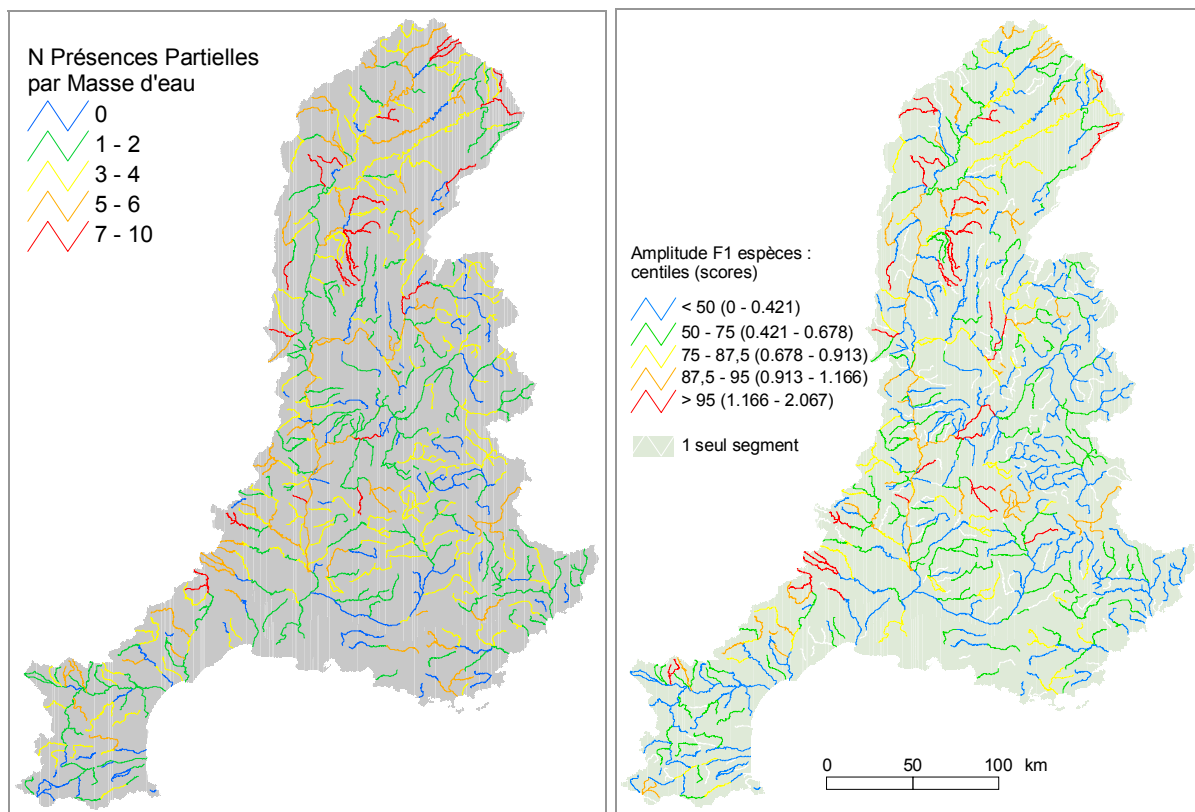


Figure 64 - Gauche : Nombre de présences partielles par masse d'eau (occurrences prédites comme présences sur entre 10% et 90% du linéaire total renseigné). Droite : Amplitude des scores du premier facteur de l'ACP sur les espèces simulées

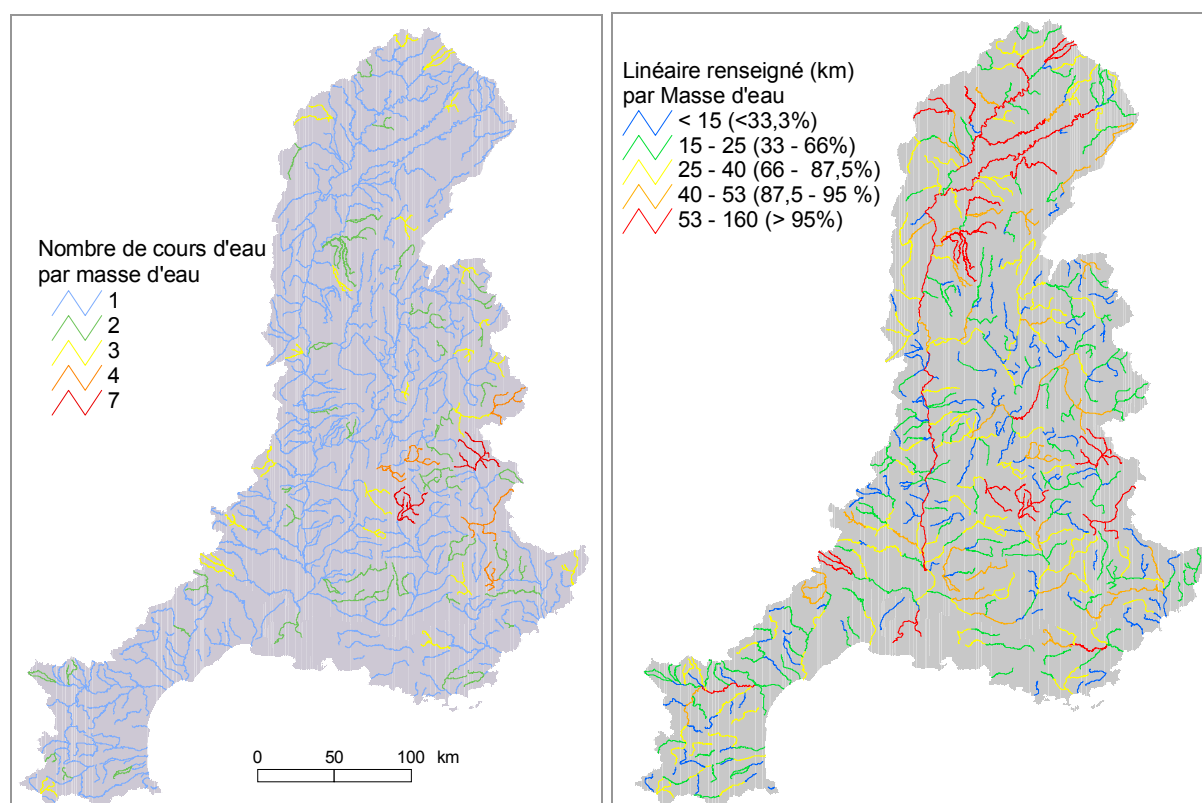


Figure 65 - Gauche : Nombre de cours d'eau par masse d'eau. Droite : Linéaire renseignée par masse d'eau

Analyse des facteurs liés à la forte hétérogénéité des masses d'eau

Dans un deuxième temps, les masses d'eaux identifiées comme hétérogènes par l'un ou l'autre des deux critères ont été étudiés en rapport avec des variables susceptibles d'expliquer cette hétérogénéité :

- les paramètres d'entrée des modèles d'occurrence des espèces, soit $\ln(\text{surface drainée})$, $\ln(\text{pente})$, $\ln(\text{largeur})$, et les températures d'été et d'hiver ($^{\circ}\text{C}$),
- les critères représentatifs de la tailles des masses d'eau, c'est-à-dire le linéaire renseigné (recouvert par les segments de simulation) et le nombre de segments de simulation associés aux masses d'eau, et
- le critère du nombre de cours d'eau inclus dans la masse d'eau (cas des masses d'eau d'amont groupant plusieurs affluents).

Une première analyse des moyennes de ces critères par classe d'hétérogénéité montre que la tendance générale de corrélation entre les deux critères (Ampl_F1 et Présences partielles) et les variables explicatives se confirme au niveau des classes d'hétérogénéité. Pour les variables liées à la taille des masses d'eau, on observé des moyennes comparativement plus élevées au niveau des classes hétérogènes ou très hétérogènes, avec pour le nombre de segments décrivant la masse d'eau une plus grande différenciation pour les classes d'hétérogénéité basées sur les Présences partielles que pour les classes d'hétérogénéité basées sur l'amplitude des scores factorielles (**Figure 66**). Le critère « nombre de cours d'eau » paraît moins discriminant mais les cas de multiples cours d'eau sont comparativement rares.

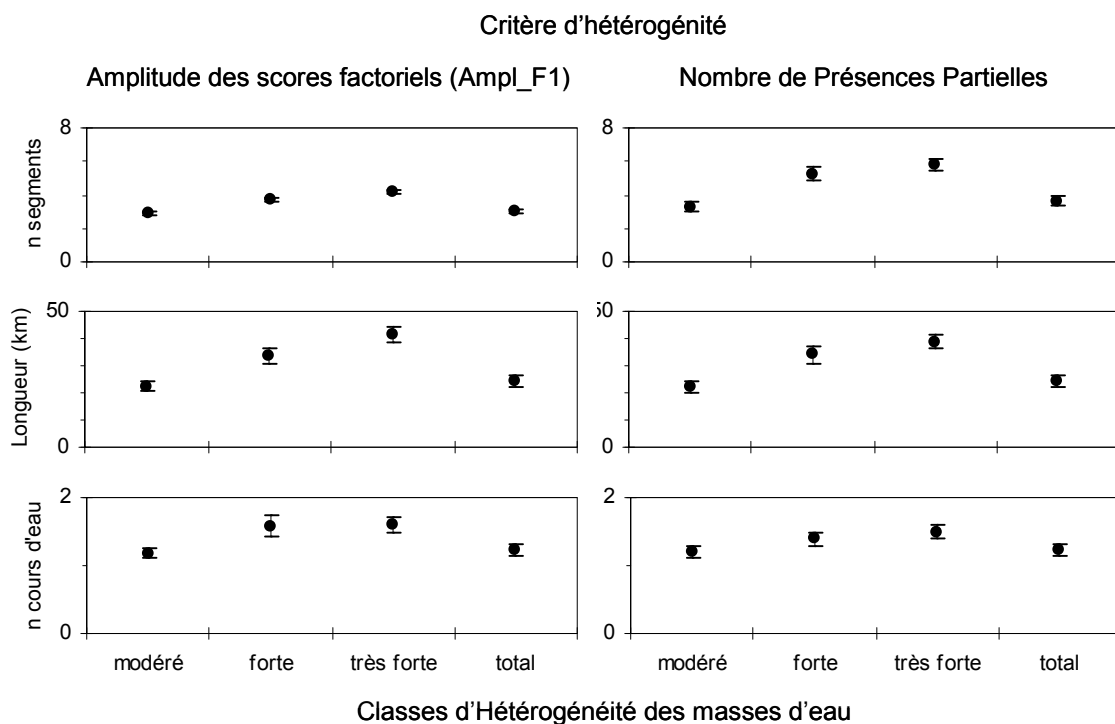


Figure 66 - Moyennes des caractéristiques des masse d'eau par classe d'hétérogénéité pour les deux critères de l'évaluation, amplitude des scores factoriels (à gauche) et nombre de présences partielles (à droite). Variables explicatives d'haut en bas : nombre de segments de simulation décrivant la masse d'eau, longueur de la masse d'eau renseigné par les segments, et nombre de cours d'eau groupé dans la masse d'eau. Classes d'hétérogénéité par percentiles : modérée (< 87,5%), forte (de 87,5 à 95%) très forte (> 95%) et total (0 à 100%). Intervalles de confiance à 99%.

En rapport avec les amplitudes des variables environnementales des modèles piscicoles, la moyenne des masses d'eau hors classes hétérogènes est toujours très proche de la moyenne générale, tandis que les amplitudes moyennes sont généralement sensiblement plus fortes pour la classe « fortement hétérogène », et très fortes pour la classe « très fortement hétérogène » (**Figure 67**). Cependant l'amplitude moyenne des pentes est plus forte pour la classe « fortement hétérogène » d'après Ampl_F1 que la moyenne de la classe « très fortement hétérogène », et la différenciation entre classes pour les Températures de l'eau en hiver est plus faible que pour les autres paramètres.

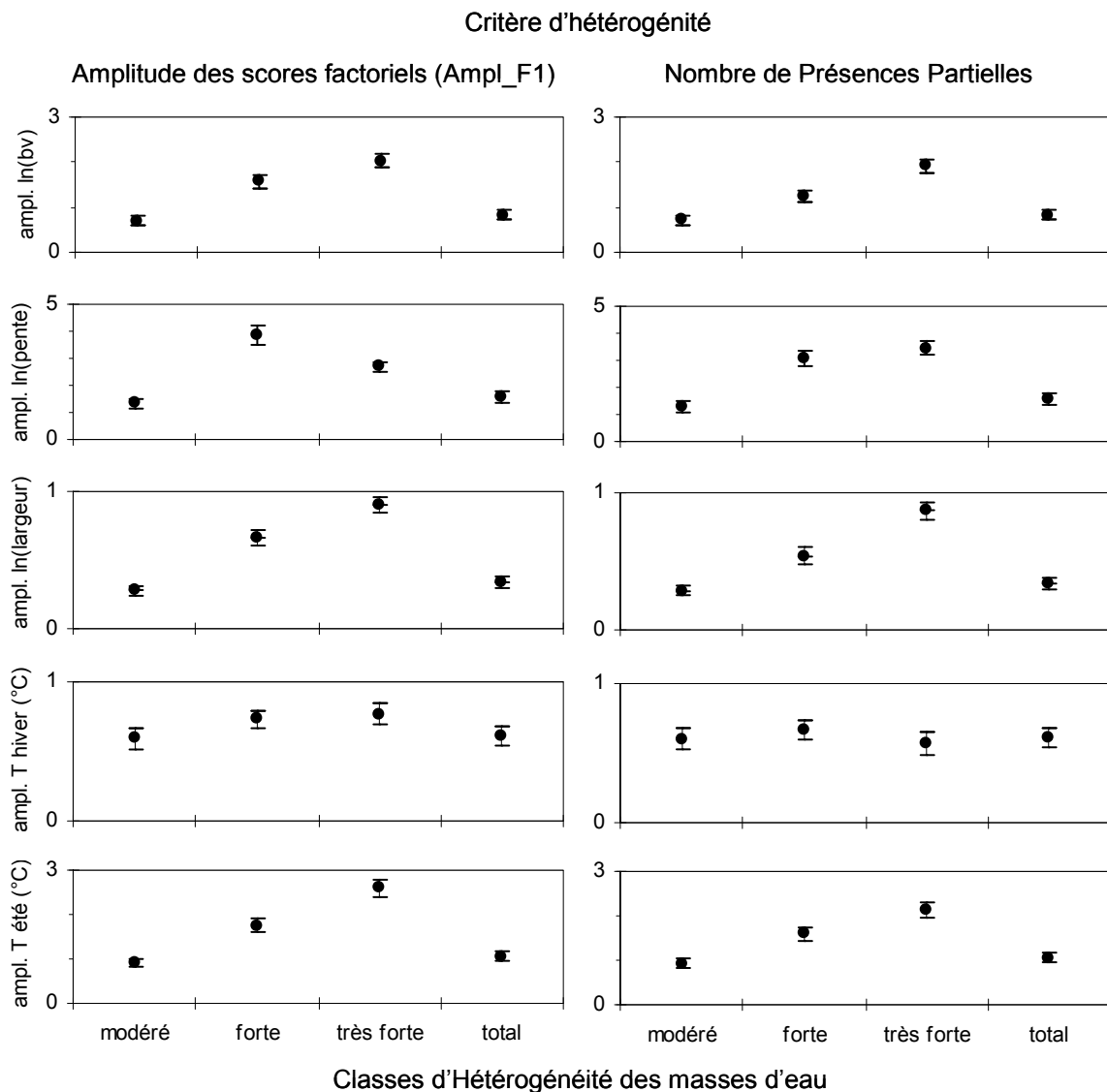


Figure 67 - Moyennes des variables d'entrée des modèles piscicoles par classe d'hétérogénéité pour les deux critères de l'évaluation, amplitude des scores factoriels (à gauche) et nombre de présences partielles (à droite). Variables prédictives d'haut en bas : log de la superficie drainée, log de la pente, log de la largeur, température de l'eau en hiver (°C) et température de l'eau en été (°C). Classes d'hétérogénéité par percentiles : modérée (< 87,5%), forte (de 87,5 à 95%) très forte (> 95%) et total (0 à 100%). Intervalles de confiance à 99%.

En résumé, les corrélations observées ci-dessus entre les critères d'évaluation de l'hétérogénéité et les variables explicatives pressenties se confirment de façon générale au niveau des classes de forte et très forte hétérogénéité, sans qu'il soit possible de mettre en

avant un rôle plus ou moins prépondérant d'un facteur donné. De même les résultats sont globalement assez comparables pour les deux critères d'évaluation, malgré quelques nuances.

Analyse au cas par cas des masses d'eau fortement hétérogènes

L'interprétation au cas par cas des résultats a été limitée aux masses d'eau classées comme hétérogènes par les deux critères, ou classées comme très hétérogène par au moins l'un des deux critères (n=46 au total), soit environ 10% de la population total des masses d'eau.

Le contrôle a été effectuée en comparant les descriptifs des segments de simulation pris en compte pour décrire les masses d'eau, à la fois en termes de leur hétérogénéité environnementale, des prédictions d'occurrences d'espèces, et en tenant compte du contexte hydrographique et de la taille et disposition de la masse d'eau. Dans chaque cas nous avons essayé de déterminer s'il pouvait s'agir d'une erreur substantielle dans l'estimation des paramètres des modèles, d'un problème de mauvaise superposition entre les segments du réseau de simulation et la couche des masses d'eau, ou véritablement d'un cas de forte hétérogénéité avérée de la masse d'eau.

Le détail des résultats du contrôle est synthétisé dans le **tableau 36** ci-après. Il n'a pas été possible de présenter l'ensemble des différents descripteurs des masses d'eau dans le rapport, donc des codes et un descriptif sommaire sont fournis afin d'indiquer nos conclusions quant aux principaux facteurs expliquant la forte hétérogénéité au niveau des masses d'eau en question.

L'analyse a mis à jour des erreurs certaines ou possibles dans les estimations des paramètres environnementaux, ou alors dans l'association spatiale des segments de simulation aux masses d'eau, pour 9 des sur 46 masses d'eau considérées. Il y a notamment plusieurs cas de problèmes d'intégration des valeurs au niveau des tronçons court-circuités du Rhône, car le réseau de simulation utilisé a été conçu à l'origine dans le but de fournir une simulation pseudo naturel de réseau, hors aménagements. Cependant il n'a pas été possible de vérifier les estimations des variables environnementaux au cas par cas, et il est donc possible que nous avons sous-estimé le nombre d'erreurs ou problèmes d'imprécision ainsi que leur incidence sur l'analyse de l'hétérogénéité.

Il y a aussi des cas de masses d'eau ayant plusieurs régimes hydrologiques, variable prise en compte pour l'estimation des températures de l'eau. Il peut s'agir d'erreurs d'intégration car la typologie utilisée et sa précision cartographique sont assez grossiers (Guigo et Vivian, 1995), mais il est également possible qu'il s'agisse simplement d'un effet de limite entre classes de régimes qui ont une incidence parfois très perceptible sur la variabilité des températures. A noter que sur les 485 masses d'eau analysées il y a 32 cas de masses d'eau avec plusieurs régimes, tandis que parmi les 46 cas analysés en détail ici 11 cas (23,9%) présentent de multiples régimes. Bien qu'il ne s'agisse pas forcément d'erreurs, il faut considérer que l'occurrence de plusieurs régimes au niveau d'une même masse d'eau génère une surestimation de la variabilité thermique.

Tableau 36 - Résultats du contrôle au cas par cas des masses d'eau fortement hétérogènes.
Voir légende en fin du tableau.

EU_CD (ObjectID)	Masse d'eau	F1_Am pl	P.PAR T	N_SEG S	Lrens (km)	C_EAU (n)	REG (n)	Pbms SIG	Pbms ME	Comment aire
FRDR598 (15952)	Le Solnan	2.067	7	14	113.3	2	1		ENVIRON +CDEAU ?	hétérogénéité entre aval et tête de bassin + 2 cours d'eau
FRDR599 (17535)	La vallièrre	1.746	10	13	62.9	2	1		ENVIRON	grand masse d'eau (13 segments) + hétérogénéité entre aval et tête de bassin
FRDR434 (15865)	Le Lavézon	1.743	7	2	8.5	1	1		ENVIRON	hétérogénéité entre aval et tête de bassin
FRDR600 (17536)	La brenne	1.692	10	5	54.3	1	1		ENVIRON	hétérogénéité entre aval et tête de bassin
FRDR316 (15775)	Borne aval	1.636	7	5	32.5	1	2	REG	ENVIRON ?	hétérogénéité sur partie amont en contacte avec le Vercors
FRDR593a (15949)	La Reyssouze	1.517	7	4	46.9	3	1		ENVIRON +CDEAU ?	hétérogénéité entre aval et tête de bassin + 3 cours d'eau
FRDR413b (17734)	Le chassezac	1.513	7	8	51.4	3	1		ENVIRON +CDEAU ?	prolongement aval excessif + 3 cours d'eau
FRDR606 (15956)	La Grosne	1.424	8	4	27.1	1	1		ENVIRON	hétérogénéité entre aval et tête de bassin
FRDR609 (18132)	Le meuzin	1.367	7	5	31.2	1	1		ENVIRON	hétérogénéité entre aval et tête de bassin
FRDR173 (18082)	L'arre	1.300	7	6	40.3	2	1		ENVIRON +CDEAU ?	hétérogénéité entre aval et tête de bassin + 2 cours d'eau
FRDR645 (18139)	La vouge	1.277	7	5	26.3	1	1		ENVIRON	hétérogénéité entre aval et tête de bassin
FRDR670 (15985)	La morte	1.270	7	5	33	2	1		CDEAU+ ENVIRON ?	2 cours d'eau
FRDR632a (15966)	Rivière le st nicolas	1.261	7	8	29.4	1	1		ENVIRON	hétérogénéité entre aval et tête de bassin
FRDR569a (18121)	La brévenne	1.190	7	4	27.9	1	1		ENVIRON	hétérogénéité entre aval et tête de bassin
FRDR382 (15824)	Gardons amont	1.493	6	12	87.9	3	1		ENVIRON +CDEAU ?	grande masse d'eau avec forts contrastes Pente et BV entre l'aval et l'amont
FRDR190 (15592)	La rougeanne	1.409	6	4	33.9	2	1		ENVIRON +CDEAU ?	hétérogénéité entre aval et tête de bassin
FRDR2001 (15599)	Rhone à Belley	1.395	6	6	28.7	1	3	VAR (bv)+R EG		erreur d'intégration BV + 3 régimes
FRDR2001 (15599)	Rhone à Belley	1.395	6	6	28.7	1	3	VAR(b v) +REG		erreur d'intégration BV + 3 régimes
FRDR442 (15871)	Drôme amont	1.292	5	10	57.6	3	1		ENVIRON +CDEAU	hétérogénéité entre aval et tête de bassin + 2 cours d'eau

Tableau 36 : (suite)

EU_CD (ObjectID)	Masse d'eau	F1_Ampl	P.PAR T	N_SEG S	Lrens (km)	C_EAU (n)	REG (n)	Pbms SIG	Pbms ME	Commentaire
FRDR448a (17735)	véore aval	1.218	6	5	22.6	1	2	REG	ENVIR ON	hétérogénéité aval et amont + 2 régimes
FRDR136b (18069)	Le vidourle en aval de l'argentesse	1.169	5	4	25.2	1	1		ENVIR ON	transition entre milieux contrastés
FRDR441 (15870)	La Roanne	1.116	8	4	23.3	1	1		ENVIR ON	hétérogénéité entre aval et tête de bassin
FRDR687 (18146)	La sémouse amont	1.004	7	6	55.5	3	1		ENVIR ON+CD EAU?	hétérogénéité entre aval et tête de bassin + 2 cours d'eau
FRDR290 (17492)	La Sasse	1.753	4	4	26.2	1	1		ENVIR ON	hétérogénéité entre aval et tête de bassin
FRDR524 (18106)	Le séran	1.452	0	2	13.2	1	1		ENVIR ON	hétérogénéité entre aval et tête de bassin
FRDR319 (17728)	Isère en aval de Grenoble	1.249	1	7	51	1	2	REG	ENVIR ON?	principalement les 2 régimes
FRDR635 (15967)	Doubs aval Pontarlier	1.199	2	6	44.1	1	1	VAR? (pente)	ENVIR ON?	Possible hétérogé- néité physique (pentes et thermie)
FRDR650b (15976)	La norges	1.166	5	3	22.2	1	1	VAR(bv)		erreur de surface drainée
FRDR166 (18080)	La lergue aval	1.165	6	10	24	2	1		ENVIR ON	hétérogénéité entre aval et tête de bassin
FRDR417a (15852)	La Baume amont	1.097	5	3	18.3	1	1		ENVIR ON	hétérogénéité entre aval et tête de bassin
FRDR2006 (15603)	Rhône de Saône Isère	1.080	6	20	72.3	1	2	VAR(bv) + REG		problèmes d'intégration RCC
FRDR660 (17831)	Le rongon	1.068	5	3	33	3	1		ENVIR ON+CD EAU?	hétérogénéité entre aval et tête de bassin + 3 cours d'eau
FRDR302 (15697)	L'Ubaye amont	1.024	5	6	57.3	3	2	REG	ENVIR ON	hétérogénéité entre aval et tête de bassin + 3 cours d'eau + 2 régimes
FRDR185 (15589)	L'orbiel	0.985	5	5	31.6	1	1		ENVIR ON	hétérogénéité entre aval et tête de bassin
FRDR613 (15960)	La guyotte	0.974	5	2	27.4	1	1		ENVIR ON	hétérogénéité entre aval et tête de bassin
FRDR2007 (18097)	Rhône de Isère a Ouveze (83)	0.970	5	16	95.7	1	2	Bv+ REG		problèmes d'intégration RCC
FRDR312 (15771)	L'Isère aval	0.964	5	9	37.4	1	2	REG+ pente		probablement 2 regimes, possible erreur de la pente
FRDR163 (18078)	La peyne	0.963	5	5	22.1	1	2	REG	ENVIR ON	hétérogénéité entre aval et tête de bassin
FRDR505 (17442)	L'ain amont	0.960	5	7	45.9	3	1		ENVIR ON+CD EAU?	hétérogénéité entre aval et tête de bassin + 3 cours d'eau
FRDR604 (15954)	La guye	0.954	5	4	35.6	1	1		ENVIR ON	forte contraste de superficie entre aval et tête de bassin
FRDR411a (15848)	L'Ardèche en amont des gorges	0.951	5	6	33.7	1	1		ENVIR ON	transition entre milieux hétérogènes (depuis cristallin amont aux gorges)

Tableau 36 : (suite et fin)

EU_CD (ObjectID)	Masse d'eau	F1_Ampl	P.PART	N_SEGS	Lrens (km)	C_EAU (n)	REG (n)	Pbms SIG	Pbms ME	Commentaire
FRDR322c (15780)	Cal. de la morge (Isère aval)	0.920	5	2	9.6	1	1		ENVIRON	transition hétérogène entre le versant amont et le cours en plaine
FRDR630 (17269)	L'allaine	0.892	7	5	22.7	1	1		ENVIRON ?	probablement hétérogénéité environnementale
FRDR2000 (17482)	Le Rhône en aval de Genève	0.880	8	3	34.3	1	2	VAR(pente)+REG		erreur calcul pente + 2 régimes
FRDR638 (15968)	Le doubs amont	0.653	8	7	47.9	1	1	VAR?(pente)	ENVIRON ?	probable erreur de pente, ou variabilité forte des BVs
FRDR627 (17537)	L'allan	0.263	7	3	9.7	1	1	VAR?(bv)	ENVIRON ?	Erreur surface drainée

Explication des colonnes du tableau 36

COLONNE	DEFINITION
EU_CD (ObjectID)	Code D.C.E.E. du Masse d'eau et identifiant de l'objet
Masse d'eau	Nom du cours d'eau et localisation approximative de la masse d'eau
F1_Ampl (1)	Amplitude des scores factorielles de la premier axe de l'ACP sur les probabilités d'occurrence des espèces
P.PART (1)	Nombre d'espèces prédites en présence partielle (présence sur entre 10 et 90% du linéaire décrite)
N_SEGS	Nombre de segments de simulation ayant servi à décrire la masse d'eau
Lrens (km)	Longueur (km) de la masse d'eau décrite par les segments de simulation
C_EAU (n)	Nombre de cours d'eau distinctes (cours principale et affluents) dans la masse d'eau
REG (n)	Nombre de régimes hydrologiques de la masse d'eau
Pbms SIG (2)	Codification des problèmes liés aux calculs ou traitements sous S.I.G.
Pbms ME (3)	Codification des problèmes liés à la délimitation des masses d'eau
Commentaire	Avis d'expert sur les principales causes de la forte hétérogénéité de la masse d'eau

- (1) Couleurs selon le classement a priori du critère. Rose : très hétérogène ; Jaune : fortement hétérogène ; cyan : modérément hétérogène.
- (2) Codes des problèmes constatés avec les estimations de variables S.I.G. VAR : erreur assez flagrant de calcul de la variable entre parenthèses. VAR ? : possible erreur de calcul ou faible précision de la variable entre parenthèses. REG : cas de multiples régimes hydrologiques affectant l'hétérogénéité des températures de la masse d'eau.
- (3) Codes des problèmes inhérents aux masses d'eau. ENVIRON : très forte variabilité environnementale avérée. ENVIRON ? assez forte variabilité environnementale. CDEAU : inclusion de plusieurs cours d'eau de profils physiques différentes contribuant à l'hétérogénéité des masses d'eau. CDEAU ? inclusion de plusieurs cours d'eau potentiellement un facteur parmi d'autres dans l'hétérogénéité de la masse d'eau.

Par comparaison l'hétérogénéité piscicole prédite des masses d'eau parait liée au moins pour partie à l'hétérogénéité environnementale des masses d'eau dans 40 des 46 cas analysées. Dans la vaste majorité de ces cas, il s'agit de masses d'eau en tête de réseau qui combinent un environnement amont caractérisé par de très faibles superficies drainées et le plus souvent par des fortes pentes, par opposition avec des cours inférieurs drainant des surfaces bien plus grandes et avec des pentes souvent bien plus faibles. Et par conséquence les largeurs en aval sont également plus importantes qu'en amont, et les températures comparativement plus élevées. Dans bien des cas les contrastes entre valeurs amont et valeurs aval dépassent un ordre de grandeur sur ces petits cours d'eau la surface drainée et la pente à l'intérieur d'une même masse d'eau.

On observe également des contrastes environnement importants sur certaines masses d'eau plus en aval. Par exemple sur l'Ardèche aux environs d'Aubenas à Vallon Pont d'Arc, l'amont de la masse d'eau est situé vers la sortie du massif cristallin, tandis que l'aval se situe au début des gorges, après le confluent avec le Chassezac, d'où d'assez fortes contrastes des pentes, surfaces drainées, températures, etc. au sein de la masse d'eau. Cela semble également être le cas pour le cours moyen de la Vidourle, et peut-être celle du Doubs en aval de Pontarlier. Cependant parmi les masses d'eau hétérogènes sur d'assez grandes rivières, une proportion plus élevée des cas s'explique au moins en partie par des erreurs d'estimation des paramètres sous S.I.G.

Plus généralement les masses d'eau de grands cours d'eau sont souvent moyennement hétérogènes, mais aussi comparativement longues et sont décrites par un nombre élevé de segments. Vu que nous avons abordé l'hétérogénéité par l'amplitude et non pas par la variance par exemple, cette hétérogénéité moyennement élevée des grands cours d'eau est probablement du au moins autant au nombre de segments qu'à une réelle hétérogénéité, mais dans certains cas la longueur fait aussi intervenir des contrastes thermiques plus importants, comme sur le Rhône aval.

Comme la majorité des cas de forte hétérogénéité se situent sur les petits cours d'eau en amont on pourrait penser que l'hétérogénéité se situe principalement en amont. Mais dans tout réseau hydrographique l'essentiel du linéaire est composé de petits cours d'eau, alors que les grands cours d'eau ne représentent qu'une proportion très mineur du linéaire total. La relation entre le surface drainée et $Ampl_F1$ est très clairement faible au mieux (**Tableau 37**) et plus est la seule relation qui est significatif c'est la minimum des superficies drainés par masse d'eau, qui est négativement corrélé avec l'hétérogénéité. En effet les cartes ci-dessus montrent que la plupart des masses d'eau particulièrement homogènes se situent également sur des petits cours d'eau d'amont. En fait la distribution en fréquences des classes de taille des cours d'eau est très proche entre les cas de masses d'eau fortement hétérogènes, l'ensemble des masses d'eau et les masses d'eau les plus homogènes. Donc l'hétérogénéité des masses d'eau n'est pas réellement plus importante pour les masses d'eau en amont que sur le reste du réseau.

Tableau 37 - Tests de corrélation de Pearson entre l'amplitude des scores factorielles sur les occurrences prédites des espèces et différents variables relatives aux surfaces drainées par masse d'eau.

	r de Pearson	p-value
Moyenne ln(surface drainée)	-0.025118067	0.581066348
Maximum ln(surface drainée)	0.088987666	0.050161968
Minimum ln(surface drainée)	-0.185330681	0.000040156

Le fait de grouper plusieurs cours d'eau dans une même masse d'eau est parfois apparu comme un facteur aggravant dans l'hétérogénéité de la masse d'eau, par exemple pour les masses d'eau du Chassezac, de l'Ubaye amont, ou du Drôme amont. Le fait de grouper des cours d'eau voisines peut paraître logique, mais dans certains cas le profil en long de l'affluent présentera un rapport entre surface drainée et pente très différent que la cours principale avec lequel l'affluent a été associé. Cela dit il existe des contre exemples, comme la masse d'eau du Buëch amont qui présente une hétérogénéité prédite qui n'est pas très forte vue qu'elle compte 7 cours d'eau. On doit donc considérer que cet aspect de la délimitation des masses d'eau peut être un facteur d'augmentation de l'hétérogénéité, mais ce n'est pas systématique.

La taille en longueur des masses d'eau présente une relation modérément forte avec l'hétérogénéité au niveau de l'ensemble de la population, mais une forte relation avec le nombre de segments prise en compte qui favorise logiquement la mise en évidence de l'hétérogénéité. Dans l'analyse au cas par cas, ces deux facteurs ne sont pas fréquemment apparus comme étant clairement des facteurs aggravants de l'hétérogénéité.

3.3.3.3 Conclusion

Synthèse et interprétation des résultats

L'analyse met en évidence des relations générales plus ou moins fortes entre l'hétérogénéité des masses d'eau et les variables explicatives envisagées d'une part, et des types de problèmes et d'explications distinctes au niveau des masses d'eau fortement hétérogènes d'autre part.

Les corrélations entre l'hétérogénéité environnementale et l'hétérogénéité piscicole prédite étaient attendues puisque les prédictions sont basées sur ces mêmes variables, mais on peut remarquer que les corrélations avec la variabilité des températures d'hiver est plus faible que pour les autres paramètres, mais qu'aucun paramètre se démarque comme étant prépondérant. Nous avons également montré qu'il y a une relation faible mais significatif entre les critères représentant l'hétérogénéité et ceux représentant la taille des masses d'eau et le nombre de cours d'eau par masse d'eau.

Dans l'analyse des cas particulièrement hétérogènes, nous avons plutôt constaté qu'il y avait certains types de hétérogénéité assez récurrents dans différents contextes environnementaux (amont, aval, plaine, montagne...). Il s'agit essentiellement de cas où le découpage ne tient pas compte de contrastes environnementaux importantes à l'intérieur de la masse d'eau, notamment en termes du profil en long, ou alors de cas où la longueur de la masse d'eau est telle qu'elle recouvre forcément une gamme de superficies et de largeurs importantes.

Portée et limites de l'analyse

L'analyse a permis d'apporter une réponse à la question mais il faut reconnaître que la superposition très imparfaite entre les segments de simulation et les masses d'eau limite la portée des résultats. Malheureusement la mise en place d'un réseau de simulation plus détaillé et plus étendu, prévue dans le cadre du projet en collaboration avec le projet Estimkart, n'a pu être réalisé dans les temps. Cependant bien que la solution initialement envisagée aurait sans doute permis une couverture plus complète du réseau et des effectifs de mesures par masse d'eau plus importantes en moyenne, toute démarche consistant à faire superposer deux découpages indépendantes posera forcément le même type de problème, mais simplement à une échelle plus fine.

Avec des outils tels que le réseau de simulation et les modèles utilisés, il ne faut pas considérer comme valide à priori des valeurs estimés au niveau des unités de calculs individuels, même si les estimations ont été valides statistiquement par rapport à des données indépendantes (par ex : pentes et surfaces drainées des stations de suivi Onema) (Pont et Rogers, 2004). De même, l'analyse de la hétérogénéité des masses d'eau basée sur quelques segments de simulation (moyenne = 3,63 segments par masse d'eau) et qui ne coïncident que partiellement avec les limites des masses d'eau ne donne certainement pas une évaluation très uniforme de la variabilité au niveau des masses d'eau considérés individuellement. Cela n'exclut pas d'exploiter les résultats pour ajuster la partition de certaines masses d'eau, mais il faut garder à l'esprit que cette évaluation est assez approximative. Les principaux résultats de ce travail sont donc d'avoir montré que la plupart des masses d'eau ne sont pas très hétérogènes, et que l'hétérogénéité des masses d'eau en tend à être liée avec les différents types de contextes des masses d'eau et les caractéristiques des masses d'eau liées à leur délimitation.

En tant que validation du découpage actuelle, les résultats obtenus ici indiquent que si la méthode et les critères utilisées pour délimiter les masses d'eau fonctionnent globalement assez bien dans l'ensemble, mais que les facteurs clés de la variabilité des habitats piscicoles échappent parfois à cette approche. Il aurait été bien plus logique de décrire autant que se peut le réseau en entités plus réduites puis d'opérer un regroupement des entités élémentaires en unités plus homogènes.

Suite à la mise en place des très petites masses d'eau du chevelu secondaire, on peut penser qu'il serait opportun de réviser le découpage des grandes masses d'eau afin de constituer des entités plus homogènes et plus comparables. Dans ce cadre il faudrait chercher à désolidariser les affluents de leurs cours d'eau principaux dans la mesure du possible, éviter de trop prolonger vers l'aval les masses d'eau à partir des sources car cela engendrait systématiquement de forts contrastes en superficie drain et en largeur. Il faudrait également tenir compte des profils en long et du contexte géomorphologique afin d'éviter des fortes variations de pente au sein des masses d'eau.

En dernière remarque, la densité du réseau utilisé pour l'étude n'a pas permis l'analyse des masses d'eau d'ordre 2. Cependant sur la base des résultats, on peut penser que les masses d'eau d'ordre 2 sont globalement plus homogènes que les masses d'eau d'ordre 1, vu qu'en longueur elles sont bien plus petites (**Figure 68**). Cela n'empêche qu'en toute logique, les autres considérations évoquées ci-dessus s'appliqueraient également aux masses d'eau d'ordre 2.

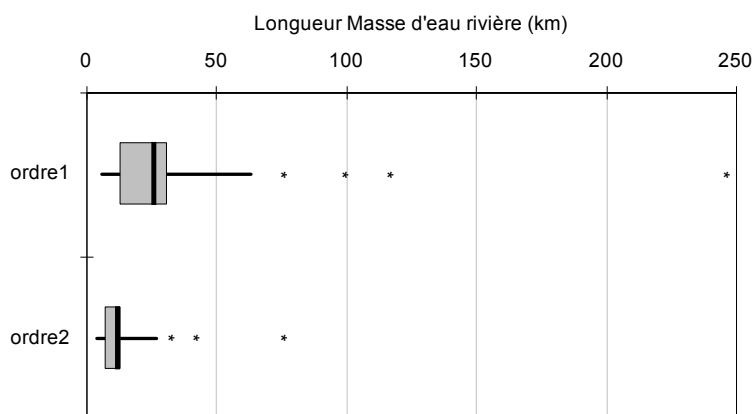


Figure 68 : Distributions des tailles des masses d'eau rivière selon qu'il s'agisse de masses d'eau d'ordre 1 (n=889) ou d'ordre 2 (n=2117) en Rhône-Méditerranée.

3.4 Conditions de référence et Changement climatique

3.4.1 Introduction

Les modèles présentés précédemment peuvent également être utilisés pour simuler les implications potentielles du réchauffement sur les distributions des dix espèces étudiées. Pour ce faire, nous utiliserons les anomalies thermiques définies par Météo-France.

3.4.2 Etablissement des anomalies thermiques

Dans le cadre du projet nous avons utilisé les anomalies issues d'une simulation à résolution variable centré sur la Méditerranée (Gibelin et Déqué 2003), qui donne une résolution moyenne de l'ordre de 60 km en France et une anomalie thermique sur 100 ans avec doublement du CO₂ de +3,66°C en moyenne sur l'ensemble de la France (Modèle ARPEGE). Pour chaque mois de l'année, ces anomalies ont été spatialisées par interpolation de type Spline régularisée, ce qui génère des surfaces de courbature minimale assez lisses. Les estimations sont restituées à une résolution de 6 km, sur un maillage calé sur celui de l'interpolation des températures 1980-99 (3 km).

Afin de simuler les effets du réchauffement pour des anomalies variables, nous avons appliqué des anomalies égales respectivement à un quart, à un demi et à une fois l'anomalie mensuelle fournie par le modèle ARPEGE pour chacun des mois de l'année. Si la dynamique du réchauffement était uniforme dans le temps, cela correspondrait à des situations prévisibles dans respectivement 25 ans, 50 ans et 100 ans. Cela n'est bien sur pas le cas, mais par commodité et par convention, nous retiendrons ces trois périodes.

Dans la suite de ce travail, ces trois scénarios seront dénommés par cette période temporelle. Les valeurs correspondantes de l'anomalie thermique moyenne de l'air à la verticale du réseau hydrographique étudié, seront de :

- 25 ans : + 0.914°C
- 50 ans : + 1.828°C
- 100 ans : + 3.656°C

Ces anomalies ont été ajoutées, pour chaque tronçon, aux températures mensuelles moyennes de l'air prévalant durant les 5 années précédant l'échantillonnage. Dans ces nouvelles conditions atmosphériques, les températures moyennes de l'eau en hiver (DJF) et en été (JJA) ont été estimées à l'aide du modèle décrit précédemment. Au final, les anomalies thermiques moyennes estimées de l'eau sont de respectivement :

- à 25 ans, de + 0.54°C en hiver et de + 1.06°C en été
- à 50 ans, de + 1.08°C en hiver et de + 2.12°C en été
- à 100 ans, de + 2.15°C en hiver et de + 4.25°C en été

L'examen de la distribution géographique de ces anomalies en hiver à 100 ans (**Figure 69**) montre que ces dernières sont les plus fortes (> à 2 degrés) dans les bassins de la Garonne, de l'Adour et du Rhône ainsi que sur les côtières méditerranéens. Sur les autres bassins, les axes principaux seraient plus affectés que les têtes de réseau. En été, on rencontre des anomalies élevées sur quasiment tous les bassins, à l'exception des fleuves côtiers de Bretagne et de la Manche, ainsi que les régions d'altitude des Pyrénées et des Alpes. Pour les côtières méditerranéens, les anomalies sont plus sévères en hiver par rapport à l'été.

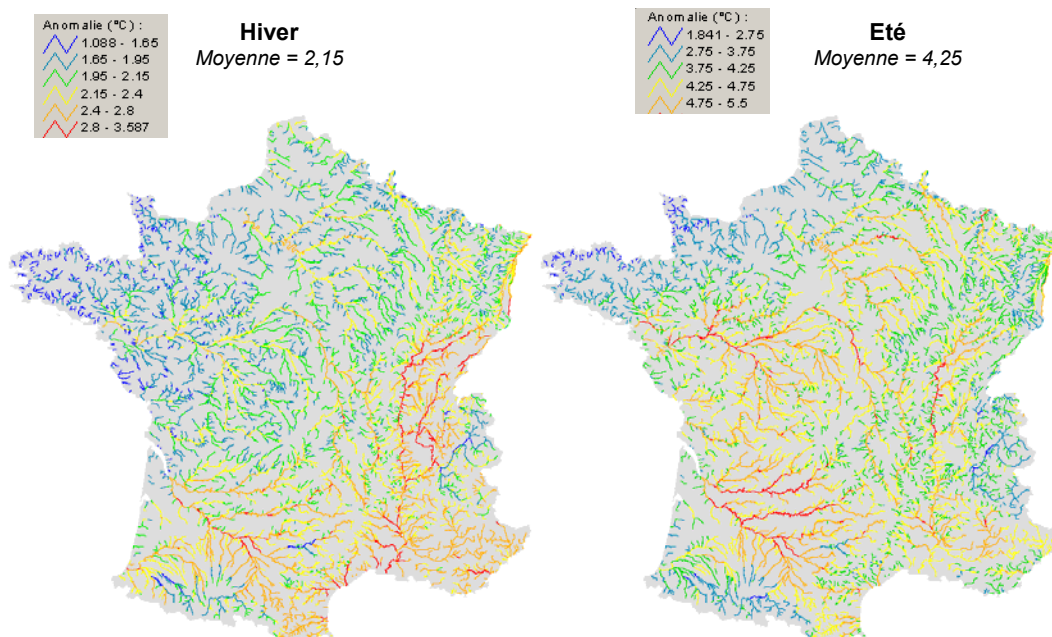


Figure 69 - Carte des anomalies thermiques estimées des eaux du réseau hydrographique en hiver (DJF) et en été (JJA) pour une anomalie moyenne annuelle de l'air de + 3.66°C (Scénario ARPEGE METEO France à 100 ans).

3.4.3 Simulations des modifications de distributions

Simulation des impacts potentiels : les distributions spécifiques

Les probabilités de présence des espèces ont été simulées pour les trois scénarios décrits précédemment. Les valeurs correspondantes de l'anomalie thermique moyenne de l'air à la verticale du réseau hydrographique étudié, seront de : 25 ans (+ 0.91°C), 50 ans (+ 1.83°C) et 100 ans (+ 3.66°C).

Ce qui entraîne des anomalies moyennes sur les températures estimées de l'eau de :

- à 25 ans, de + 0.54°C en hiver et de + 1.06°C en été
- à 50 ans, de + 1.08°C en hiver et de + 2.12°C en été
- à 100 ans, de + 2.15°C en hiver et de + 4.25°C en été

Dans la situation actuelle, la température maximale de l'eau obtenue sur le réseau est de 11°C en hiver et de 26.8°C en été. Ces valeurs sont proches des valeurs thermiques maximales de l'eau calculées sur les sites ayant servi à calibrer les modèles (respectivement 9.9 et 23.4°C) et on peut considérer que les modèles sont utilisés dans le cadre de la situation actuelle sans exagérément avoir recours à de l'extrapolation.

Ce n'est bien sûr pas le cas lorsque l'on cherche à simuler les situations pour les différents scénarios de réchauffement. Ainsi, dans le scénario à 100 ans (+3.66°C), les températures maximales sur le réseau seraient de 14.1°C en hiver et de 32.1°C en été. Les modèles statistiques obtenus ne peuvent pas être utilisés dans de telles conditions d'extrapolation. De plus, dans ces situations extrêmes, l'ensemble du fonctionnement des écosystèmes sera modifié. La méthode de modélisation des températures de l'eau ainsi que les situations trophiques associées aux différents niveaux thermiques ne peuvent plus être utilisées.

Pour ces raisons, les résultats obtenus avec le scénario à 100 ans (+3.66°C) ne sont pas fournis.

De même, pour les scénarios à 25 ans et 50 ans, nous n'avons effectué de simulation sur les tronçons où la température calculée dépassait les maxima observés sur le réseau actuel (soit 11.1°C en hiver et 26.9°C en été).

Le tableau ci-dessous fournit les impacts potentiels du réchauffement sur les cours d'eau français en pourcentage du linéaire de cours d'eau.

	Actuel	Actuel-%Lin	25ans-Prob	25ans-%Lin	50ans-Prob	50ans-%Lin
Barbatulabarbatula	0.688	0.719	0.641	0.673	0.591	0.622
Barbusbarbus	0.450	0.496	0.542	0.597	0.604	0.662
Chondrostomanusus	0.222	0.260	0.197	0.228	0.163	0.188
Cottusgobio	0.606	0.620	0.388	0.383	0.164	0.161
Gobiogobio	0.750	0.805	0.764	0.817	0.778	0.829
Leuciscuscephalus	0.712	0.755	0.786	0.822	0.790	0.810
Leuciscusleuciscus	0.429	0.497	0.440	0.507	0.422	0.487
Phoxinusphoxinus	0.558	0.590	0.398	0.414	0.243	0.250
Rutilusrutilus	0.511	0.559	0.573	0.623	0.615	0.663
Salmo trutta fario	0.637	0.602	0.505	0.463	0.378	0.336

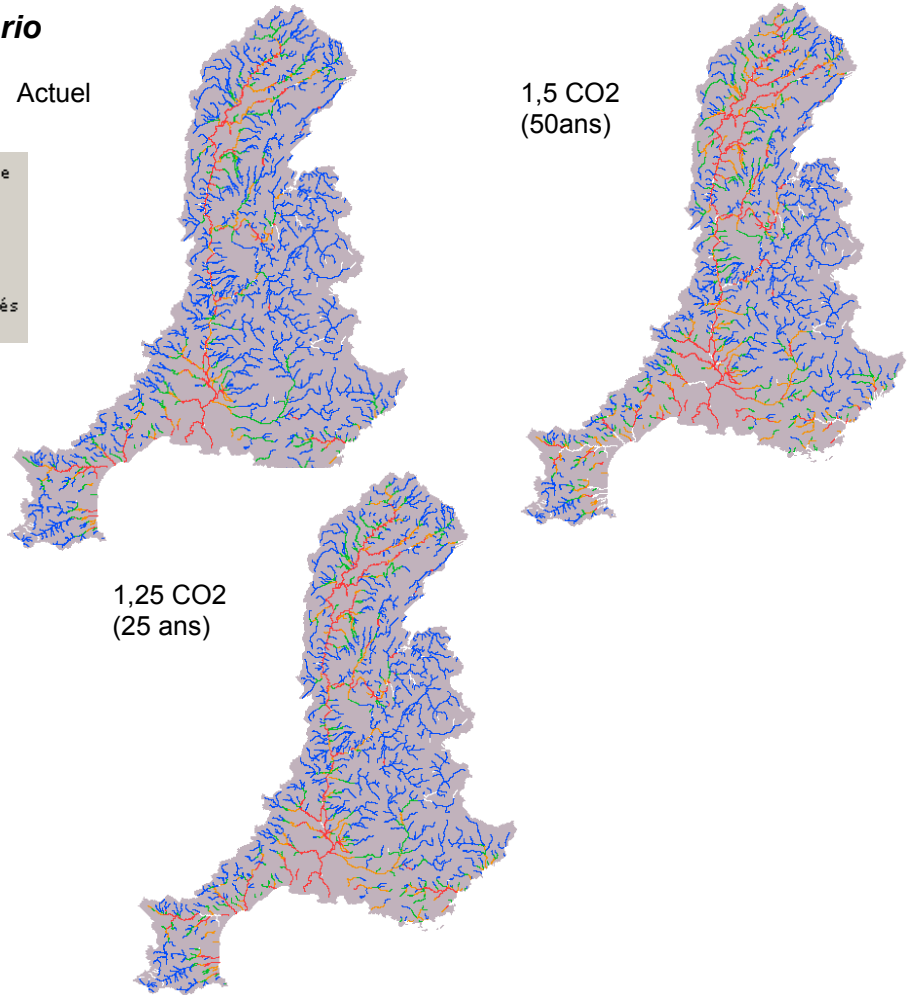
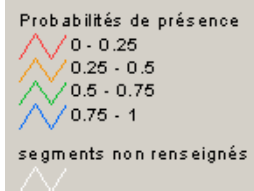
L'examen des cartes ci-après permet de repérer les sous-bassins de la région RMC à priori les plus sensibles à de possibles modifications des conditions thermiques

Salmo trutta fario

Probabilité
d'occurrence
en 4 classes

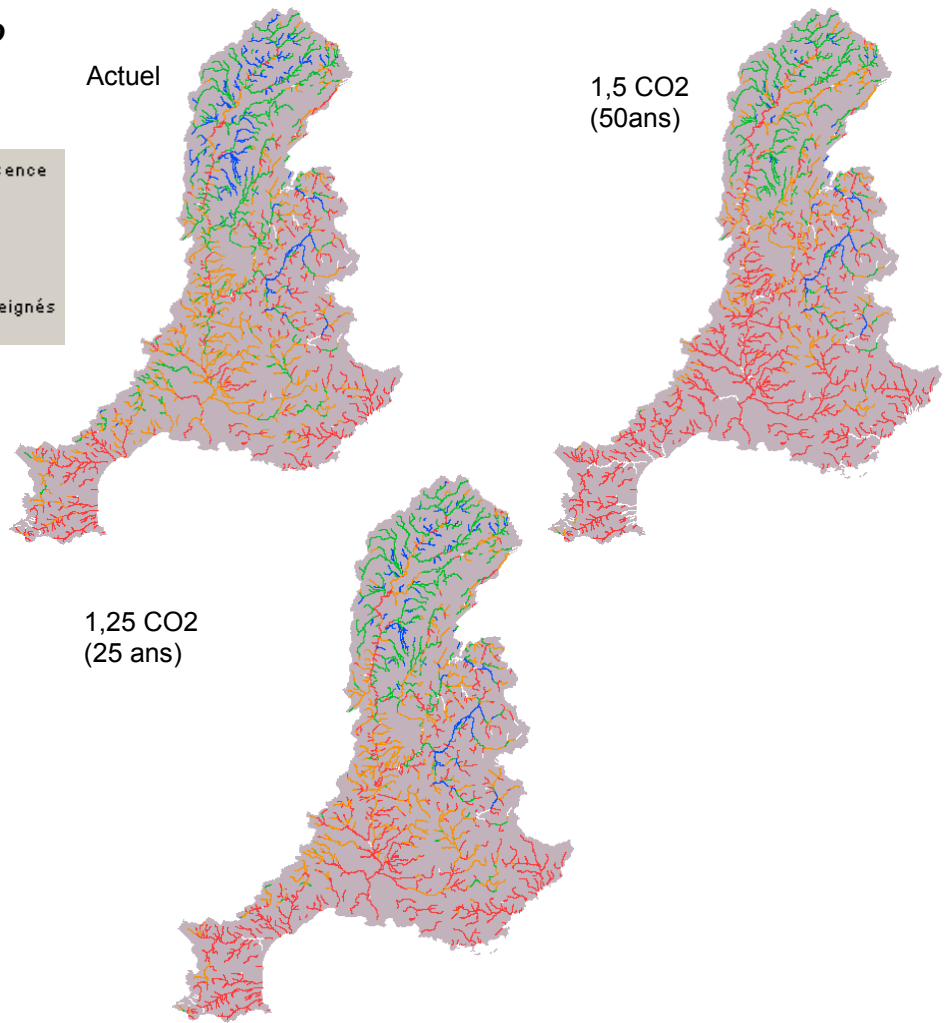
Actuel

1,5 CO2
(50ans)



Cottus gobio

Probabilité
d'occurrence
en 4 classes

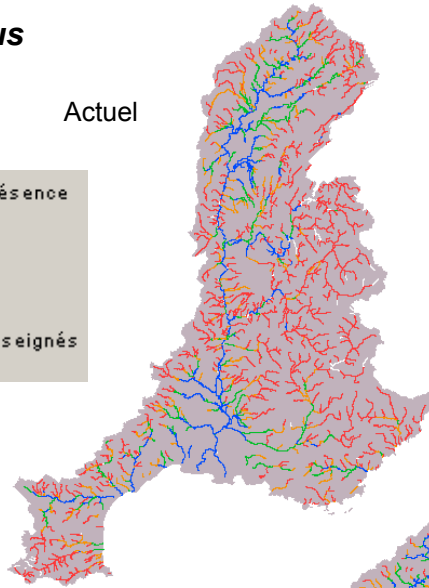


Rutilus rutilus

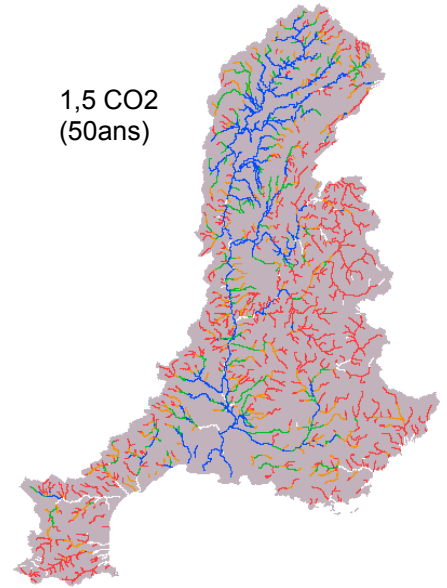
Probabilité
d'occurrence
en 4 classes



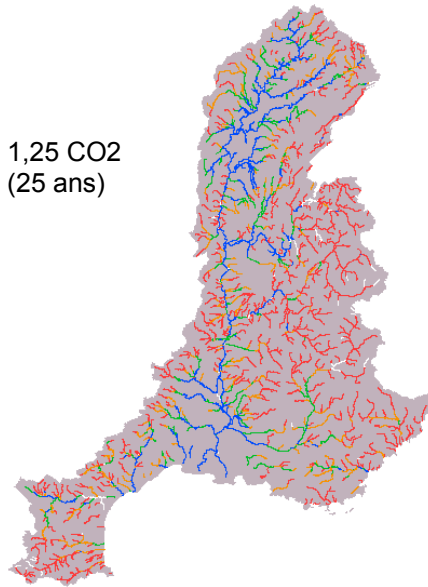
Actuel



1,5 CO2
(50ans)



1,25 CO2
(25 ans)

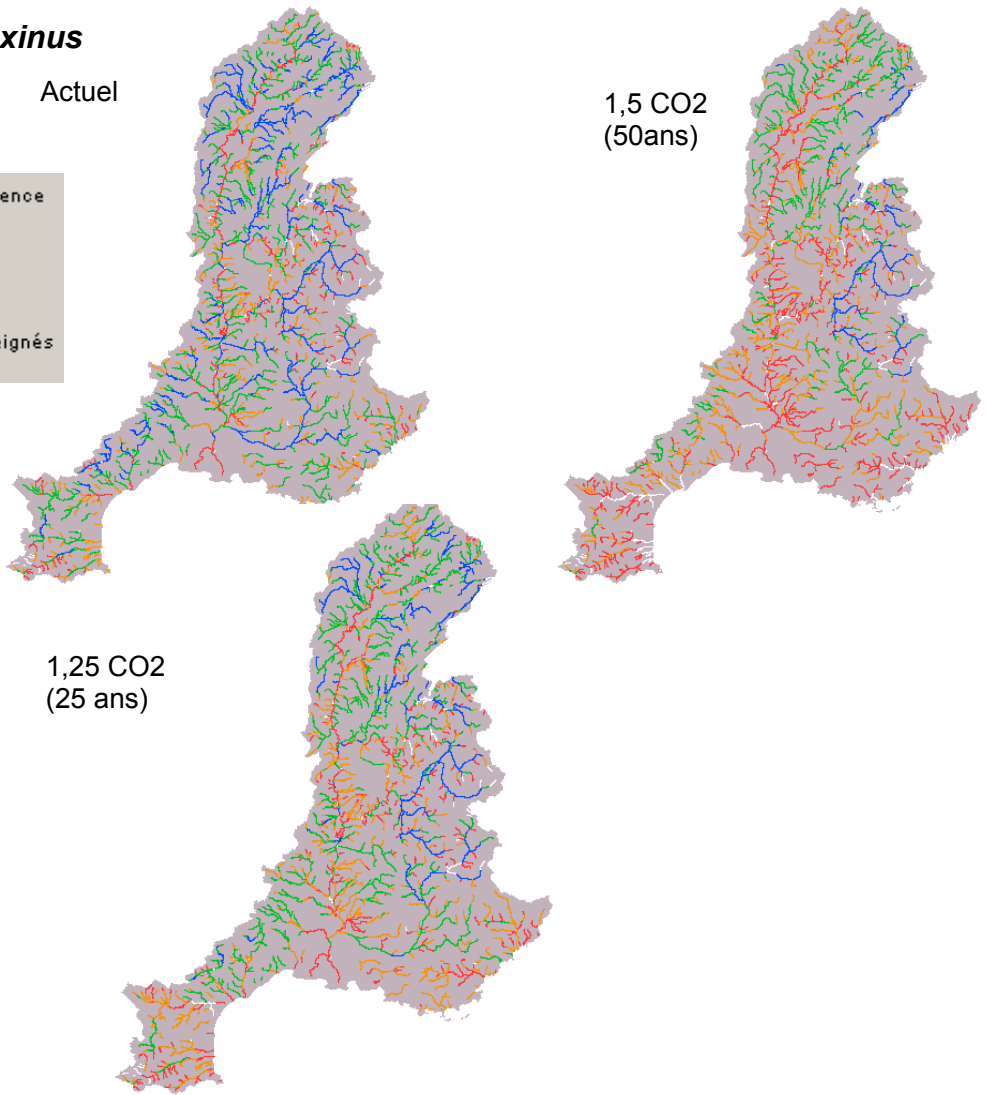


Phoxinus phoxinus

Probabilité
d'occurrence
en 4 classes

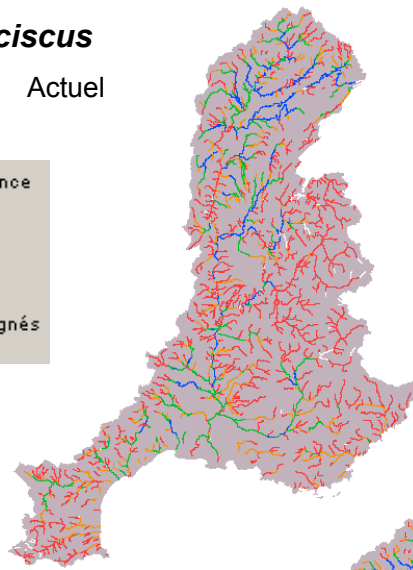
Actuel

1,5 CO2
(50ans)

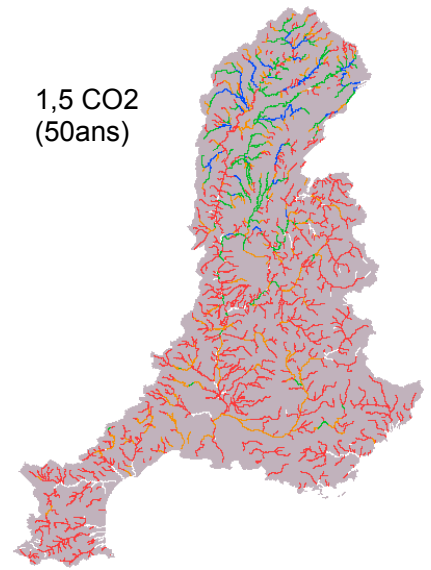


Leuciscus leuciscus
Probabilité
d'occurrence
en 4 classes

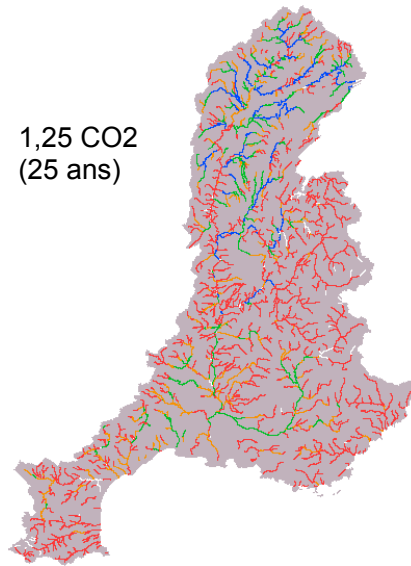
Actuel



1,5 CO2
(50ans)



1,25 CO2
(25 ans)

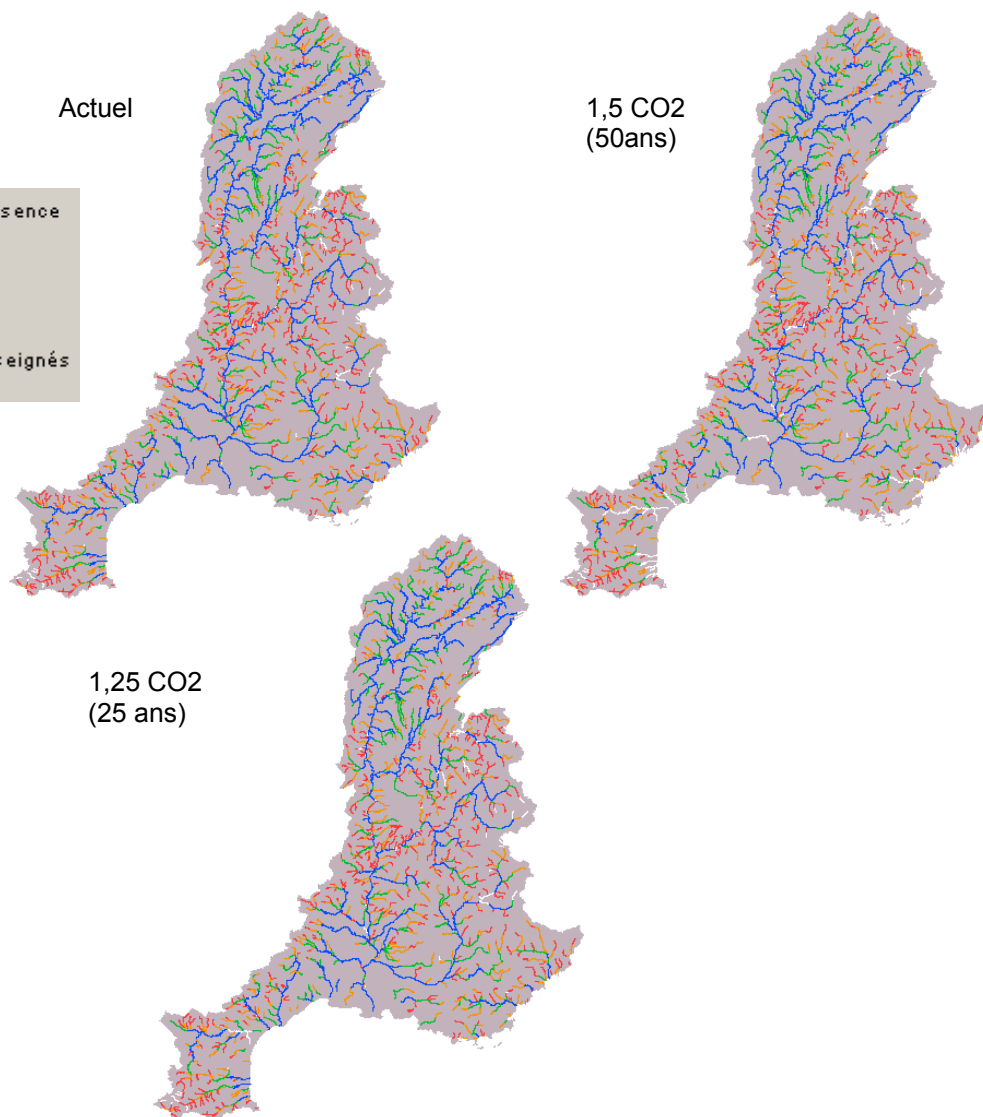
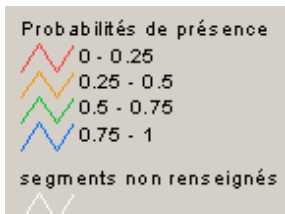


Gobio gobio

Probabilité
d'occurrence
en 4 classes

Actuel

1,5 CO2
(50ans)

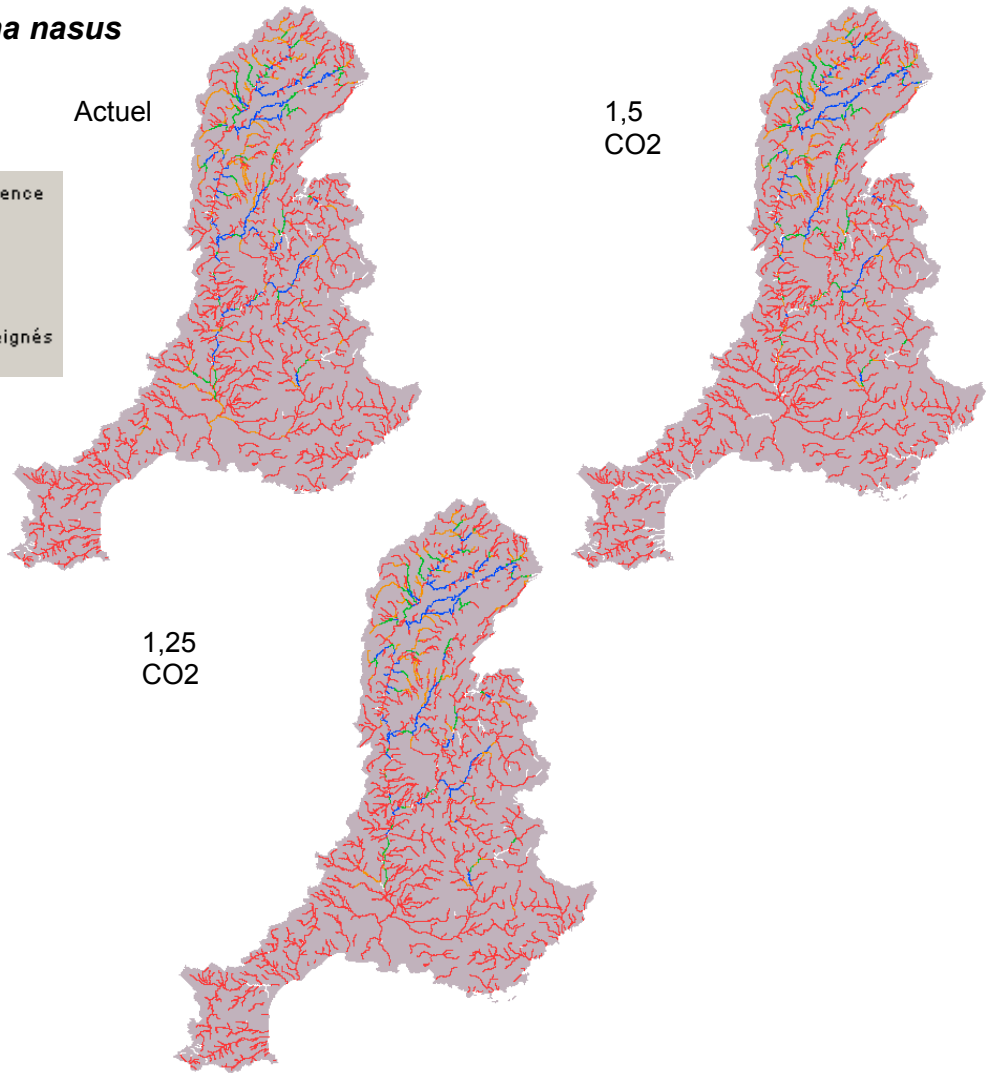


Chondrostoma nasus

Probabilité
d'occurrence
en 4 classes

Actuel

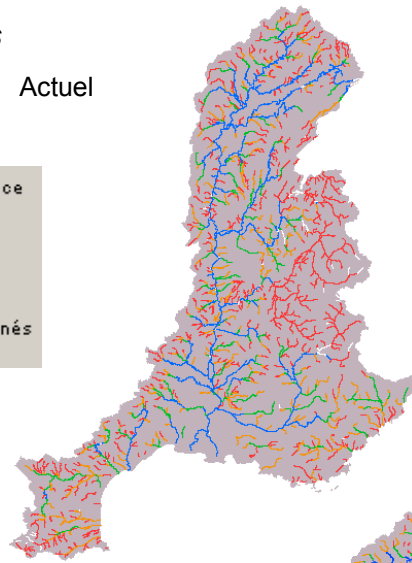
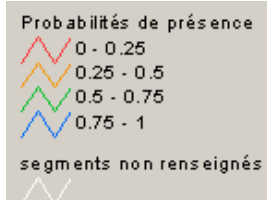
1,5
CO2



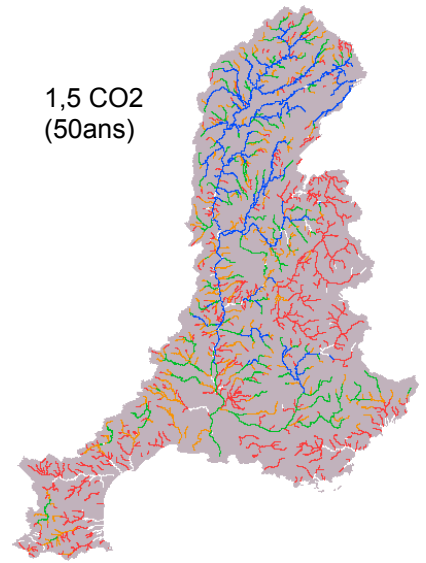
Barbus barbuis

Probabilité
d'occurrence
en 4 classes

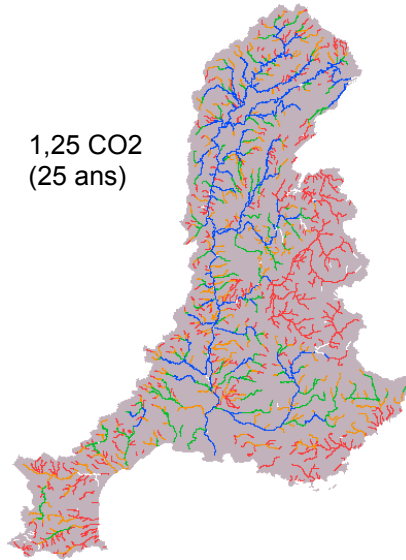
Actuel



1,5 CO2
(50ans)



1,25 CO2
(25 ans)

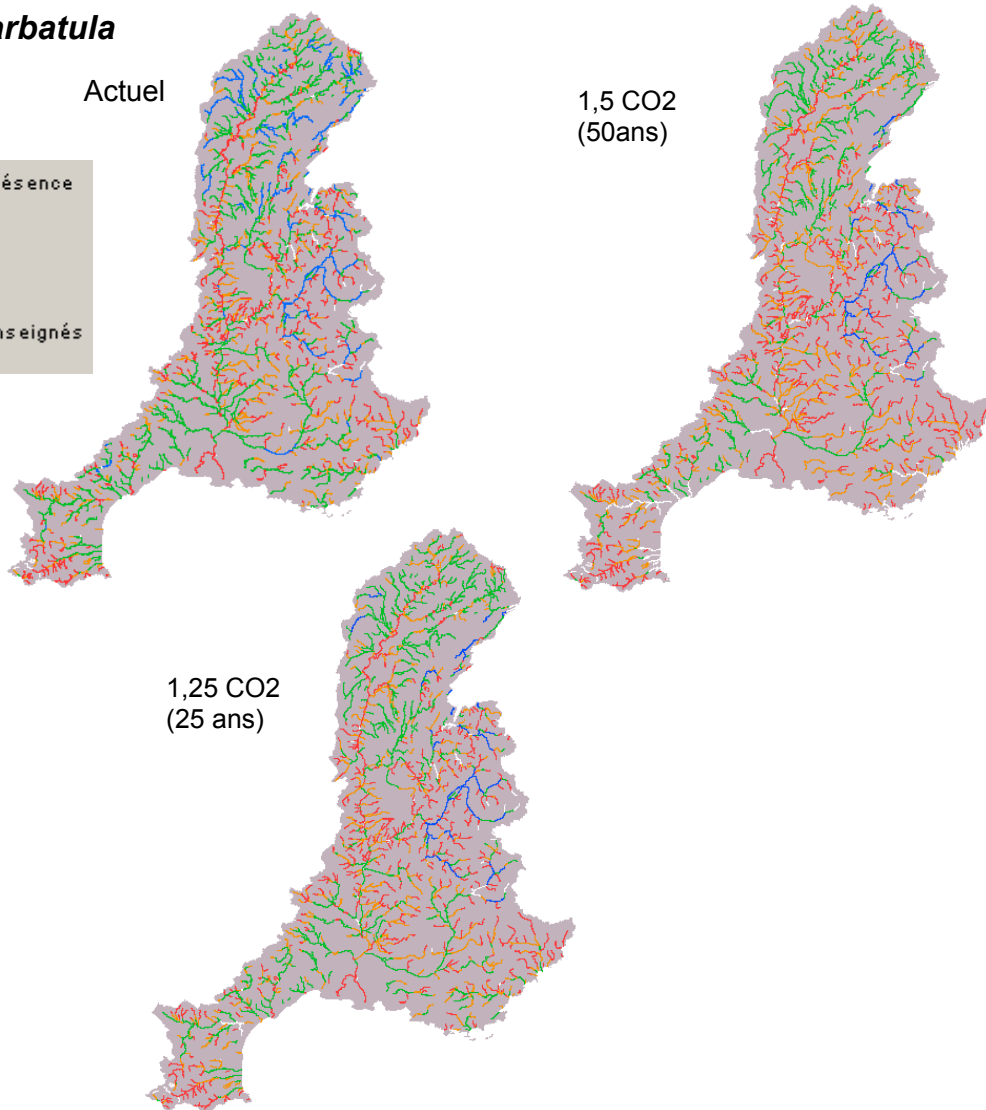


Barbatula barbatula

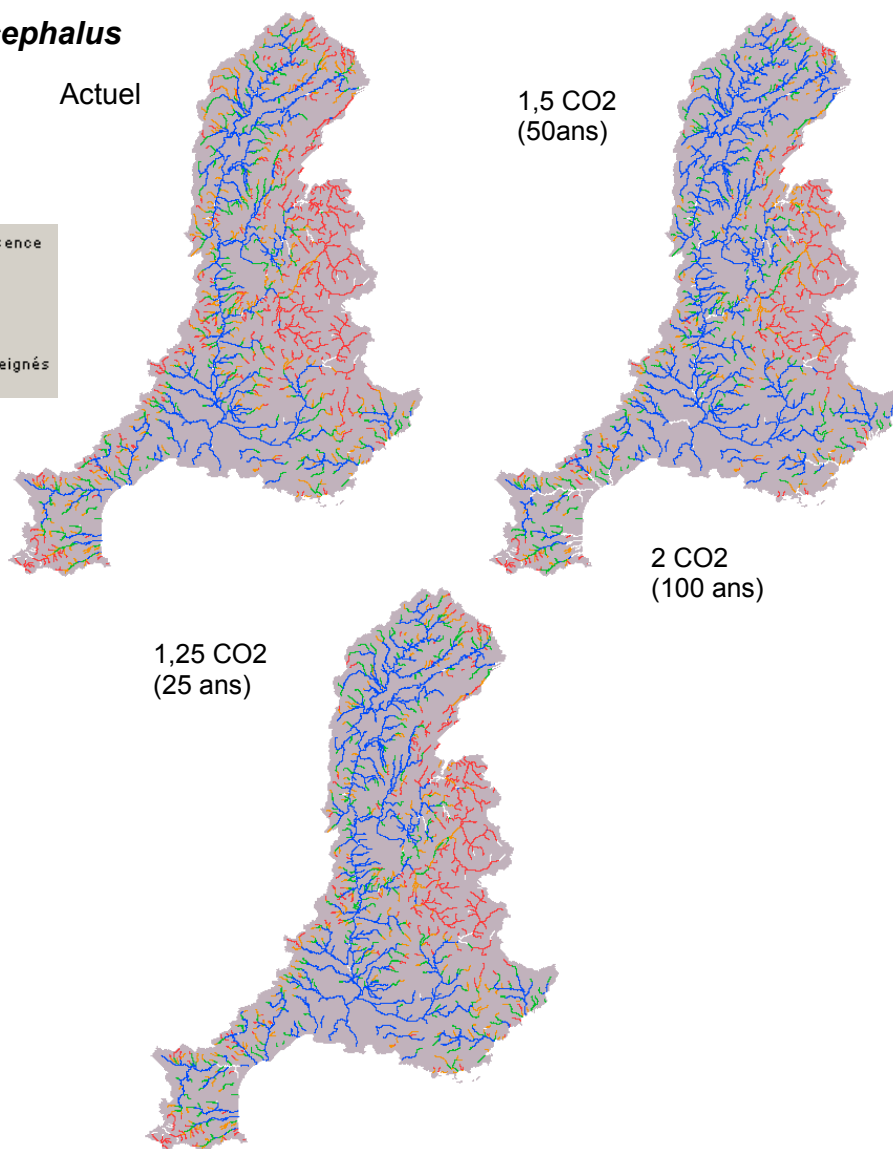
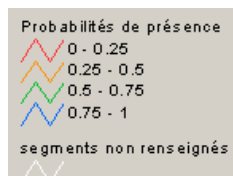
Probabilité
d'occurrence
en 4 classes

Actuel

1,5 CO2
(50ans)



Leuciscus cephalus
Probabilité
d'occurrence
en 4 classes



4. ETAT ECOLOGIQUE DES RETENUES

4.1 Comparaison des méthodes d'échantillonnage

4.1.1 Le cadre physique de l'échantillonnage

Comme peut en témoigner la littérature, des trésors d'imagination ont été déployés pour créer des engins et développer des méthodes d'échantillonnage piscicole (Barbier, 1983; F.A.O., 1975; Gerdeaux, 1983). Si l'on ne considère pas leur utilisation à des fins halieutiques, les principaux objectifs de ces engins et des stratégies de mise en œuvre associées, sont de donner une bonne représentativité de la communauté piscicole dans son ensemble (richesse et diversité spécifique) ou des populations qui la composent en terme de composition spécifique, d'abondance relative et de distribution en classes de taille/âge.

Dès lors que l'objet d'étude est la communauté dans son ensemble, ces objectifs suggèrent une sélectivité de l'engin la plus faible possible et une prospection la plus représentative des différents habitats du milieu susceptible d'accueillir les différentes espèces et/ou leurs différentes écophases.

L'utilisation des engins et méthodes est cependant contrainte, et c'est une des raisons de la diversité des stratégies mises en œuvre sur les différents hydrosystèmes ou les différents habitats, par le cadre physique du milieu prospecté. Parmi les variables de contrainte d'utilisation des méthodes figurent la profondeur, la nature du fond et plus généralement l'encombrement du milieu, la vitesse du courant et la conductivité.

Ces contraintes ont ainsi conduit progressivement à l'utilisation la plus fréquente de la pêche électrique en rivière et des filets maillants en lacs.

4.1.2 La pêche électrique en rivière

Le principe de capture de la pêche électrique est le suivant : lorsqu'on plonge deux électrodes de charges opposées dans un cours d'eau, des lignes de force s'établissent et créent un champ électrique. Le courant se propage alors sur ces lignes de force, entre l'anode (pôle +) et la cathode (pôle -). Le poisson qui se trouve dans ce champ électrique va avoir une nage forcée vers l'anode où il pourra être attrapé à l'aide d'une épuisette puis stocké à terre, dans un bassin oxygéné.

La pêche à l'électricité est une technique d'échantillonnage qui présente l'avantage d'être assez peu sélective et de maintenir en vie les organismes prélevés. De ce fait, elle est très fréquemment utilisée, partout dans le monde, dans une optique d'évaluation ou de gestion des populations et des communautés. En France, même si les stratégies de mise en œuvre (par point, par ambiance..) ont évoluées au cours de ces dernières années, la pêche électrique est utilisée par le Conseil Supérieur de la Pêche (CSP) depuis 1995 pour suivre annuellement l'état des peuplements de poissons sur les cours d'eau français.

C'est cependant une technique dont la mise en œuvre est limitée aux étangs, lacs et cours d'eau de faible profondeur, ou bien à proximité des berges des cours d'eau et plans d'eau plus profonds. Dans tous les cas, son utilisation est limitée à des milieux dont la conductivité n'est pas trop élevée.

4.1.3 L'échantillonnage piscicole en plans d'eau

Les techniques mises en œuvre sur les plans d'eau sont bien plus diversifiées que sur les rivières.

La plus fréquente est sans doute l'utilisation de filets maillants dont le principe repose sur la capture de poissons pris par les ouïes dans les mailles d'un filet en position stationnaire dans le milieu. Cette technique d'échantillonnage présente l'avantage d'être d'une utilisation aisée et peu coûteuse (Appelberg *et al.*, 1995). Le choix de la taille de la maille du filet permet de cibler la taille des poissons que l'on souhaite capturer ; inversement, cette taille de maille se traduit par une forte sélectivité qui impose, dans le cas d'une évaluation du peuplement, une utilisation de plusieurs nappes de tailles de mailles différentes pour capturer les différentes espèces et classes de taille/d'âge (Berst, 1961; Craig *et al.*, 1986; Hamley, 1975 ; Helser *et al.*, 1998; Jensen, 1986; Regier & Robson, 1966). L'utilisation des filets maillants en eaux douces continentales est cependant limitée par la vitesse du courant. De plus, les poissons pris dans les filets maillants sont généralement trop blessés pour être remis à l'eau et les mortalités induites sont donc fortes.

Compte tenu de cette forte sélectivité et/ou des mortalités induites, d'autres engins de captures peuvent être utilisés parallèlement à la pose de filets. La plupart du temps, des pêches électriques sont effectuées en complément sur les zones littorales, notamment pour capturer les petites espèces ou les jeunes stades de développement, peu capturés aux filets maillants (sauf si utilisation de très petites mailles). D'autres filets de type seine de plage ou verveux sont aussi utilisés en compléments de l'utilisation des filets maillants, dans les habitats peu profonds. En zone pélagique, les campagnes hydroacoustiques (qui renseignent sur la localisation du poisson sans information sur l'espèce) et/ou le chalutage sont parfois pratiqués (Brosse *et al.*, 1999; Burczynski *et al.*, 1987; Hansson & Rudstam, 1995; Vondracek & Degan, 1995).

Au delà de l'engin utilisé, les stratégies d'échantillonnage aux filets maillants conditionnent aussi beaucoup l'image du peuplement obtenue. Généralement, les efforts d'échantillonnage tiennent compte de l'hétérogénéité des milieux lacustres. Ils sont au moins répartis sur 2 secteurs clairement identifiés : la zone littorale peu profonde et souvent sous influence des habitats rivulaires, et la zone centrale. Dans cette zone centrale, une distinction est aussi généralement faite entre les habitats pélagiques et la zone benthique. Les méthodes les plus récentes intègrent un découpage plus fin, en identifiant différents habitats littoraux sur des critères d'encombrement par la végétation, d'hydraulique ou de nature du substrat par exemple (Degiorgi, 1994) ou en divisant le lac sur des critères bathymétriques plus fins que ceux classiquement admis (C.E.N., 2003; C.E.N., 2005; Degiorgi, 1994).

A l'occasion d'un symposium organisé à Berlin, en mars 2006, une enquête destinée à identifier les méthodes employées pour l'échantillonnage des plans d'eau dans 11 pays d'Europe (Autriche, Belgique, Tchéquie, Finlande, Allemagne, Pays-Bas, Norvège, Suède, Royaume-Uni, Danemark, France) a été organisée. Elle fait ressortir l'utilisation systématique de filets maillants monofilament, de type multi-mailles ou mono-maille (une seule taille de maille) mais utilisés en batteries de tailles de mailles différentes, en zones centrales des plans d'eau (secteurs pélagique et benthique). Les pêches électriques en zones littorales sont également fréquentes, 8 pays sur les 11 consultés déclarent cette pratique courante.

La même enquête montrait une utilisation de plus en plus rependue (Autriche, Finlande, Allemagne, Norvège, Suède et France) de la méthode normalisée dite « nordique » d'échantillonnage aléatoire stratifié avec des araignées multi-maille (Appelberg *et al.*, 1995 ; C.E.N., 2005) .

En France, la méthode normalisée est maintenant adoptée pour l'échantillonnage des milieux lacustres. Aucune autre méthode n'est proposée en complément et les pêches électriques de bordures sont rares.

4.1.4 Comparaison des méthodes en plans d'eau

Les images des peuplements des rivières et des lacs obtenues par échantillonnage seront nécessairement fortement marquées par les caractéristiques de la pêche, la sélectivité de l'engin et les secteurs prospectés (où stratégie adoptée). D'autre part, les contraintes d'utilisation de la pêche électrique et des filets maillants sont telles qu'une comparaison des résultats acquis sur un milieu donné est forcément délicate en terme de mise en oeuvre.

Nous avons donc tenté d'appréhender les biais éventuels d'une comparaison des méthodes d'échantillonnage lacs/rivières par analyses de résultats acquis en pêche électrique et par pose de filets maillants dans quatre retenues françaises : Castillon et Chaudanne dans les Alpes de Haute-Provence, Naussac et Charpal en Lozère dont les principales caractéristiques sont présentées dans le tableau suivant (**Tableau 38**).

Tableau 38 - Principales caractéristiques des retenues sur lesquelles les pêches ont été effectuées

	Castillon	Charpal	Chaudanne	Naussac
Surface (ha)	482	196	68	1044
Profondeur max (m)	95	15	69	40
Volume (Mm3)	270	8	16	189
Altitude (m)	944	1322	1054	939
Temps de renouvellement (jours)	120	-	14	876
Année mise en eau	1948	1934	1953	1983
Surface BV (Km2)	65277	2633	67702	5551

4.1.4.1 Les caractéristiques des pêches

Les résultats présentés sont issus d'interventions sur sites réalisées à la demande des gestionnaires pour répondre à des objectifs particuliers de gestion de populations ou d'analyse de l'évolution des peuplements. La comparaison des méthodes d'échantillonnage n'était donc pas un objectif visé, la complémentarité de ces méthodes étant plutôt recherchée pour atteindre les objectifs de l'étude. Néanmoins, les échantillonnages aux filets et les pêches électriques ont été réalisés simultanément, la plupart du temps en zone rivulaires dans des habitats comparables ou voisins. Ils permettent de réfléchir sur les différences éventuellement observées dans la comparaison de données de pêches issues de milieux différents. Les caractéristiques des pêches sont succinctement décrites ci-dessous. Pour plus de détail, on pourra se rapporter aux rapports d'étude (Argillier *et al.*, 2000; Argillier *et al.*, 2000; Irz *et al.*, 1999; Schlumberger *et al.*, 2003).

Nous avons conservé, comme éléments de réflexions en terme de représentativité de la communauté par la pêche électrique lorsque le milieu est profond, tous les résultats acquis par la mise en oeuvre du protocole « filets maillants » complet, à savoir pose de filets en zone littorale et centrale (Degiorgi, 1994).

Tableau 39 - Caractéristiques des pêches réalisées sur les retenues

	Castillon	Charpal	Chaudanne	Naussac
Dates pêches aux filets	20-25/09/99	16-18/08/99	4-7/10/99	11-16/05/98
Méthode filets	Protocole décrit par Degiorgi (1994). Pose de filets verticaux en zone centrale et d'araignées multimailles en zone littorale			
Dates pêches électriques	23-24/09/99	18/08/99	25/09/99	18/05/98
Type de prospection PE	Bateau	Bateau + pied	Bateau	Bateau + pied
Méthode échantillonnage PE	Par points sur tout le pourtour des retenues avec information sur les habitats prospectés			Ambiance sur tout le tour du lac

Lors des pêches, tous les poissons ont été identifiés puis mesurés (au mm) et pesés (au g).

Les abondances relatives en nombre d'individus des espèces capturées à l'électricité ont été estimées par les proportions représentées par chacune d'entre elles dans l'ensemble des poissons pêchés avec cette méthode.

Les abondances relatives numériques des espèces ont aussi été estimées à partir des captures aux filets maillants. Dans ce cas, l'abondance relative d'une espèce a été estimée à partir de la moyenne des Captures par Unité d'Effort (CPUE exprimée en m² de filet posé pendant 1 heure.1000) calculée pour chaque filet posé. L'abondance relative de chaque espèce est la proportion représentée par la CPUE moyenne de l'espèce par rapport aux CPUE totales. Le protocole ne prévoit pas de pondération par le volume des habitats prospectés. Il faut donc supposer, dans cette comparaison, que leur proportion relative est à peu près équivalente au sein de chaque retenue et entre les retenues ce qui est une hypothèse assez forte et probablement source de biais.

4.1.4.2 Les espèces capturées

Bilan des captures, tous milieux confondus

Contrairement à la plupart des données de la littérature, le nombre d'espèces capturées aux filets maillants sur l'ensemble des quatre retenues est supérieur au nombre d'espèces capturées à l'électricité (14 et 12 respectivement). Ce résultat peut être lié à la fuite du poisson à l'approche du bateau dans ces milieux assez ouverts, où l'on observe une faible complexité des habitats littoraux. Deux observations viennent corroborer cette hypothèse :

- les deux plans d'eau sur lesquels de la prospection électrique a pied ait été effectuée sont ceux sur lesquels les nombres d'espèces capturées à l'électricité est équivalent ou supérieur au nombre d'espèces capturées aux filets.
- la retenue de Charpal sur laquelle le marnage est faible et qui présente de nombreux herbiers en zone littorale est la seule retenue sur laquelle plus d'espèces ont été capturées en pêche électrique qu'aux filets.

Une seule espèce de petite taille n'a été capturée qu'à l'électricité : la loche franche alors que la brème commune, la truite arc-en-ciel, le sandre et le rotengle n'ont été capturées qu'au filet.

Ces résultats quant à la sélectivité des techniques vis-à-vis des espèces confirment ceux obtenus par ailleurs (Goffaux, 2005).

Il faut noter par ailleurs qu'aucune espèce n'a été capturée qu'en zone centrale des retenues.

Bilan par lac

Si l'on raisonne uniquement en terme d'estimation de la richesse spécifique les résultats qui divergent selon les plans d'eau ne nous permettent pas de dégager de tendance générale. La pêche électrique s'est avérée moins efficace que les filets verticaux sur les deux retenues du Verdon. A l'inverse, elle l'est davantage à Charpal. Sur Naussac, l'estimation de la richesse spécifique est identique avec les deux méthodes. Ces résultats comparatifs des richesses spécifiques obtenues en pêche électrique et aux filets ne sont pas différents si l'on prend en compte les espèces capturées par l'ensemble des filets ou seulement celles capturées dans les filets posés en zone littorale ce qui est plus juste d'un point de vue comparatif.

Sur les trois retenues où des différences de richesse sont mesurées, les espèces capturées avec la méthode la moins efficace sont un sous échantillon des espèces capturées avec la méthode la plus efficace (**Tableau 40**). Sur Naussac, deux petites espèces n'ont été pêchées qu'à l'électricité (loche franche et goujon) et deux espèces n'ont été prises qu'aux filets (brochet et truite arc-en-ciel) conduisant à une image du peuplement assez différente avec les deux techniques de pêche. La même analyse conduite en ne considérant que les espèces capturées aux filets en zone littorale, bien que moins nette à cause du brochet capturé aux filets à Castillon mais pas à l'électricité, conduit cependant à des conclusions assez similaires.

Comme il l'a déjà été signalé, bien que la faible conductivité des eaux des lacs de Lozère ait pu rendre la pêche électrique moins efficace que sur les lacs du Verdon, la prospection à pied dans les zones très peu profondes et non accessibles en bateau explique probablement l'efficacité de la pêche électrique sur Charpal et dans une moindre mesure, sur Naussac. Ceci est confirmé si l'on regarde les espèces capturées à l'électricité et pas aux filets : il s'agit d'espèces de petites taille et/ou d'eau courante dont la présence était connue dans les tributaires mais pas dans le plan d'eau.

Cette différence d'efficacité est aussi certainement accentuée par le fait que, contrairement aux berges des retenues de Lozère, celles des plans d'eau de Castillon et Chaudanne sont souvent abruptes (et donc profondes), peu diversifiées et peu hospitalières pour le poisson.

Avant toute comparaison des abondances relatives entre les méthodes de pêche, il faut noter que les deux estimations faites à partir des captures aux filets maillants (dans la zone littorale uniquement ou dans tous les habitats du lac) sont assez comparables (**Tableau 41**). La seule exception serait à Chaudanne où l'ablette est plus fréquente en zone centrale ce qui est surprenant car l'abondance relative estimée à partir de la pêche électrique en bordure est plus proche de l'estimation faite à partir de l'ensemble des captures réalisées aux filets maillants que de celle faite uniquement à partir des filets posés en zone littorale. Doit-on en conclure une sous-estimation des pêches aux filets en zone littorale ?

Les données étant trop peu nombreuses, une comparaison statistique de ces résultats n'est pas envisageable.

Si l'on compare les abondances relatives des espèces estimées à partir des captures à l'électricité et aux filets maillants posés en zone littorale qui sont les deux seules

comparaisons possibles quant à ce descripteur des communautés, on constate que certaines espèces telles que le gardon et les brèmes sont systématiquement plus abondantes dans les filets qu'en pêche électrique. A l'inverse, l'ablette représente une proportion plus importante des captures en pêche électrique qu'aux filets maillants. A l'exception du gardon à Chaudanne et du goujon à Naussac, les espèces capturées par seulement l'une des techniques de pêche ne représentent qu'une très faible part (moins de 3,5% des effectifs) de la communauté.

C'est sur Naussac que les plus grosses différences d'estimation des abondances relatives sont observées entre la pêche électrique et les pêches aux filets (perche, goujon, chevesne et gardon). Naussac est la seule retenue sur laquelle des pêches par ambiance ont été réalisées et il est probable que, malgré une répartition des efforts sur tout le pourtour du lac, ceux-ci aient été plus importants dans les secteurs où les poissons étaient concentrés ce qui aurait tendance à accentuer l'écart entre les deux estimations filets/pêches électriques pour cette espèce.

Les graphiques suivants illustrent les différences dans les distributions en taille des espèces capturées avec les deux techniques de pêche et les trois types d'engins (**Figure 70**). A l'exception du Chevesne à Chaudanne, ils montrent clairement que, quelle que soit l'espèce et la retenue, les poissons pêchés à l'électricité ont tendance à être beaucoup plus petits que les poissons capturés aux filets maillants ce qui va dans le sens d'observations antérieures (Beamesderfer & Rieman, 1988 ; Van Den Avyle *et al.*, 1995).

On constate également qu'il n'y a pas de différences notables dans la distribution en taille des individus capturés aux filets maillants en zone littorale et en zone centrale, à l'exception du gardon à Castillon où les individus les plus gros sont plutôt en zone centrale du lac.

Tableau 40 - Espèces capturées aux filets maillants (F) en zone littorale exclusivement (L), en zone centrale exclusivement (C) ou dans les deux secteurs (X) et en pêche électrique (PE) en zone littorale.

Espèces		Castillon		Charpal		Chaudanne		Naussac	
		PE	F	PE	F	PE	F	PE	F
<i>Abramis brama</i>	Brème commune		X				C		
<i>Alburnus alburnus</i>	Ablette	X	X			X	X		
<i>Barbus barbus</i>	Barbeau fluviatile	X	L						
<i>Barbatula barbatula</i>	Loche franche							X	
<i>Blicca bjoerkna</i>	Brème bordelière	X	X				X		
<i>Carassius auratus</i>	Carassin							X	L
<i>Esox lucius</i>	Brochet	X	C	X	X	X			L
<i>Gobio gobio</i>	Goujon	X	X	X		X	X	X	
<i>Leuciscus cephalus</i>	Chevesne	X	X			X	X	X	X
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truite arc-en-ciel		C						L
<i>Perca fluviatilis</i>	Perche	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Rutilus rutilus</i>	Gardon	X	X	X	L		X	X	X
<i>Salmo trutta fario</i>	Truite commune	X	X	X		X	L	X	X
<i>Sander lucioperca</i>	Sandre		X				L		
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Rotengle		L						
<i>Tinca tinca</i>	Tanche							X	L
Total		9	13	5	3	6	9	8	8

Tableau 41 - Estimation des abondances relatives numériques des espèces capturées en pêche électrique (PE) et aux filets maillants (F). Dans ce cas, les valeurs entre parenthèses sont les abondances relatives calculées à partir des captures en zones littorale et centrale.

Espèces	Castillon		Charpal		Chaudanne		Naussac	
	PE	F	PE	F	PE	F	PE	F
Brème commune		(0.8) 1.5				(<0.1) 0		
Ablette	63.2	(34.5) 27.2			23.1	(23.4) 13.4		
Barbeau fluviatile	0.4	(0.3) 1.4						
Loche franche							1	
Brème bordelière	1.2	(18.3) 18.4				(3.1) 8.8		
Carassin							3	(1.9) 2
Brochet	<0.1	(<0.1) 0	6	(1.6) 2.9	1.5			(0.8) 0.9
Goujon	3	(5.95) 6.2	1.2		9.2	(6.9) 9.4	13.9	
Chevesne	8.6	(9.1) 9.3			56.9	(40) 38.8	12.9	(3.9) 4.0
Truite arc-en-ciel		(<0.1) 0						(1) 1
Perche	4	(3) 3.1	90.4	(96.7) 93.5	7.7	(1.2) 2.9	52.5	(16) 15.2
Gardon	2.7	(23) 24.2	1.2	(1.7) 3.6		(23) 19.8	8.9	(72.3) 72.6
Truite commune	1	(3.9) 5	1.2		1.5	(1.1) 3.4	6.9	(2.1) 2
Sandre		(0.7) 2.4				(1.2) 3.5		
Rotengle		(<0.1) 1.3						
Tanche							1	(2) 2.1

4.1.4.3 Les distributions en taille des principales espèces

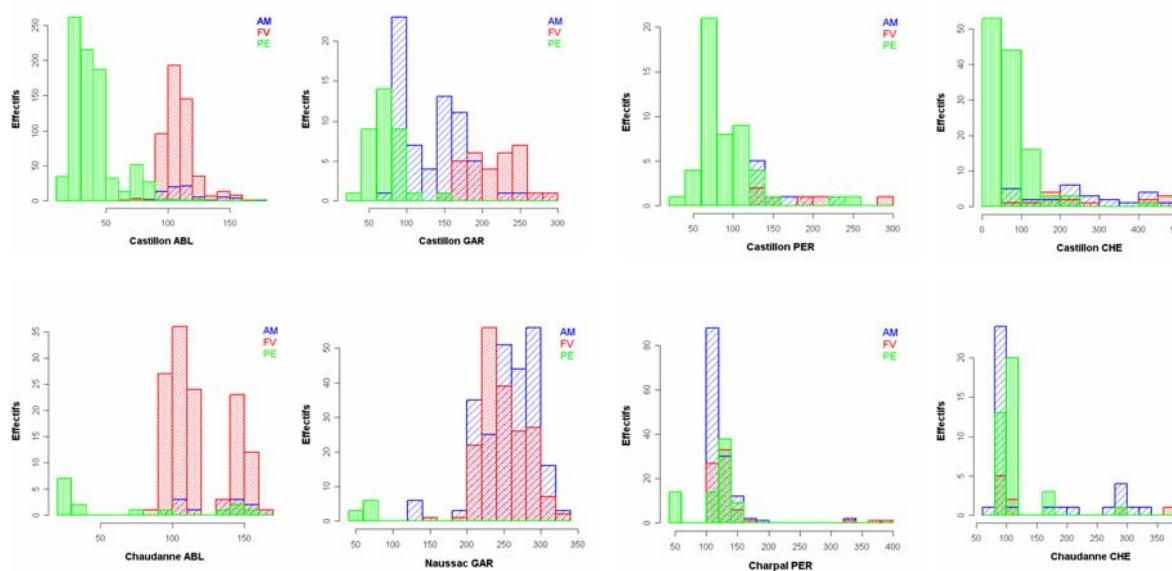


Figure 70 - Distribution en taille des captures en pêche électrique (PE) et aux filets maillants en zone littorale (AM) et en zone centrale (FV).

4.1.5 Comparaison des méthodes dans les retenues au fil de l'eau du Bas-Rhône

Une analyse complémentaire de ces deux méthodes de pêche peut être menée à partir de données récoltées sur le Bas-Rhône à l'occasion de la mise en place du Schéma de Vocation Piscicole. Ces données ont alors fait l'objet d'une étude (Pont et al. 1992) ayant pour objectif l'établissement d'une méthodologie de suivi de l'ensemble du fleuve. Nous reprendrons ici une part des résultats en nous focalisant sur les aspects de comparaisons de méthodes.

Dans son état présent, le fleuve Rhône se caractérise par une succession d'aménagements présentant pour la plupart les mêmes caractéristiques:

- A l'amont un chenal présentant encore des caractéristiques du chenal principal avant l'aménagement de la deuxième moitié du XXème siècle. La ligne d'eau conserve notamment une pente comparable à celle du lit.
- Un chenal de dérivation au sein duquel l'essentiel du débit est dérivé. Ce chenal est équipé d'une usine hydro-électrique fonctionnant au fil de l'eau. Cette usine délimite, à son amont, une retenue (RE, avec un canal d'aménagé à proximité de l'usine) et à son aval un canal de fuite.
- L'ancien chenal naturel ou Rhône Court-Circuité (RCC) limité à l'amont par un barrage et par lequel ne transite qu'un débit réservé à l'exception des périodes de crue.

Dans les RCC, la morphologie et les conditions hydrauliques diffèrent assez sensiblement d'un aménagement à l'autre, en fonction notamment de la présence d'un seuil à l'aval du RCC et de la pente naturelle du lit. Par contre, les conditions d'habitats sont beaucoup plus semblables entre les retenues du Bas-Rhône.

Les pêches électriques et au filet maillant ont été réalisées simultanément à l'automne 1998 par le Conseil Supérieur de la Pêche (à la demande de la DIREN de bassin) dans 5 des aménagements du Bas-Rhône, soit de l'amont vers l'aval : Saint-Vallier (STV), Beauchastel (BEAU), Baix-Logis Neuf (BAI), Montélimar (MON) et Vallabrègues (VAL). Dans chaque aménagement, des pêches ont été réalisées à la fois :

- dans la retenue (condition générale de type « plan d'eau »),
- et dans le RCC (condition générale de type « rivière »).

4.1.5.1 Méthodes

Les pêches électriques ont été menées, comme usuellement dans les milieux profonds, le long des rives. On admet généralement que la surface prospectée couvre environ une bande de deux mètres de large maximum. La stratégie utilisée est celle de la pêche dite en continu sur la base d'un temps de pêche déterminé. Le bateau remonte progressivement vers l'amont le long de la rive. Les différents types de rive sont prospectés afin de prendre en compte l'hétérogénéité de l'habitat. Même si l'anode est immergée en permanence, le champ électrique attractif n'est pas induit de façon continu. Le temps total de pêche d'un habitat est en moyenne de 13,5 minutes, pour un temps effectif de pêche (attraction électrique) de 8,7 minutes, soit 65% du temps. Le nombre moyen de poissons capturés par pêche est de 98 dans les retenues et de 176 dans les RCC. Les poissons sont déterminés, mesurés et pesés sur place. Selon les stations, le nombre d'habitats prospectés est compris entre 8 et 15 (**Tableau 42**).

Les pêches au filet maillant ont été réalisées au plus près des sites de pêche électrique dans la mesure où la profondeur de l'eau s'avérait suffisante. Chaque batterie de

filets monofilaments comprenait des mailles allant de 10 mm à 70 mm (**Tableau 42**). Les filets sont posés le soir et relevés le matin. Les poissons sont déterminés, mesurés et pesés sur place.

Dans les deux cas, les mesures de taille ont été fréquemment réalisées par lot homogène et non pas individuellement. A partir des tailles minimales et maximales associées à chaque lot, la taille de chaque individu du lot a été estimée par la suite en supposant une répartition uniforme des tailles dans le lot.

Une comparaison efficace des deux méthodes de pêche nécessite une standardisation préalable des données. En effet, certaines différences sont à priori évidentes. A l'inverse de la pêche électrique, la probabilité de capture des anguilles au filet est très faible. De même, les individus de très petite taille (quelques centimètres) ne sont pas capturés par le filet de maille 10mm. Nous n'avons donc pas considéré les anguilles dans nos approches comparatives et la sélectivité des filets selon les espèces et les classes de taille a fait l'objet d'une étude préalable. La sélectivité des filets varie bien entendu en fonction de la morphologie du poisson. Par exemple, pour une nappe de maille 10mm, la taille moyenne de capture des ablettes est de 10,4 cm contre 7,4 cm pour les brèmes et 8,5 cm pour le gardon. En moyenne et pour l'ensemble des taxons, nous avons considérés que les individus de taille inférieure à 7,8 cm n'étaient pas correctement échantillonnés par les filets. De même, l'absence de filet de maille 14 mm a entraîné un sous échantillonnage de certaines classes de taille pour différentes espèces (en particulier les ablettes). On observe en effet une rupture entre les histogrammes de tailles obtenues à l'aide des mailles 10 et 19 mm. Au total, ceci nous a amené à ne retenir dans les pêches électriques que les individus dont la taille permettait leur échantillonnage par les filets maillants utilisés.

En ce qui concerne les filets maillants, une abondance moyenne des espèces par station a été calculée à partir des captures obtenues par les différentes mailles, en pondérant les effectifs par le nombre de filets posés et la surface de la nappe. L'effort de pêche a ensuite été ramené à une surface standard de 45 m² de filet. Pour la pêche à l'électricité, l'effort de pêche a été ramené à une valeur standard de 15 mn de pêche effective.

Après ces transformations, les effectifs totaux corrigés capturés par les deux méthodes (en cumulant les 5 aménagements et les 2 habitats) sont très proches (254 et 239). Les deux méthodes pèseront donc d'un même poids dans l'analyse globale réalisée ultérieurement.

4.1.5.2 Structures des peuplements

En incluant l'anguille (non capturée au filet), le nombre total d'espèces capturées sur les cinq aménagements s'élève à 27.

Seize de ces espèces ont été échantillonnées par les deux méthodes (**Tableau 44**). Contrairement à ce qui a été observé sur les retenues, hors l'anguille, le nombre d'espèces capturées par pêche électrique (24) est plus élevé qu'au filet (20 espèces). Les espèces uniquement capturées par l'électricité sont le blageon, le chabot, la carpe miroir (variété), la loche franche, la lamproie de rivière, le mulot et le spiralin. Seuls le silure et la grémille sont uniquement capturées au filet. Le nombre moyen d'espèces capturées par pêche est plus faible au filet : 11.2 contre 12.5 espèces à l'électricité sans que la différence ne soit très importante : respectivement de 8 à 15 espèces par pêche au filet contre 9 à 16 espèces à l'électricité. La comparaison de ces deux moyennes ne montre pas de différence significative (test de Wilcoxon sur séries appariées).

Tableau 42 - Effort d'échantillonnage par filet maillant et par pêche électrique dans les retenues (RE) et les Rhône court-circuités (RCC).

	STV RCC	STV RE	BEA RCC	BEA RE	BAI RCC	BAI RE	MON RCC	MON RE	VAL RCC	VAL RE	Total
Filets maillants											
maille 10 mm	1	2	1	1	1	1	3	2	1	1	14
maille 19 mm	2	3	2	2	2	1	3	3	2	2	22
maille 27 mm	2	3	2	2	2	2	3	4	2	2	24
maille 45 mm	1						2	3			6
maille 55 mm	1	1	1	1	1	1			1	1	8
maille 60 mm	1	1	1	1		1	2	1	1	1	10
maille 70 mm	1	1						3			5
Total filets/site	9	11	7	7	6	6	13	16	7	7	89
Electrique											
Nb. d'habitats	8	11	8	10	8	11	7	11	10	15	99

Tableau 43 - Occurrences moyennes des espèces dans les retenues et les RCC échantillonnées par pêche électrique et par pêche aux filets maillants

espèces	Tous milieux		RCC		RE	
	Elect.	Filet	Elect.	Filet	Elect.	Filet
ABL	1.00	0.80	1.00	0.60	1.00	1.00
BAF	0.60	0.60	0.80	0.80	0.40	0.40
BBG	0.10	0.20	0.20	0.40	-	-
BLN	0.20	-	-	-	0.40	-
BRB	0.90	1.00	0.80	1.00	1.00	1.00
BRE	0.60	1.00	0.40	1.00	0.80	1.00
BRO	0.50	0.40	0.40	0.40	0.60	0.40
CCO	0.20	0.30	0.20	0.40	0.20	0.20
CHA	0.10	-	-	-	0.20	-
CHE	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
CMI	0.10	-	-	-	0.20	-
GAR	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
GOU	0.90	0.10	1.00	-	0.80	0.20
GRE	-	0.30	-	0.20	-	0.40
HOT	0.70	0.70	0.60	0.80	0.80	0.60
LOF	0.30	-	0.20	-	0.40	-
LPR	0.10	-	0.20	-	-	-
MUP	0.10	0.10	-	-	0.20	0.20
PCH	0.50	0.50	0.80	0.80	0.20	0.20
PER	0.80	0.70	1.00	0.80	0.60	0.60
PES	0.90	0.40	1.00	0.40	0.80	0.40
ROT	0.40	0.70	-	0.80	0.80	0.60
SAN	0.80	0.90	0.60	0.80	1.00	1.00
SIL	-	0.10	-	0.20	-	-
SPI	0.10	-	0.20	-	-	-
TAN	0.60	0.50	0.60	0.60	0.60	0.40

Tableau 44 - Abondance relative moyenne des 12 espèces abondantes (> 1% de l'effectif total) dans les retenues et les RCC échantillonnées par pêche aux filets maillants ou à l'électricité

esp	Tous milieux		RCC		RE	
	Elect.	Filet	Elect.	Filet	Elect.	Filet
GAR	34.60%	45.80%	28.30%	30.30%	40.80%	61.40%
CHE	31.00%	4.00%	33.70%	6.50%	28.40%	1.50%
ABL	8.20%	16.80%	4.80%	21.40%	11.60%	12.20%
BRB	2.30%	17.80%	2.30%	20.10%	2.40%	15.50%
PES	7.90%	0.40%	14.10%	0.60%	1.70%	0.10%
PCH	2.40%	3.60%	3.80%	4.60%	1.00%	2.60%
BRE	0.80%	4.70%	0.40%	8.30%	1.30%	1.10%
SAN	2.20%	1.70%	0.60%	1.30%	3.80%	2.10%
GOU	3.50%	0.20%	4.30%	0.00%	2.60%	0.40%
HOT	1.50%	1.40%	1.20%	2.00%	1.70%	0.90%
PER	1.80%	1.00%	2.80%	1.70%	0.80%	0.40%
TAN	1.00%	0.40%	1.30%	0.50%	0.80%	0.20%

L'examen des abondances relatives des 12 espèces représentant au moins 1% de l'effectif total (**Tableau 44**) montrent des différences importantes dans les structures de peuplements fournies par les deux méthodes. Lorsque l'on ne différencie pas les deux habitats (RE et RCC), 3 des espèces sont nettement plus abondantes dans les pêches électriques : le chevesne, la perche soleil et le goujon. A l'inverse, la brème bordelière, la brème commune, l'ablette et secondairement le gardon sont mieux représentés dans les captures au filet, ce qui va dans le même sens des observations faites sur les retenues du Verdon et de Lozère (§ 0). Au total, les pêches électriques tendent à fournir l'image d'un peuplement piscicole rhodanien plus rhéophile que ce qu'indiquent les pêches au filet.

Si l'on considère séparément les RCC et les retenues, on observe des résultats comparables bien que les similitudes entre résultats soient meilleures dans le cas des retenues pour certaines espèces comme l'ablette. Cette tendance est confirmée par un test de corrélation des rangs de Kendall. Ce test indique une corrélation significative ($p < 5\%$) entre les classements des espèces (ordination des espèces selon leur abondance) dans le cas de 3 retenues sur 5 (BEA, MON et VAL). A l'inverse, les séries sont toutes indépendantes (non corrélées) dans le cas des 5 RCC.

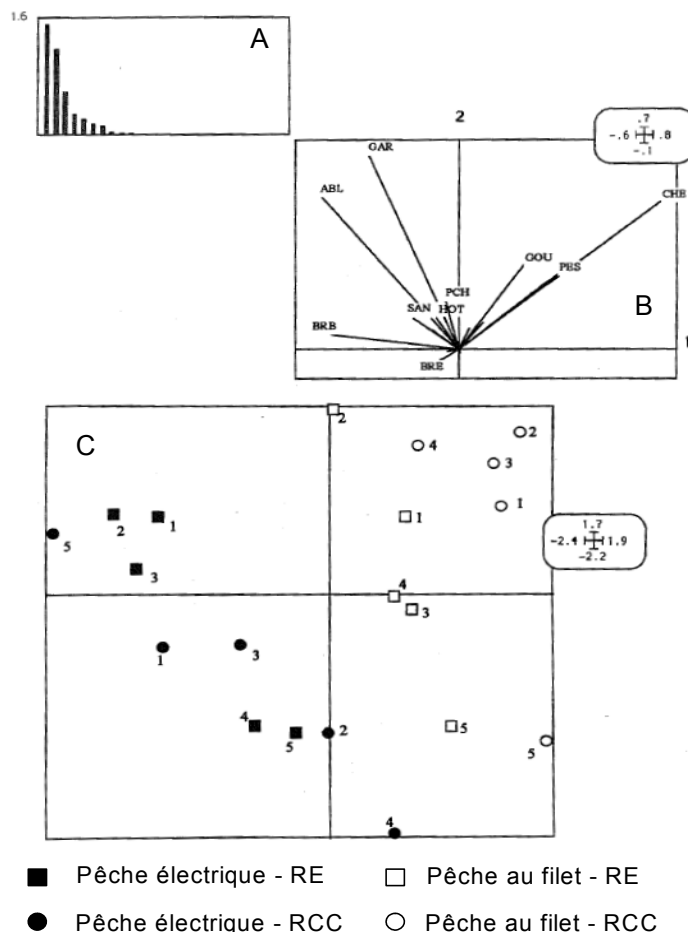


Figure 71 - Plan F1*F2 de l'ACP. A : valeurs propres des axes principaux. B : cordonnées des espèces. C : cordonnées des habitats (retenues, RCC) de chacun des 5 aménagements (1 : STV, 2 : BEA, 3 : BAI, 4 : MON, 5 : VAL).

Une analyse globale du tableau (après transformation des effectifs en $\log(x+1)$) est réalisée à l'aide d'une Analyse en Composantes Principales.

Le premier axe représente 35% de l'inertie totale et le deuxième 28%, soit plus de 50% de l'information totale contenue dans le tableau (**Figure 71**). Le premier axe de l'analyse est essentiellement discriminant vis-à-vis des modes de pêche : électricité et pêches au filet s'opposent par rapport au centre de gravité. Le deuxième facteur tend à ordonner les relevés en fonction de leur richesse en espèces. Les facteurs suivants (3 et 4) décrivent les mêmes structures en insistant sur certaines espèces d'importance secondaire.

On peut noter, sur le plan F1*F2 que la pêche au filet tend à plus différencier les relevés effectués dans les retenues de ceux réalisés dans les RCC (coordonnées sur F1 plus élevées), en liaison avec une meilleure représentation du chevesne dans ces derniers.

4.1.6 Comparaison des méthodes - pêche électrique et filets maillants en grand cours d'eau peu aménagé : la Saône

Une comparaison méthodologique similaire a été menée à l'occasion du Schéma de Vocation Piscicole de la Saône (Pont et al. 1993). Le milieu étudié est la Saône à l'aval d'Auxonne. Le cours d'eau est typiquement un potamon en particulier dans sa partie aval. Cinq secteurs ont été échantillonnés en deux occasions (Septembre 1991 et Mai 1992), soit de l'amont vers l'aval : Auxonne, Allériot, Ouroux, Thoissey, Trévoux. La comparaison entre les deux techniques de pêche a été réalisée dans le chenal principal. Les résultats sont brièvement présentés en insistant sur la sélectivité des deux méthodes vis-à-vis des tailles.

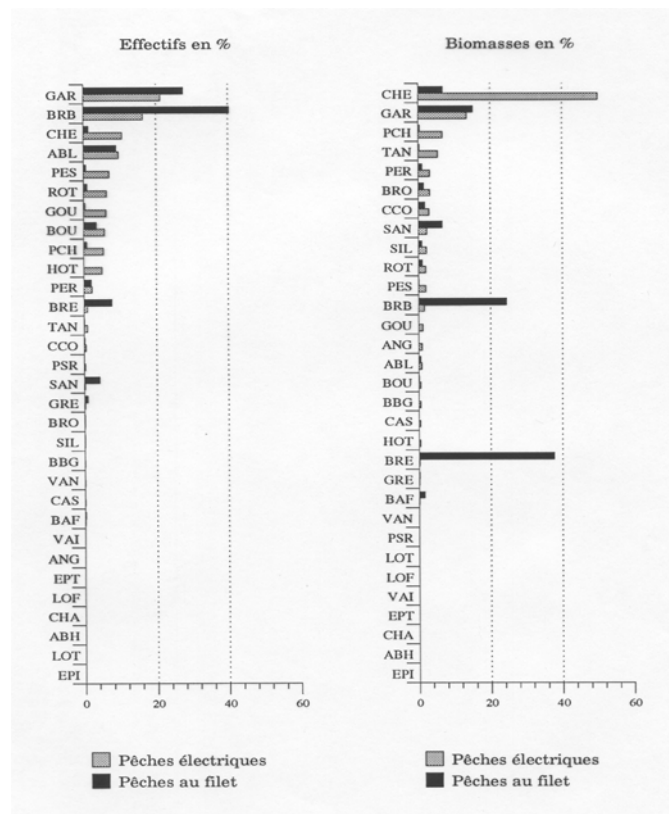


Figure 72 - Comparaison des biomasses et des effectifs relatifs obtenus sur les 5 secteurs par pêche électrique et par pêche au filet.

Les pêches ont également été réalisées par le Conseil Supérieur de la Pêche pour le compte du groupement des Fédérations de Pêche (Ain, Côte d'Or, Rhône, Saône et Loire) et la DIREN Délégation de Bassin. La méthodologie est quasiment identique à celle utilisée sur le Bas-Rhône.

Toutes les pêches électriques ont été ramenées à un temps de pêche effectif de 15 mn. Seuls les individus de plus de 7,8 cm sont considérés. La batterie de filet est ici un peu plus complète : mailles de 9 mm, 15 mm, 20 mm, 25 mm, 30 mm, 40 mm, 50 mm, 60 mm et 80 mm. Une étude de la sélectivité des différents filets a également été effectuée et les captures sont standardisées pour une superficie de 30 m² pour chaque nappe (ou maille). Les poissons ont été à la fois mesurés et pesés sur le terrain. Les deux tableaux espèces*secteurs-date (pêches électriques et pêches au filet) sont pondérés afin que la somme totale de leur effectifs soient identiques et qu'ils pèsent de manière comparable dans l'analyse.

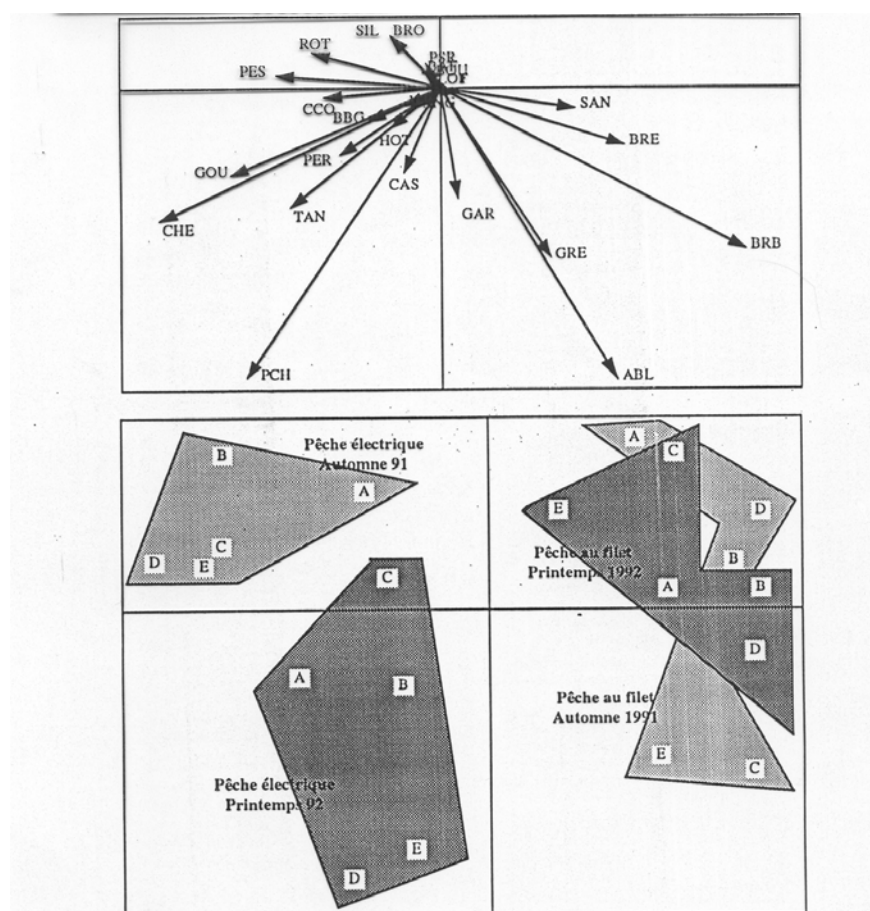


Figure 73 - Positionnement des espèces et des relevés sur le plan F1*F2 de l'ACP. A : secteur de Trévoux, B : secteur de Thoissey, C : secteur d'Ouroux, D : secteur d'Allériot, E : secteur d'Auxonne.

Trente huit espèces ont été capturées à la pêche électrique. Sur l'ensemble des 5 secteurs on observe un peuplement dominé par le gardon (21% des effectifs), la brème bordelière (17%), le chevesne (11%), la perche soleil (7%) et le rotengle (6%). Les autres espèces présentant des effectifs supérieurs à 1% sont le goujon, la bouvière, le poisson chat, le hotu, la perche fluviatile, la tanche et la brème commune. Les espèces rares (présence dans une à trois pêches) sont l'able de Heckel, le chabot, la loche franche, l'épinoche et le vairon.

L'analyse portant sur les biomasses démontre un peuplement dominé cette fois par le chevesne (48%), le gardon (13%) et le poisson chat (7%). Les biomasses cumulées par date et par secteur varient de 1,8 kilos à 5,9 kilos.

En ce qui concerne les pêches au filet, on note la capture de seulement 18 espèces. Les espèces dominantes en effectif sont la brème bordelière (40%), le gardon (28%), l'ablette (9%), la brème commune (8%) et le sandre (4%). En biomasse, le peuplement est dominé par la brème commune (34%), la brème bordelière (22%), le gardon (14%), le chevesne (8%) et le sandre (6%). Les biomasses cumulées par secteur et par date varient de 16,3 kilos à 119 kilos.

Dans ce cas, le nombre d'espèces capturées par pêche électrique est nettement plus élevé. Ceci peut être mis notamment en relation avec la présence d'importants herbiers de macrophytes sur la Saône le long des rives. Ces habitats favorisent la présence d'un grand nombre d'espèces de petite taille qui ne se retrouvent pas dans la masse d'eau.

Une image globale des résultats est obtenue à l'aide d'une ACP (**Figure 73**). L'essentiel de l'information s'exprime sur les deux premiers axes (55% et 11% de l'inertie).

Le premier axe distingue les pêches électriques et les pêches au filet maillant. Le deuxième axe quant à lui distingue les relevés de l'automne et du printemps dans le cas de la pêche électrique. Dans le cas des pêches au filet, on ne distingue pas d'effet saisonnier.

Les structures en taille peuvent être comparées dans le cas de 5 des espèces les plus abondantes et atteignant des tailles importantes (supérieures à 10-20 cm) durant leur vie (**Figure 74**). On observe nettement la sous représentation des individus de grande taille (individus âgés) à la pêche électrique alors que ce sont les juvéniles de l'année qui présentent des abondances relatives faibles pour les pêches au filet.

Les cas les plus flagrants sont ceux des deux espèces de brèmes et de l'ablette où l'on n'observe quasiment pas d'individus adultes dans les pêches électriques. Dans le cas du gardon, on observe un meilleur chevauchement entre les deux descriptions. Le chevesne est la seule des 5 espèces examinées pour laquelle on note une présence en nombre important des individus âgés. Ceci tient à l'écologie de ces espèces. Le chevesne est une espèce habituellement présente plutôt en surface de la colonne d'eau, ce qui augmente sa capturabilité à l'électricité. Les stades âgés des ablettes et des gardons mènent une vie plus pélagique et seuls les jeunes fréquentent les zones rivulaires (évitement de la prédation, ressources). Les adultes de brèmes occupent préférentiellement des zones du chenal relativement profondes lorsque le courant ne leur interdit pas, ce qui est le cas des retenues et des grands cours d'eau de plaine en période de faible débit. Leurs juvéniles de gardon se cantonnent également près de la rive pour des motifs comparables à ceux des jeunes gardons et ablettes.

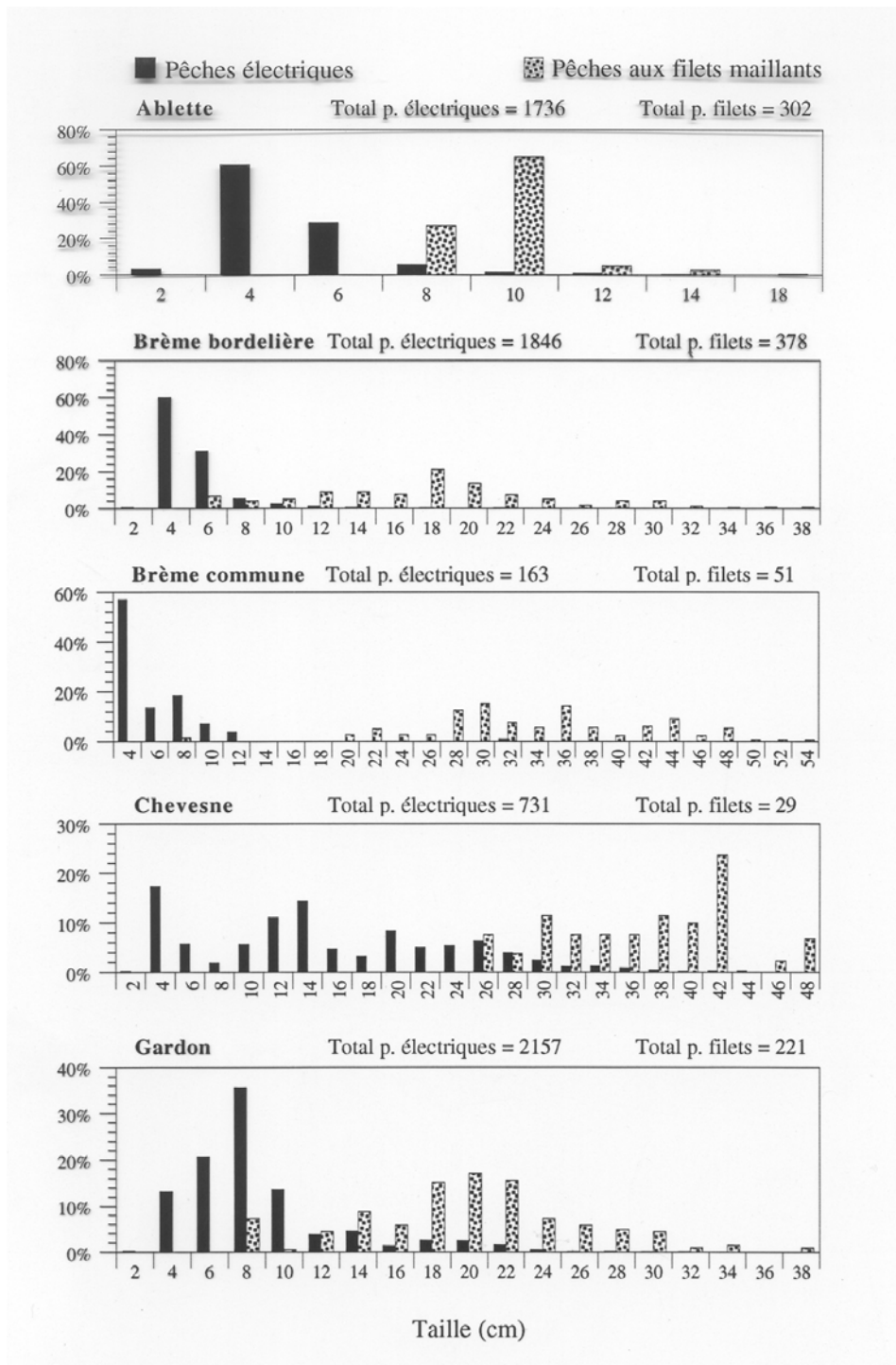


Figure 74 - Structure en taille des populations de 5 des espèces les plus abondantes (filet et pêche électrique).

4.1.7 Pour conclure

Les deux méthodes semblent complémentaires. Les pêches électriques permettent de mieux apprécier le recrutement et sa variabilité interannuelle. Elles autorisent également un meilleur échantillonnage des espèces de petite taille qui évitent les habitats profonds ou trop ouverts (absence de végétation) en raison du risque de prédation. Les pêches au filet seront mieux à même de renseigner sur les biomasses en place et les stocks de géniteurs des espèces de grande taille. Les filets maillants donnent en effet une image plus large de la structure des populations en permettant, dès lors que plusieurs tailles de maille sont utilisées, la capture d'une plus large gamme de taille individus ; ils informent donc sur des événements relatifs à plusieurs années antérieures. Il est probable qu'ils fournissent aussi une meilleure image de la structure trophique du peuplement piscicole.

Selon la complexité des rives et la diversité des habitats offerts, il semble cependant que l'écart entre les richesses obtenues par les deux méthodes soit plus ou moins important. Dans les retenues dont les berges sont peu diversifiées et où le marnage limite le développement de la végétation aquatique, les écarts sont beaucoup plus faibles que dans les cours d'eau ou dans les plans d'eau avec une zone littorale bien identifiée.

L'analyse comparative des communautés piscicoles des plans d'eau et des rivières va donc s'avérer difficile d'autant plus que les plans d'eau peuvent d'un point de vue hydraulique, être positionnés sur un continuum lacs/rivières alors que les techniques de pêche sont figées selon la catégorie lotique ou lenticule du milieu. Si, en terme d'occurrence, un compromis peut être trouvé au cas par cas en tenant compte du site de pêche, de la sélectivité des engins, du comportement des espèces et de leur préférence d'habitat, le problème devient plus complexe si l'on considère les abondances relatives des espèces. Dans une perspective d'analyse comparative de métriques de bioindication, si l'on considère que le choix de la pêche électrique en rivière et des filets maillants en plans d'eau résulte du meilleur compromis entre les contraintes du terrain et sélectivité minimale, un véritable travail d'intercalibration devra être conduit.

4.2 Définition des conditions de référence en plan d'eau

4.2.1 Approche experte des conditions de référence

Après une présentation de la situation dans les lacs d'origine naturelle et des contraintes environnementales qui induisent la constitution d'assemblages piscicoles de référence, le cas particulier des retenues est abordé.

4.2.1.1 Situation dans les lacs d'origine naturelle

Milieus stables du point de vue de leur hydromorphologie et d'origine ancienne, les lacs montrent un phénomène de co-évolution entre leur eutrophisation progressive, lente, et la composition spécifique de leurs peuplements piscicoles.

Des analyses statistiques prenant en compte à la fois des résultats de pêches d'échantillonnages en lacs, la morphologie de la cuvette et leur stade d'eutrophisation, ont permis d'identifier 3 assemblages d'espèces caractérisant chacun un état du milieu lacustre ((Schlumberger *et al.*, 2001) ; (Schlumberger, 2005)). Ces assemblages, constitués respectivement autour des Salmonidés, du Brochet et de la Perche, et enfin du Sandre et de la Grémille, se remplacent progressivement et constituent une succession écologique (**Tableau 45**). Celle-ci correspond à un schéma général d'évolution de l'ichtyofaune lacustre qui se retrouve dans les lacs de l'Europe occidentale, depuis la Suède et la Finlande jusqu'au Nord des Alpes et des Pyrénées, qui sont des barrières bio-géographiques. Ces assemblages sont composés d'une part, d'espèces-types dont l'association est indicatrice de la qualité générale du milieu, et d'autre part, d'espèces accompagnatrices, dont la présence est facultative, et liée à des habitats particuliers en zone littorale. Ces espèces qui constituent les assemblages accomplissent la totalité de leur cycle biologique dans le lac, même si d'autres populations des mêmes espèces sont présentes en cours d'eau. Des espèces de poissons plus opportunistes, provenant des affluents, et peu dépendantes de la qualité de l'eau, peuvent s'ajouter à cette base de peuplement.

Ces espèces peuvent être présentes soit de manière permanente (pour les espèces sédentaires), si elles trouvent les sites de reproduction et les ressources trophiques correspondant à leurs exigences, soit de manière temporaire, pour celles qui doivent impérativement retourner en cours d'eau pour s'y reproduire (cas des espèces rhéophiles).

Tableau 45 - Assemblages types d'espèces

Espèces-types	Espèces accompagnatrices
Truite (<i>Salmo trutta</i>), Omble chevalier (<i>Salvelinus alpinus</i>), Lavaret (<i>Coregonus lavaretus</i>), Lote (<i>Lota lota</i>), Vairon (<i>Phoxinus phoxinus</i>), Goujon (<i>Gobio gobio</i>),	Loche épineuse (<i>Cobitis taenia</i>), Ablette (<i>Alburnus alburnus</i>),
Brochet (<i>Esox lucius</i>), Perche (<i>Perca fluviatilis</i>), Tanche (<i>Tinca tinca</i>), Rotengle (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>), Brème bordelière (<i>Abramis bjoerkna</i>)	Goujon, Loche franche (<i>Nemacheilus barbatulus</i>), Ablette
Sandre (<i>Sander lucioperca</i>), Grémille (<i>Gymnocephalus cernuus</i>), Carpe (<i>Cyprinus carpio</i>), Brème commune (<i>Abramis brama</i>)	Gardon (<i>Rutilus rutilus</i>), Tanche, Perche

Certaines de ces espèces ont des statuts de protection particuliers :

L'Omble chevalier et le Lavaret sont les seules espèces strictement lacustres de l'ichtyofaune française ; les sites qu'ils occupent naturellement constituent la limite SW de leur aire de distribution naturelle. Elles sont protégées en France : l'Omble chevalier est sur la Livre Rouge ; le Lavaret est dans l'Annexe II de la Convention de Berne.

La Lote est inscrite au Livre rouge national, comme la Loche épineuse, qui en outre est protégée ; le Brochet est également inscrit au Livre rouge national et protégé.

Du point de vue de leurs stratégies de reproduction, seules les deux espèces strictement lacustres (Omble et Lavaret) ainsi que la Lote et le Sandre ne se reproduisent pas en zone littorale. Les alevins de la Lote, cependant, après une période de vie pélagique occupent des secteurs de blocs situés à faible profondeur pendant leur premier été ((Fischer & Eckmann, 1997) ; (Hofmann & Fischer, 2001)).

Des critères environnementaux influent sur cette succession. Il s'agit en particulier de la profondeur du lac et du stade d'eutrophisation atteint.

- Une profondeur moyenne importante (> 15 m) correspond à des lacs où se met en place une stratification thermique estivale. Sous la thermocline, il s'y établit un volume important d'eau fraîche qui représente un « refuge thermique » pour des espèces thermosensibles comme les Salmonidés, le Corégone, la Lote. Dans les lacs peu profonds (moyenne < 15 m), la stratification thermique est peu marquée et instable. La morphologie de la cuvette où ils se sont formés est habituellement plus évasée, favorable à un développement important de la végétation aquatique.
- L'eutrophisation du lac se manifeste par une réduction progressive de la transparence (densité croissante de plancton), une diminution de la profondeur de colonisation des fonds par les macrophytes, une baisse des concentrations en oxygène dissous en profondeur, un comblement progressif et un colmatage du substrat qui, en outre, devient progressivement anoxique.

Une eutrophisation ayant des origines anthropiques est toujours rapide et perturbe profondément les équilibres et le fonctionnement du peuplement piscicole qui ne peut s'adapter qu'à des changements progressifs.

4.2.1.2 Importance de la zone littorale

D'un point de vue écologique, la zone littorale est un écotone, c'est-à-dire une zone de transition, entre trois milieux différents : aquatique, terrestre et aérien.

On peut considérer que la « capacité d'accueil » d'un lac d'un point de vue piscicole est liée au développement de sa zone littorale (**Tableau 46**). Cette zone, plus ou moins large, est comprise entre la limite des hautes eaux et la limite de colonisation des fonds par des végétaux (Lachavanne *et al.*, in (Pourriot & Meybeck, 1995)). En pratique, cette profondeur ne dépasse que rarement 10 m, et est souvent de l'ordre de 2 à 5 m, voire moins. Sa structuration physique (texture du substrat, développement des végétaux dans la colonne d'eau) joue également un rôle important pour la vie aquatique (Testard, in (Pourriot & Meybeck, 1995)). C'est donc à la fois la superficie de la zone littorale par rapport à celle du lac ainsi que la diversité morphologique (tridimensionnelle) des habitats qu'elle propose qui vont permettre l'implantation d'un plus ou moins grand nombre d'espèces sédentaires.

Tableau 46 - Influence du développement de la zone littorale sur le nombre d'espèces autochtones de poissons présents. Comparaison entre deux lacs profonds de la région péri-alpine.

Lacs	Superficie (ha)	Profondeur moyenne (m)	Périmètre (km)	Nombre d'espèces de Poissons	Sources
Lac Léman	58 240	152	200,2	21	Lunel, 1874
Lac d'Aiguebelette	545	30	12,3	14	D'après (LEGER, 1942-1944)

Usages de la zone littorale par les Poissons

Les Poissons ont des usages variés de ce secteur :

- * pour leur alimentation : à partir des organismes (invertébrés, larves d'Insectes) présents sur le fond lui-même et dans ses interstices, et surtout dans la végétation aquatique. Celle-ci peut abriter des densités d'organismes 5 à 10 fois supérieures à celles d'un substrat nu de même superficie ((Barbe, 1984) ; étude de la retenue de Charpal : (Schlumberger *et al.*, 2002)). Les zones d'herbiers favorisent le développement du zooplancton dans la colonne d'eau, ce qui attire les juvéniles de nombreuses espèces qui peuvent eux-mêmes être la proie d'adultes piscivores (Brochet, Perche, Black-bass). Les organismes du benthos sont exploités par la Carpe, la Brème commune, le Gardon, mais aussi par la Loche franche, le Goujon,
- * comme abri vis-à-vis de la prédation, soit dans la végétation, soit dans les anfractuosités du substrat (blocs, gravier grossier). Les alevins peuvent également bénéficier de l'amortissement de l'agitation de l'eau assuré par les macrophytes.
- * pour leur reproduction, soit sur le substrat lui-même, en surface ou dans les interstices, soit sur la végétation. La qualité de ces supports de ponte n'est pas indifférente, et des préférences spécifiques sont signalées ((Muus & Dahlström, 1973) ; (Bruslé & Quignard, 2001) ; (Chancerel, 2003)) :
 - des galets non colmatés pour le Vairon ;
 - du sable sans dépôt organique pour le Goujon ;
 - du gravier ou des Bryophytes aquatiques pour la Loche franche ;
 - des macrophytes (genres *Elodea* et *Myriophyllum*) pour le Brochet,

- des Potamots pour la Brème.

* pour la totalité de leur cycle biologique, comme c'est le cas de la Loche franche, du Goujon, mais souvent aussi du Brochet et du Black-bass, qui s'éloignent peu du rivage.

Quasiment toutes les espèces qui composent le peuplement piscicole, même celles qui sont essentiellement pélagiques, se succèdent dans les différents habitats de la zone littorale, dans l'espace et dans le temps (suivant la température de l'eau).

Un exemple de la fréquentation de la zone littorale par les Poissons est présenté à la **Figure 75**. Il concerne une zone de substrat de galets sans sédiment fin, qui est le *preferendum* d'habitat du Chabot (*Cottus gobio* ; (Zbinden *et al.*, 2004)).

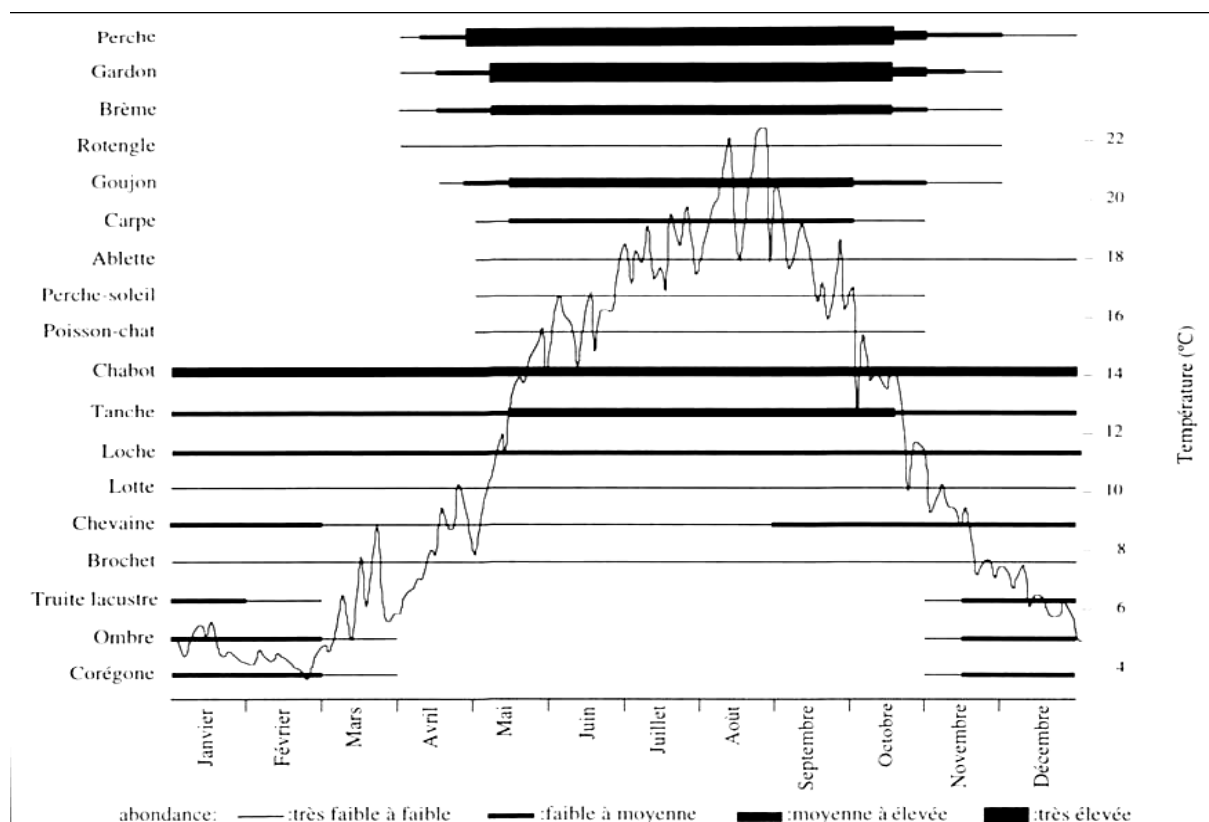


Figure 75 - Fréquentation d'un secteur de galets en zone littorale du lac Léman par différentes espèces de Poissons suivant la température de l'eau ((Zbinden *et al.*, 2004)).

4.2.1.3 Cas des retenues

La possibilité de colonisation de ces plans d'eau par les espèces locales, dépend de critères fondamentaux :

- de la zone piscicole (Truite, Ombre, Barbeau ou Brème) située à l'amont du point d'implantation de la retenue, sauf si un dispositif particulier (type passe à poissons) permet de maintenir une certaine circulation des individus,
- des ressources trophiques disponibles pour les différents stades (larve, alevin, adulte),
- de la présence de sites répondant à leurs exigences pour leur reproduction,

- de la possibilité d'accéder à ces ressources et à ces sites, suivants leurs besoins dans l'espace et le temps,
- des relations inter-spécifiques (compétition, prédation, cannibalisme) compatibles avec la dynamique des populations sympatriques.

Outre ces contraintes spatio-temporelles, les variations annuelles de la température de l'eau et de la concentration en Oxygène dissous doivent rester dans des gammes de valeurs compatibles avec la vie piscicole.

L'usage anthropique de ces retenues implique que le niveau de l'eau subisse des fluctuations dont l'amplitude et la fréquence dépendent du régime d'exploitation appliqué au site lui-même.

Ces variations de niveau découvrent une partie plus ou moins importante de la zone littorale pendant des durées variables et à des époques différentes de l'année. Parmi les nombreux organismes aquatiques présents à la surface et dans les couches superficielles, ceux qui sont capables de s'enfouir plus ou moins profondément dans le substrat (Vers Oligochètes) supportent relativement mieux l'exondation de ces secteurs comparativement à la majorité des larves d'Insectes, même si certaines d'entre-elles (*Procladius* sp., les Chironomides) peuvent suivre le retrait des eaux. Par contre, la dessiccation ou le gel de ces zones, pour peu que leur action soit prolongée, éliminent aussi bien la faune que la végétation enracinée ((Champeau, 1982)). Dans cette situation, la zone littorale, ou du moins sa partie régulièrement exondée, perd beaucoup de sa richesse et de sa diversité biologique. Il en résulte que parmi les espèces de Poissons, celles qui en sont le plus dépendantes pour une partie ou la totalité de leur cycle biologique (Loches, Goujon, Brochet,...) sont celles qui sont les plus vulnérables, et dépendent fortement à la fois de l'amplitude du marnage et de ses fluctuations dans le temps, pour constituer des populations pérennes. Les espèces dont le cycle de vie est essentiellement pélagique (Sandre, Perche), au contraire, sont moins perturbées. Dans la revue réalisée par (Poirel *et al.*, 2001)), il ressort, entre autre, que la biomasse piscicole dans les retenues hydro-électriques est d'autant plus faible que l'amplitude du marnage est forte. Il faut noter qu'une telle perte de diversité piscicole s'observe également dans des lacs naturels subissant une gestion hydraulique notable (cas du lac d'Aiguebelette ; (Raymond, 2000)). Du fait de ces contraintes dans le plan d'eau, les tributaires alimentant les retenues peuvent voir leur rôle biologique accru pour le maintien des certaines populations de Poissons. En effet, dans la mesure où il n'y a pas d'obstacle à la circulation du poisson entre le plan d'eau et ses tributaires, les habitats lotiques et ceux de l'écotone que constitue chaque embouchure dans la retenue, moins influencés par le marnage, peuvent être utilisés par des espèces ne trouvant pas de sites adéquats dans le plan d'eau lui-même. Mais, souvent de superficies restreintes, ces habitats-refuges peuvent devenir le lieu de compétitions inter-spécifiques pour leur usage.

Tableau 47 - Exigences des espèces se reproduisant dans la zone littorale des plans d'eau (types de substrat de reproduction et température de ponte)

		Température de l'eau				
		5°C	10°C	15°C	20°C	25°C
Galets, blocs				← VAI →	← ABL →	
			← CHA →			
Sable			← LOF →		← GOU →	
Hydrophytes		← BRO →		← ABL →	← CCO →	
			← BRE →			
					← BRB →	
					← BGB →	← TAN →

Codes des espèces : ABL : Ablette, *Alburnus alburnus* ; BGB : Blackbass à grande bouche *Micropterus salmoides* ; BRB : Brème bordelière *Abramis bjoerkna* ; BRE : Brème commune *Abramis brama* ; BRO : Brochet *Esox lucius* ; CCO : Carpe commune *Cyprinus carpio* ; CHA : Chabot *Cottus gobio* ; GOU : Goujon *Gobio gobio* ; LOF : Loche franche *Nemacheilus barbatulus* ; TAN : Tanche *Tinca tinca* ; VAI : Vairon *Phoxinus phoxinus*.

Le maintien d'espèces nécessitant un habitat littoral de manière temporaire ou permanente implique soit une gestion hydraulique adaptée, soit des aménagements du milieu physique.

Inversement, on peut estimer qu'une espèce qui est capable de boucler son cycle biologique dans une retenue y trouve, pour chaque étape de son développement, des conditions satisfaisantes. La présence dans une retenue d'espèces inféodées au secteur littoral pour la totalité de leurs cycles biologiques (comme le Goujon) indiquerait ainsi que les contraintes hydrauliques sont moins fortes que dans une retenue occupée par des espèces fortement opportunistes, à pontes multiples, comme l'Ablette ou le Gardon, ou essentiellement pélagique (Sandre).

4.2.2 Analyse exploratoire des données disponibles

L'analyse précédente permet donc, sur base experte, de dégager les principales caractéristiques que devraient avoir les peuplements de retenues non ou peu impactées, à partir de la connaissance de critères environnementaux relativement simples à apprécier. Néanmoins :

- la prise en compte de l'ensemble de ces critères connus pour agir sur les structures des communautés piscicoles, conduit à l'identification de nombreux types de milieux (qualité des substrats*diversité des habitats littoraux*profondeurs*surface...)

- les relations entre l'ichtyofaune et ces critères ne sont pas quantifiées (i.e. à partir de quelle perte de diversité d'habitat littoraux, les populations sont menacées ? Quelle amplitude du marnage est rédhibitoire pour la ponte de telle espèce ? ...)
- l'importance des facteurs n'est pas hiérarchisée (quelle part de variabilité de la richesse spécifique est liée à la surface et à la diversité des habitats par exemple).

Ainsi, il est encore très difficile d'établir des lois générales de distribution des espèces dans les retenues uniquement sur une base experte et à plus forte raison de définir des conditions de référence pour chaque plan d'eau. Nous avons donc complété cette approche par une analyse sommaire, le jeu de données ne permettant pas d'approche statistique robuste, des rares données disponibles sur les retenues.

4.2.2.1 Caractéristiques morphologiques et classification des retenues de RM&C

Les retenues de Rhône Méditerranée et de la Corse représentent 16 % de l'ensemble des retenues concernées par la DCE au niveau national (53/331). Ces retenues se répartissent dans la quasi-totalité des classes typologiques. Seuls les types A4 (retenues de moyenne montagne, peu profondes et non calcaires), A6a et A7a (retenues de basse altitude peu profondes, respectivement non calcaire et calcaire) ne sont pas représentées. Il faut aussi noter que 4 des 13 types nationaux ne sont représentés que par des retenues des bassins RM&C.

Tableau 48 - Distribution des retenues des différents bassins dans les classes typologiques nationales.

	A1	A2	A3	A4	A5	A6a	A6b	A7a	A7b	A8	A10	A11	A12	
AG	10			5	35	13	21	1			1			86
AP						1								1
LB				6	41	51	32	9	1		1			141
RM					1	1	5	8	2					17
RMC	10	4	14		5		1		1	3	6	1	8	53
SN					5		3		12				13	33
	20	4	14	11	87	66	62	18	16	3	8	1	21	331

Vu la pauvreté des données poissons contenues dans la base de donnée du Cemagref, la possibilité de conduire l'analyse au niveau national a été explorée. Pour cela, les principales caractéristiques environnementales des retenues des différents bassins ont été analysées afin de mesurer une hétérogénéité éventuelle des sites qui serait rédhibitoire à un regroupement des milieux au niveau national.

Les caractéristiques des retenues considérées sont celles utilisées par la typologie nationale additionnées de quelques autres critères connus pour agir sur les communautés de poissons (**Tableau 49**).

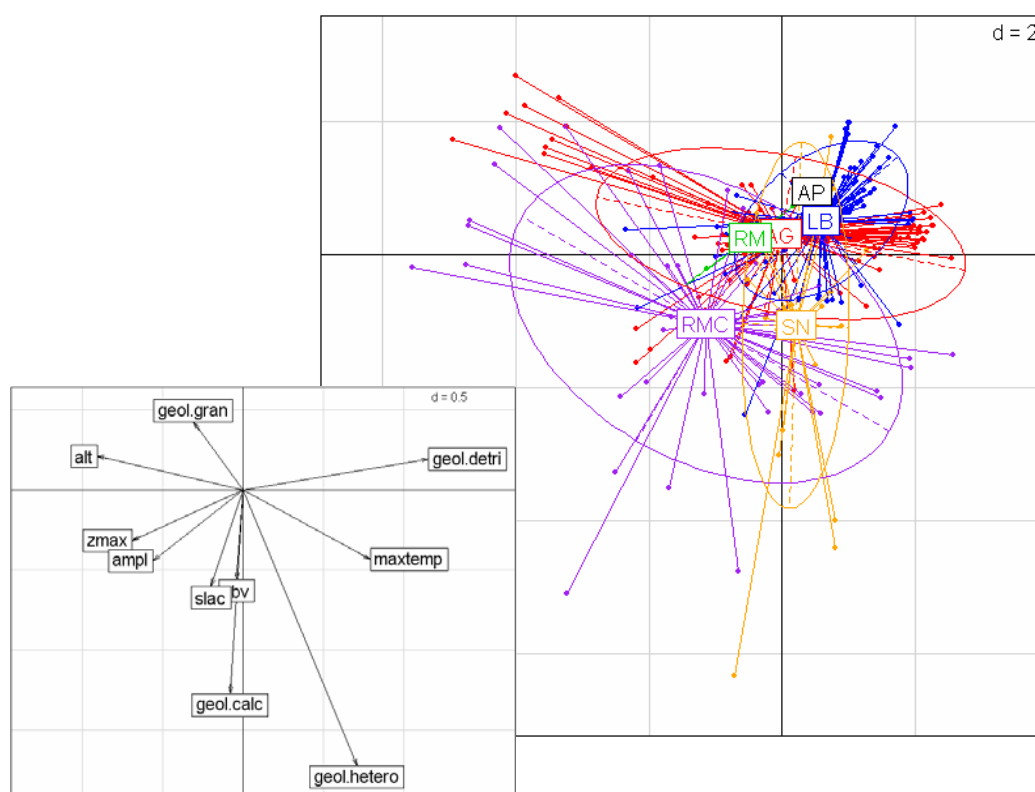
Tableau 49 - Caractéristiques environnementales des retenues sélectionnées pour la réalisation de l'analyse typologique.

	<i>Min.</i>	<i>1er Qu.</i>	<i>Médiane</i>	<i>Moyenne</i>	<i>3ème Qu.</i>	<i>Max.</i>
Surface BV (km²)	10	2453	7307	57080	37560	1244000
Surface Lac (ha)	8.21	60.62	100.40	228.60	174.70	4616.00
Altitude (m)	4.00	142.50	330.00	474.40	581.50	2279.00
Profondeur max. (m)	1.00	12.00	21.00	31.45	43.75	180.00
Amplitude thermique (°C)	10.71	15.58	16.58	16.28	17.32	20.29
Température max. (°C)	10.03	18.83	19.66	19.32	20.44	24.23

Une première ACP a été réalisée sur ces principales variables environnementales des 235 retenues (parmi les 331 concernées par la DCE) de plus de 50ha pour lesquelles toutes les informations étaient renseignées dans la base Cemagref (**Figure 76**). L'axe 1 et l'axe 2 portent respectivement 30% et 20 % de la variabilité.

Cette analyse montre que les retenues des bassins RM&C ont tendance à être plus grandes et plus profondes que les retenues présentes sur les autres bassins mais que leurs caractéristiques environnementales présentent une plus large gamme de variation que celles des autres bassins.

Figure 76 – ACP sur les variables environnementales des 235 retenues de plus de 50 ha pour lesquelles toutes les données physiques étaient disponibles.



4.2.2.2 Typologie

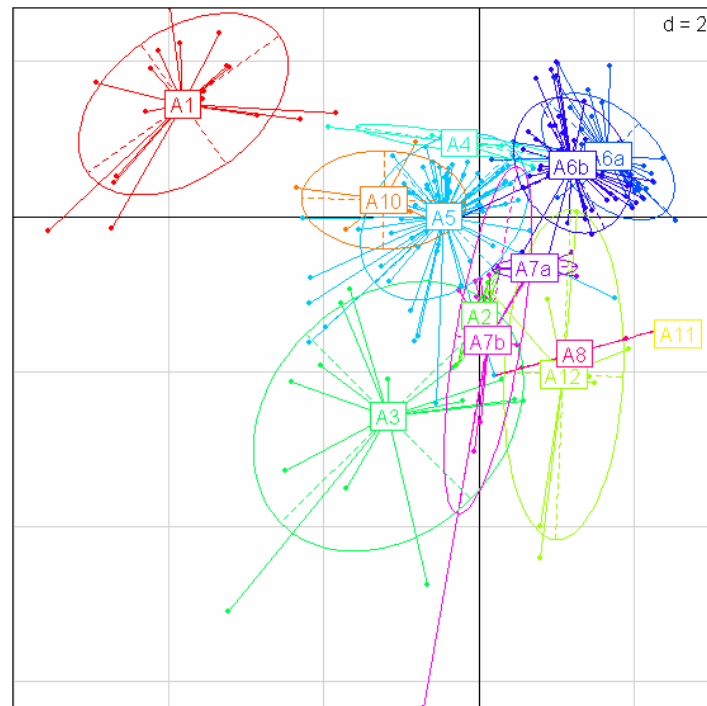


Figure 77 - Positionnement des retenues appartenant aux différentes classes typologiques sur le gradient environnemental représenté par les deux axes de l'ACP.

A l'exception du type A1 constitué des retenues de haute montagne, bien identifié sur l'axe 1 de l'ACP des variables environnementales, on observe de nombreux chevauchements entre la gamme de variation des caractéristiques environnementales des retenues des autres types. De plus, une forte variabilité des caractéristiques des milieux est parfois mesurée au sein de chaque type. Cela nous amène à considérer qu'il est possible (voire plus pertinent dans certains cas) d'analyser les données sans tenir compte des classes typologiques.

Les deux figures suivantes montrent qu'au sein de chacune des classes typologiques, les retenues de RM&C sont en général, du point de vue de l'altitude et des températures, comparables aux retenues des autres bassins. Seules les retenues de plaine du type A12 ont tendance à être légèrement plus chaudes que celles du même type situées dans d'autres bassins.

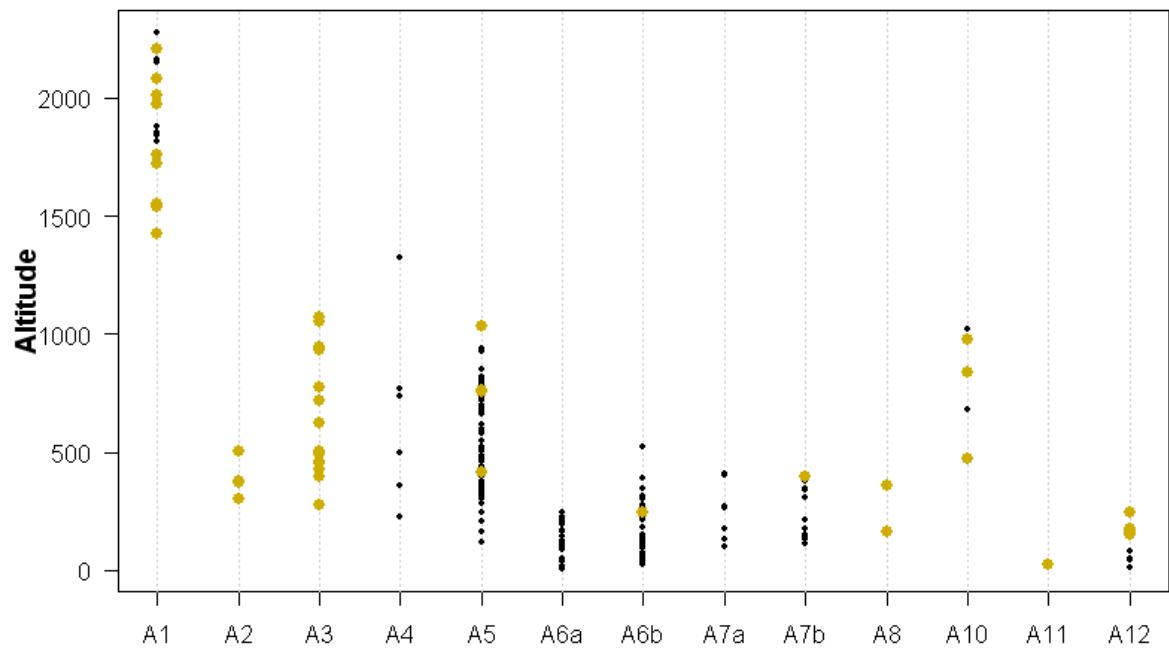


Figure 78 - Gamme de variation altitudinale des retenues au sein des différentes classes typologiques

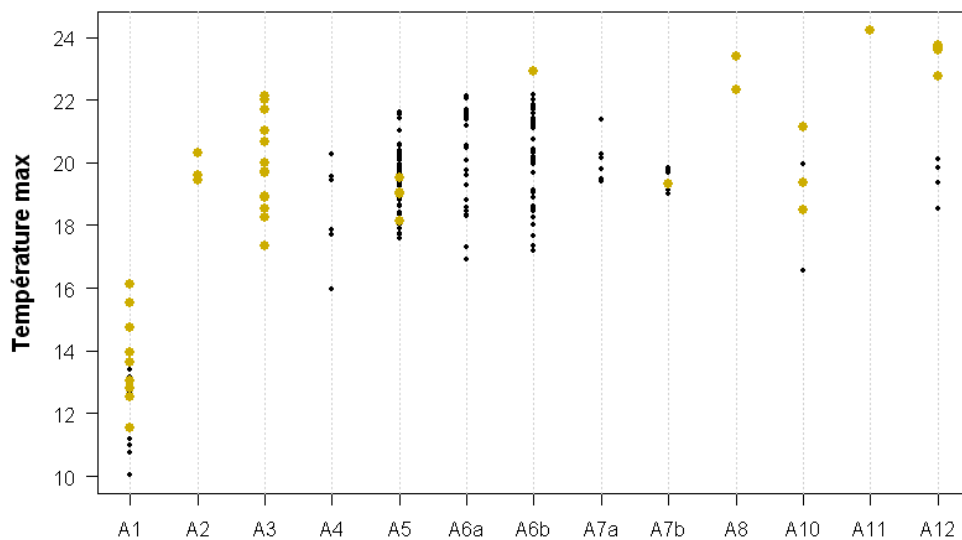


Figure 79 - Gamme de variation des températures maximales enregistrées sur les retenues appartenant aux différentes classes typologiques

Pour les classes A1 et A12, les retenues de RM&C ont tendance à être plus grandes que celles des autres bassins. Ces observations complètent les résultats de l'ACP précédente sur les variables environnementales.

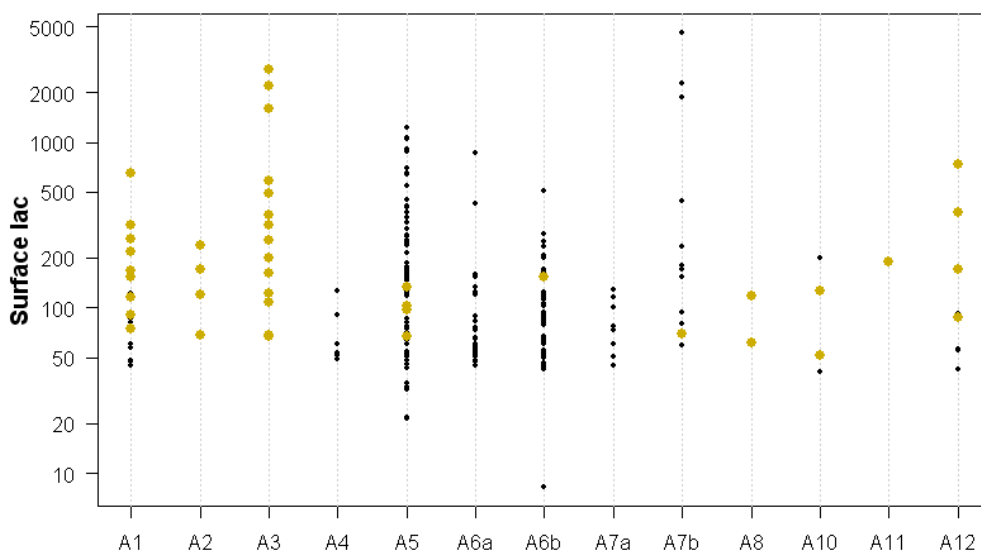


Figure 80 - Gamme de variation surfacique des retenues au sein des différentes classes typologiques

4.2.2.3 Sélection de plans d'eau non impactés

Aucune information n'est disponible de manière homogène à l'échelle nationale pour caractériser les pressions qui s'exercent sur les plans d'eau à un niveau local. Cette sélection de site peu impactés que l'on appellera ici « sites de références », a donc été réalisée à partir des critères d'occupation du sol préconisés dans la circulaire sur la constitution du réseau de sites de référence (Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, 2004). *Notons à ce propos qu'il serait intéressant de pouvoir disposer, au moins dans l'attente de données standardisées, des informations collectées lors de la réalisation de l'état des lieux.*

La base Corine Land Cover a été utilisée pour caractériser l'occupation du sol sur les bassins versant des retenues. Le bassin versant des retenues sélectionnées en référence répond aux critères suivants :

- Milieux naturels > 80%
- Cultures < 10%
- Urbanisation < 8%
- Vignes et vergers < 1%

Outres les pressions qui s'exercent au niveau du BV, il a été décidé d'utiliser la densité de population dans une bande d'1km de largeur autour du lac pour rendre compte de pressions plus locales. Pour l'estimation de la population le modèle Landscan a été implémenté. La densité de population est en réalité un nombre d'habitants par hectare dans la zone de 1km ramené à la superficie du lac. A partir de la distribution de la densité de population sur l'ensemble des sites (**Figure 81**, les outliers correspondants aux densités les plus fortes n'apparaissent pas pour la lisibilité du graphique), un seuil à partir duquel le site est déclassé a été déterminé. Cette valeur est fixée à 5 habitants par hectare.

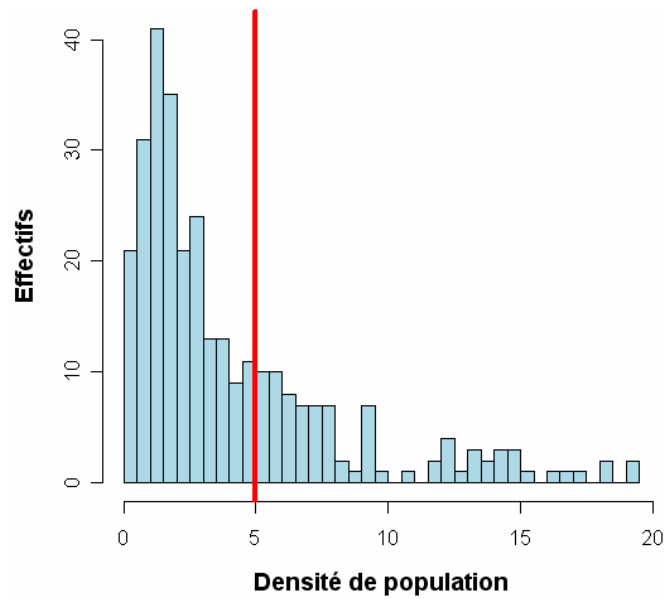


Figure 81 - Distribution de la densité de population sur une zone de 1km de large autour des lacs (sans outliers).

L'application des critères pour l'ensemble des sites démontre que les principaux critères déclassants sont l'occupation du sol par les cultures, la faible représentativité des zones naturelles (possible redondance entre les variables) et dans une moindre mesure, la densité de population (**Figure 82**).

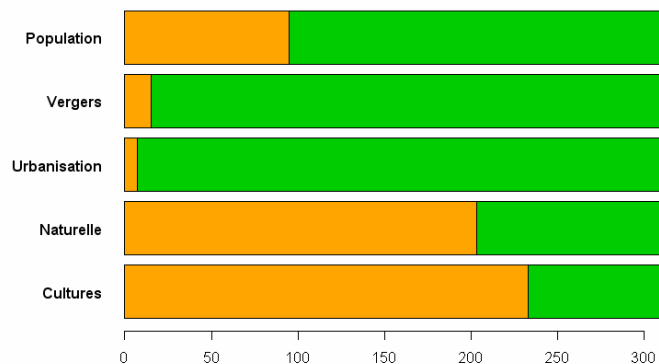


Figure 82 - Effectifs des sites déclassés (orange) et références (vert) pour chacun des critères de sélection.

Par ces critères qui ne sont pas exhaustifs et qui devront nécessairement être complétés par des informations au niveau local, 54 sites sur les 315 sont identifiés comme références. Vingt cinq sont situés dans les bassins RM&C (**Tableau 50**) : Alesani, Bimont, Bissorte, les Bouillouses, Castillon, Chevril, Chaudanne, Codole, Esparron, Girotte, Lanous, Matemale, Quinson, Grand'Maison, Laprade Basse, Mont-Cenis, Roselend, Roujanel, Saut de Vézoles, Sainte-Croix, Serre-Ponçon, Tolla, Verney, Verne et Villefort.

Tableau 50 - Distribution des références des différents bassins dans les classes typologiques nationales.

	A1	A3	A4	A5	A6a	A6b	A7a	A8	A10	A12	
AG	10		1	4		1					16
AP					1						1
LB				3							3
RM					1	2	1				4
RMC	9	6		2				1	4	3	25
SN				4		1					5
	19	6	1	13	2	4	1	1	4	3	54

4.2.2.4 Echantillonnage piscicole

Sur l'ensemble des retenues nationales, 49 ont fait l'objet d'un inventaire piscicole et ce par différentes méthodes d'échantillonnage. Dans les bassins RM&C, 12 plans d'eau artificiels ont été échantillonnés (**Tableau 51**). Il est à noter que nous ne disposons pour certaines classes typologiques d'aucune donnée piscicole. Par ailleurs les retenues RM&C échantillonnées apparaissent être les plus grands systèmes des bassins.

Tableau 51 - Distribution des sites échantillonnés des différents bassins dans les classes typologiques nationales. Entre parenthèses l'effectif des sites références échantillonnés.

	A1	A3	A4	A5	A6a	A6b	A10	A12	
AG	2 (2)		1 (1)	9		7 (1)	1		20 (4)
LB				6 (1)		7			13 (1)
RM				1	1 (1)				2 (1)
RMC		10 (6)					1 (1)	1	12 (7)
SN				1 (1)		1			2 (1)
	2 (2)	10 (6)	1 (1)	17 (2)	1 (1)	15 (1)	2 (1)	1	49 (14)

La question de la représentativité des sites échantillonnés vis-à-vis de l'ensemble se pose. Cependant, même si les systèmes sur lesquels des inventaires piscicoles ont été réalisés sont globalement plus grands et à des altitudes supérieures, il n'y a pas disjonction totale entre les milieux échantillonnés et l'ensemble des sites (**Figure 83**).

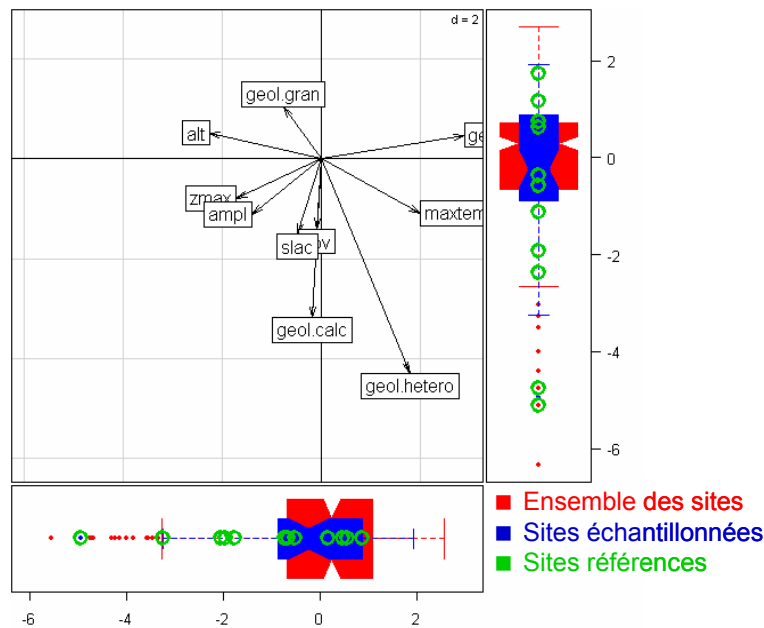


Figure 83 - Distribution des sites (boxplots) sur les deux premiers axes de l'ACP des variables environnementales. Au centre la signification des axes vis-à-vis des variables environnementales.

4.2.2.5 Peuplements de référence

Une Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) est réalisée sur les sites de référence, en ne prenant en compte que les espèces ayant une occurrence supérieure à 2. Le graphique suivant propose une représentation des inventaires piscicoles réalisés sur les sites de référence qui s'appuie d'une part sur l'ordination des espèces par l'AFC, d'autre part sur un gradient environnemental des sites. Ce gradient est obtenu par combinaison des scores des sites sur les deux premiers axes de l'ACP des variables environnementales (Figure 84). La combinaison correspond à la somme des scores sur les deux axes pondérés par la variance qu'ils expliquent).

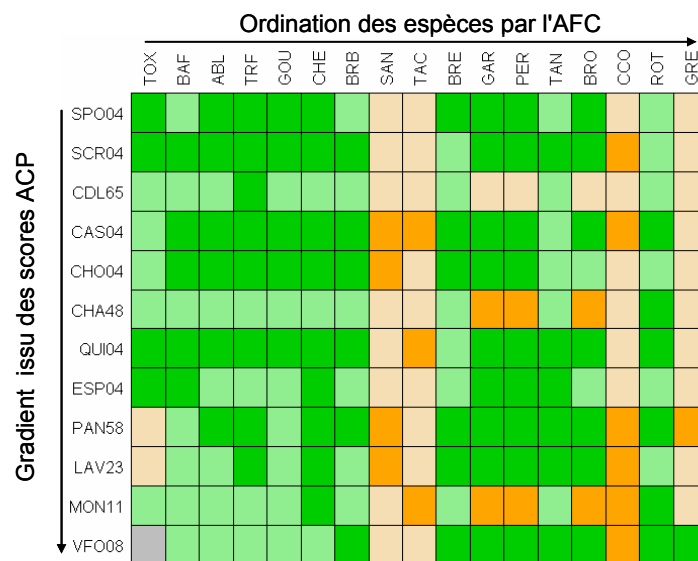


Figure 84 - Représentation des peuplements sur les sites de référence. En vert, les espèces natives du bassin. En orange, les espèces introduites dans le bassin. En gris, les espèces non échantillonnées et présumées absentes. En foncé, les espèces échantillonnées. En clair, les espèces non-échantillonnées.

Deux sites particuliers apparaissent: CDL65 et CHA48. Cap de long (CDL65) est la seule retenue de haute altitude (A1 dans la typologie nationale) présente dans l'analyse. Compte tenu de cette position, très peu d'espèces y sont observées. Charpal (CHA48) est un système très peu profond et connu pour être dystrophe. Si les critères utilisés dans cette étude ne l'ont pas exclu de la liste des sites de référence, les experts ne l'y intègrent cependant pas. Si les sites de référence n'occupent pas tout le gradient environnemental, il semble malgré tout que les peuplements suivent le gradient: présence de certaines espèces sur les systèmes les plus grands et les plus élevés (toxostome ou barbeau par exemple) qui disparaissent ensuite au profit d'autres comme la carpe commune ou le rotengle.

4.2.2.6 Eléments de comparaison

Pour juger de la pertinence des résultats précédents, il semble important de confronter les peuplements obtenus sur les sites de référence à ceux observés sur les sites perturbés. Dans une première approche, un indice de pression sommaire est calculé en sommant pour chaque critère le statut référence (1) ou perturbé (0). Cet indice varie donc théoriquement de 0 pour les sites très impactés, à 5 pour les sites « de référence ». On peut penser que plus les pressions sont fortes, plus le peuplement s'éloignera du peuplement référence. Les comparaisons, réalisées uniquement sur les bassins RM&C, s'effectuent avec les sites « de référence » les plus proches sur le gradient environnemental (**Figure 85**).

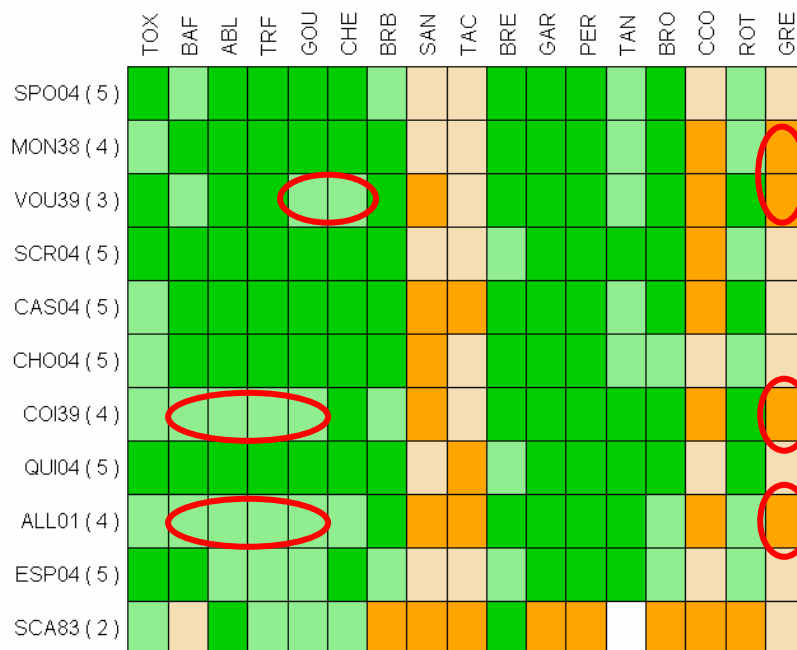


Figure 85 - Représentation des peuplements sur les sites de RM&C. En ordonnées, entre parenthèse est indiqué l'indice de pression pour chacun des sites. En foncé, les espèces échantillonnées. En clair, les espèces non-échantillonnées. En vert, les espèces natives du bassin. En orange, les espèces introduites dans le bassin. En blanc, les espèces pour lesquelles l'information n'est pas connue.

Sur Vouglans (VOU39), dont l'indice de pression est 3, on peut noter l'absence du goujon et du chevaîne par rapport aux sites de référence qui l'entourent, Sainte-Croix (SCR04) et Serre-Ponçon (SPO04). Sur Coiselet (COI39) et Allement (ALL01), le barbeau, l'ablette, la truite commune et le goujon n'apparaissent pas alors que ces espèces sont présentes sur les sites références les plus proches (pour Allement, la comparaison avec Esparron (ESP04) peut cependant expliquer certaines absences).

Pour les quatre systèmes perturbés précités, il faut également noter la présence systématique de la carpe commune, espèce introduite (sachant qu'elle est également présente sur les bassins des sites de référence).

L'étude du peuplement de Saint-Cassien (SCA83) s'avère moins aisée en raison de sa position très éloignée sur le gradient environnemental.

Un test a été réalisé pour analyser l'impact du marnage sur les peuplements. Mais l'information dont nous disposions concernant ce critère, à savoir son amplitude maximale, n'a permis d'établir aucun lien entre ce facteur de pression et les peuplements.

4.2.2.7 Principales conclusions

L'approche experte ne permet pas aujourd'hui de répondre précisément sur la composition des peuplements des différents types de milieux en situation de référence.

Pour ce qui est de la partie analytique, cette première phase met en évidence le faible volume de données disponibles qui ne permet pas de développer une approche statistique solide.

Une première difficulté réside dans la sélection des sites « de référence ». Nous n'avons en effet pas les résultats de l'état des lieux, informations qu'il serait utile d'inclure dans cette approche. Cela s'est traduit par une sélection très large des plans d'eau.

D'autre part, nous n'avons pas de données hydrologiques suffisamment précises et homogènes pour inclure cette variable dans nos approches.

Cela suggère :

- la nécessité d'acquérir rapidement des informations sur l'ichtyofaune et sur l'hydrologie,
- d'envisager un travail à plus large échelle spatiale. Sur les types partagés entre divers états, un partenariat devrait être développé à l'image de ce qui est effectué au sein des GIGs.

Néanmoins, malgré ces contraintes, par simple comparaison d'une part des sites de référence et d'autre part de milieux plus ou moins impactés, nous avons montré :

- que les espèces rencontrées étaient distribuées sur un gradient environnemental qui intègre assez schématiquement l'altitude et les dimensions des sites ce qui corrobore l'approche experte,
- que la présence/absence de certaines espèces répondait à un indice de pression représentant en particulier l'occupation du sol dans le bassin versant.

Le programme 2007 sera centré sur l'intégration de critères hydrologiques dans la caractérisation des retenues. Une première étape consistera à lister les paramètres classiquement utilisés dans la littérature. Parmi ceux-ci, les informations potentiellement disponibles sur les retenues de RM&C seront ensuite définies et renseignées.

L'étape suivante consistera à :

- analyser les peuplements piscicoles des retenues sur un gradient environnemental qui intégrera cette nouvelle dimension hydrologique,
- comparer les peuplements piscicoles des retenues du bassin à ceux des lacs naturels et des rivières possédant les caractéristiques environnementales les plus proches.

Une approche alternative ultérieure pourrait consister à considérer comme peuplement de référence, le peuplement de référence de la rivière auquel pourrait éventuellement (choix politique et/ou écologique) s'ajouter des espèces introduites que l'on peut supposer ne pas menacer les espèces natives. Cette décision sur l'impact (les menaces) des espèces introduites pourrait être approchée par une analyse des chevauchements des niches entre espèces natives et espèces introduites avec par exemple l'utilisation des modèles nuls. Les traits fonctionnels et les traits morphologiques pourraient être analysés et comparés sur ces deux types d'espèces. L'impact des espèces introduites sur les métriques candidates à la bioindication seraient aussi exploré par le biais de cette caractérisation fonctionnelle.

5. BIBLIOGRAPHIE

- Angermeier, P.L. & Schlosser, I.J. (1989) Species-area relationships for stream fishes. *Ecology*, 70, 1450-1462.
- Anonymous (1924): Instructions et modèle de cartes, graphiques et dossiers pour l'établissement de l'inventaire des eaux douces. - Ministère de l'Agriculture, Direction Générale des Eaux et Forêts, Service de la Pêche et de la Pisciculture, Imprimerie Nationale, Paris, 24 p.
- Anonymous (1938): Le Rhône, 50 p.
- Anonymous (1945): Carte piscicole du département de la Haute-Saône. - Fédération des Associations de Pêche et de Pisciculture Haut-Saônoises, Vesoul.
- Appelberg, M., Berger, H.M., Hesthagen, T., Kleiven, E., Kurkilahti, M., Raitaniemi, J. & Rask, M. (1995). Development and intercalibration of methods in nordic freshwater fish monitoring. *Water, Air and Soil Pollution* 85, 401-406.
- Argillier, C., Barral, M., Schlumberger, O., Cadic, N. & Proteau, J.-P. (2000). Diagnose écologique de la retenue de Castillon. Rapport d'étude. 120 pp. Montpellier: Cemagref.
- Argillier, C., Cadic, N. & Schlumberger, O. (2000). Retenue de Chaudanne - Etude ichtyologique et diagnose rapide. Rapport d'étude. 35 pp. Montpellier: Cemagref - Unité Ressources Ichtyologiques en Plans d'Eau.
- Barbe, J. (1984) Les végétaux aquatiques - données biologiques et écologiques. Clé de détermination des macrophytes de France. *Bulletin Français de Pêche et de Pisciculture*, N° spécial, 1-42.
- Barbier, B. 1983. Les techniques de captures. Engins passifs: Les filets maillants. In *Fishery Management in Lakes and Artificial Impoundments*, 15 Nov 1983, Aups (France). (Gerdeaux, D. & Billard, R., eds), INRA. pp 81-90.
- Beamesderfer, R.C. & Rieman, B.E. (1988). Size selectivity and bias in estimates of population statistics of Smallmouth Bass, Walleye and Northern Squawfish in a Columbia River Reservoir. *North American Journal of Fisheries Management* 8, 505-510.
- Berst, A.H. (1961). Selectivity and efficiency of experimental gill nets in south bay and georgian bay of Lake Huron. *Transactions of the American Fisheries Society* 90, 413-418.
- Bravard, J.-P. & Petts, G.E. (1996): Human impacts on fluvial hydrosystems. - In: PETTS, E. & AMOROS, C. (Eds), *Fluvial hydrosystems*. Chapman & Hall, London, pp. 242-262.
- Brosse, S., Lek, S. & Dauba, F. (1999). Predicting fish distribution in a mesotrophic lake by hydroacoustic survey and artificial neural networks. *Limnology and Oceanography* 44, 1293-1303.
- Bruslé, J. & Quignard, J.P. (2001) *Biologie des poissons d'eau douce européens*. Tec et Doc, Paris.
- Burczynski, J.J., Michaletz, P.H. & Marrone, G.M. (1987). Hydroacoustic assessment of the abundance and distribution of rainbow smelt in lake Oahe. *North American Journal of Fisheries Management* 7, 106-116.
- C.E.N. (2003). prEN 14757 - Qualité de l'eau - Echantillonnage de poissons à l'aide de filets maillants. pp.
- C.E.N. (2005). Water Quality - Sampling of fish with multi-mesh gillnets. prEN 14757 European standard final draft. 26 pp.

- Carrel, G. (2002a): La prospection historique : un choix de référence (s). - In: WASSON, J.-G. (Ed.), Séminaire "Etat écologique des milieux aquatiques continentaux". Cemagref, Lyon, 20 et 21 mars 2001, pp. 78-84.
- Carrel, G. (2002b): Prospecting for historical fish data from the Rhone River basin: a contribution to the assessment of reference conditions. - Arch. Hydrobiol. 155: 273-290.
- Champeau, A. (1982) Les retenues hydro-électriques du Verdon : impact sur la rivière, conséquences du marnage. Bulletin d'Ecologie, 13, 203-239.
- Chancerel, F. (2003) Le brochet - biologie et gestion. Conseil Supérieur de la Pêche, Paris.
- Craig, J.F., Sharma, A. & Smiley, K. (1986). The variability in catches from multi-mesh gillnets fished in three Canadian lakes. Journal of Fish Biology 28, 671-678.
- Degiorgi, F. (1994). Etude de l'organisation spatiale de l'ichtyofaune lacustre - Prospection multisaisonnière de 6 plans d'eau de l'est de la France à l'aide de filets verticaux. Thèse de Doctorat. Université de Franche-Comté, Besançon, 191 pp.
- Dorier, A. (1955): Carte piscicole du département de la Drôme. - Trav. Lab. Hydrobiol. Piscic. Univ. Grenoble 47.
- Dorier, A. (1956-1957): Carte piscicole du département de l'Ardèche. - Trav. Lab. Hydrobiol. Piscic. Univ. Grenoble 48/49: 150.
- Eaton G.J. & R.M. Scheller (1996). Effects of climate warming on fish thermal habitat in streams of the United States. Limnol. Oceanogr, 41: 1109-1115.
- F.A.O. 1975. Compte-rendu du symposium sur les méthodes de prospection, de surveillance et d'évaluation des ressources ichtyologiques dans les lacs et grands cours d'eau. In Symposium sur les méthodes de prospection, de surveillance et d'évaluation des ressources ichtyologiques dans les lacs et grands cours d'eau, Aviemore, Scotland, U. K. EIFAC technical papers. pp 747.
- Fischer, P. & Eckmann, R. (1997) Spatial distribution of littoral fish species in a large European lake, Lake Constance, Germany. Archiv für Hydrobiologie, 140, 91-116.
- Gerdeaux, D. 1983. Techniques d'échantillonnage. Les engins actifs : chaluts et seines. In Conférence "Gestion piscicole des lacs et retenues artificielles", 15-16 nov. 1983, Aups, France. (Gerdeaux, D. & Billard, R., eds), INRA. pp 15-37.
- Gibelin, A.L. and Déqué, M., (2003) – Anthropogenic climate change over the Mediterranean region simulated by a global variable resolution model. Climate Dynamics, 20, 327-339.
- Goffaux, D. (2005). Etude de la structure et du fonctionnement des assemblages ichtyologiques en grands cours d'eau en appui au développement de méthodes d'évaluation de leur qualité écologique. Thèse de doctorat. Facultés Universitaires Notre Dame de la Paix - Facultés des Sciences, Namur. 188 pp.
- Guigo, M., & H. Vivian (1995) – Les régimes des cours d'eau, carte commentée In: Wiebar, J.C., Milieux et Ressources, Atlas de France vol. 6. pp 98-101. Coll. Atlas de France, R. Brunet et F. Auriac, eds., GIP Reclus, La documentation Française, Paris
- Guigo, M., & H. Vivian (1995) – Les régimes des cours d'eau, carte commentée In: Wiebar, J.C., Milieux et Ressources, Atlas de France vol. 6. pp 98-101. Coll. Atlas de France, R. Brunet et F. Auriac, eds., GIP Reclus, La documentation Française, Paris
- Hamley, J.M. (1975). Review of gillnet selectivity. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 32, 1943-1969.
- Hansson, S. & Rudstam, L.G. (1995). Gillnet catches as an estimate of fish abundance: a comparison between vertical gillnet catches and hydroacoustic abundances of Baltic Sea herring and sprat. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 52, 75-83.
- Helser, T.E., Geaghan, J.P. & Condrey, R.E. (1998). Estimating gillnet selectivity using nonlinear response surface regression. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55, 1328-1337.

- Hesse, E. & PARIS, P. (1924): Cours d'eau de la Côte-d'Or - Dossiers piscicoles - 1. Bassins de l'Ouche et de la Vouge. Texte et Carte au 1/100 000. - Imprimerie Allier Père et Fils, Grenoble, 62 p.
- Hesse, E. & PARIS, P. (1927): Cours d'eau de la Côte-d'Or - Dossiers piscicoles - 2. Bassins de la Vingeanne, de la Bèze et de la Tille. Texte et Carte au 1/100 000. - Imprimerie Allier Père et Fils, Grenoble, 99 p.
- Hofmann, N. & Fischer, P. (2001) Seasonal changes in abundance and age structure of burbot *Lota lota* (L.) and stone loach *Barbatula barbatula* (L.) in the littoral zone of a peri-alpine lake. *Ecology of Freshwater Fish*, 10, 21-25.
- Huet, M. (1954). "Biologie, profils en long et en travers des eaux courantes." *Bulletin Français de Pêche et de Pisciculture* 175: 41-53.
- Huston, M. A. (1999). "Local processes and regional patterns: appropriate scales for understanding variation in the diversity of plants and animals." *Oikos* 86: 393-401.
- Irz, P., Argillier, C., Cadic, N., Schlumberger, O. & Proteau, J.-P. (1999). Etude ichtyologique de la retenue de Naussac (Lozère). Rapport d'étude. 51 pp. Montpellier: Cemagref.
- Jensen, J.W. (1986). Gillnet selectivity and the efficiency of alternative combinations of mesh sizes for some freshwater fish. *Journal of Fish Biology* 28, 637-646.
- Kreitmann, L. (1932): Les grandes lignes de l'économie piscicole du bassin français du Rhône. - *Trav. Lab. Hydrobiol. Piscic. Univ. Grenoble* 24: 127-131.
- Latu, M. (2003) – Vers une modélisation des relations entre température de l'eau en rivière et température de l'air dans le bassin de la Seine. Mémoire de Maîtrise, Univ. P. et M. Curie, dir. A. Ducharne, UMR 7619 CNRS, Mai, 2003, p. 32 + annexes.
- Leger, L. & y, L. (1931): Etudes d'hydrobiologie piscicole des eaux alpines. Carte piscicole du département de la Haute-Savoie. - *Trav. Lab. Hydrobiol. Piscic. Univ. Grenoble* 23: 145-155.
- Leger, L. (1910a): Dossiers piscicoles des cours d'eau alpins. - *Trav. Lab. Piscic. Univ. Grenoble* 2: 569-570.
- Leger, L. (1910b): Monographie hydrobiologique piscicole du Furon. - *Trav. Lab. Piscic. Univ. Grenoble* 2: 571-591.
- Leger, L. (1910c): Monographie hydrobiologique piscicole du Ruisset. - *Trav. Lab. Piscic. Univ. Grenoble* 2: 592-602.
- Leger, L. (1910d): Principes de la méthode rationnelle du peuplement des cours d'eau à Salmonidés. La capacité biogénique. - *Trav. Lab. Piscic. Univ. Grenoble* 2: 533-568.
- Leger, L. (1924): Carte de la pêche touristique & sportive dans le département de l'Isère (avec une notice sur la pêche en Dauphiné), 6 pages + carte hors texte. - Allier, Grenoble.
- Leger, L. (1927): Carte piscicole du département de l'Ain avec une notice explicative. - *Trav. Lab. Hydrobiol. Piscic. Univ. Grenoble* 19: 149-155.
- Leger, L. (1934): Carte piscicole du département des Hautes Alpes (avec notice explicative et considérations sur l'économie piscicole régionale), 28 pages + carte hors texte. - Allier, Grenoble.
- LEGER, L. (1942-1944) Etude sur l'hydrographie et l'économie piscicoles du département de la Savoie avec une carte et un graphique. Notice sur la carte hydrobiologique piscicole de la Savoie. *Travaux du Laboratoire d'Hydrobiologie et de Pisciculture de l'Université de Grenoble*, 34/36, 51-66.
- Leger, L. (1942-1944): Etude sur l'hydrographie et l'économie piscicoles du département de la Savoie avec une carte et un graphique. Notice sur la carte hydrobiologique piscicole de la Savoie. - *Trav. Lab. Hydrobiol. Piscic. Univ. Grenoble* 34/36: 51-66.
- Leger, L. (1945-1948a): Etude sur l'hydrobiologie et l'économie piscicoles du département du Rhône avec une carte et un graphique. - *Trav. Lab. Piscic. Univ. Grenoble* 37/40: 1-14.

- Leger, L. (1945-1948b): Etude sur l'hydrographie et l'économie piscicoles du département du Rhône avec une carte et un graphique. Notice sur la carte hydrobiologique piscicole du département du Rhône. - Trav. Lab. Hydrobiol. Piscic. Univ. Grenoble 37/40: 1-14.
- Liebault, F. & Piegay, H. (2002): Causes of 20th century channel narrowing in mountain and piedmont rivers of southeastern France. - *Earth Surf. Processes & Landforms* 27: 425-444.
- Manel, S., Willians, H.C. and Ormerod, S.J. 2001. Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology* 38: 921-931.
- Matthews, W.J. (1998). Patterns in freshwater fish ecology. Chapman and Hall, New York.
- Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (2004) Circulaire DCE 2004/08 relative à la constitution et la mise en oeuvre du réseau de sites de référence pour les eaux douces de surface (cours d'eau et plans d'eau) en application de la directive 2000/60/DCE du 23 octobre 2000 du Parlement et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. In: Bulletin Officiel, p. 41
- Mitchell, T. D., Carter, T. R., Jones, P. D., Hulme, M. & New, M. (2004) – A Comprehensive Set of High-Resolution Grids of Monthly Climate for Europe and the Globe: The Observed Record (1901-2000) and 16 Scenarios (2001-2100) Tyndall Centre for Climate Change Res., Norwich, U.K. Working Paper 55.
- Mitchell, T. D., Carter, T. R., Jones, P. D., Hulme, M. & New, M. (2004) – A Comprehensive Set of High-Resolution Grids of Monthly Climate for Europe and the Globe: The Observed Record (1901-2000) and 16 Scenarios (2001-2100) Tyndall Centre for Climate Change Res., Norwich, U.K. Working Paper 55.
- Mitchell, T.D., Carter, T.R., Jones, P.D., Hulme, M. & New, M. (2004): A comprehensive set of high-resolution grids of monthly climate for Europe and the globe: the observed record (1901-2000) and 16 scenarios (2001-2100). - Tyndall Working Paper 55. Tyndall Centre for Climate Change Research, Norwich, UK, 25 p.
- Mohseni O., Stefan H.G. & J.G. Eaton (2003). Global warming and potential changes in fish habitat in U.S. streams. *Climatic Change*. 59: 389-409.
- Mosheni O. & H.G. Stephan (1999). Stream temperature/ air temperature relationship: a physical interpretation. *Journal Hydrology*, 218: 128-141.
- Mosheni, O., Stephan, H.G., & T.R. Erickson (1998). A non-linear regression model for weekly stream temperatures. *Water Res. Res.*, 10 : 2685-92.
- Muus, B.J. & Dahlström, P. (1973) Guide des poissons d'eau douce et pêche. Delachaux et Niestlé, Lausanne.
- Oberdorff, T., D. Pont, Huguény B. & D. Chessel (2001). "A probabilistic model characterizing fish assemblages of french rivers: a framework for environmental assessment." *Freshwater biology* 46: 399-415.
- Oberdorff, T., B. Huguény, et al. (1998). "Non-interactive fish communities in the coastal streams of North-Western France." *J. of Animal Ecology*.
- Pella, H., E. Sauquet, et A. Chandèsris (2006) – Construction d'un réseau hydrographique simplifié à partir de la BD Carthage. *Ingénieries* (46) : 3-14.
- Pella, H., E. Sauquet, et A. Chandèsris (2006) – Construction d'un réseau hydrographique simplifié à partir de la BD Carthage. *Ingénieries* (46) : 3-14.
- Pella, H., Sauquet, E. & Chandèsris, A. (2006): Construction d'un réseau hydrographique simplifié à partir de la BD Carthage®. - *Ingénieries - E A T*: 3-14.
- Perrier, L. (1913): Dossiers piscicoles des cours d'eau alpins. Monographie hydrobiologique piscicole du bassin de la Romanche, avec carte. - Trav. Lab. Piscic. Univ. Grenoble 5: 1-47.
- Philippart, J.C. and Vranken, M. (1983). Atlas des poissons de Wallonie. *Cahiers d'Ethologie Appliquée* 3(1-2): 1-395.

- Piraud, V. (1909): Note sur la faune de l'Isère considérée au point de vue de la capacité biogénique de ce cours d'eau aux environs de Grenoble. - Trav. Lab. Piscic. Univ. Grenoble 1: 243-249.
- Piraud, V. (1910): Dossiers piscicoles des cours d'eau alpins - Monographie hydrobiologique piscicole des bassins de Roize et de Vence et des ruisseaux du Saint-Eynard. - Trav. Lab. Piscic. Univ. Grenoble 2: 365-391.
- Poirel, A., Merle, G., Salençon, M.J. & Travade, F. (2001) Gestion hydraulique et ressources piscicoles dans les retenues hydroélectriques. Gestion piscicole des grands plans d'eau (ed. by D. Gerdeaux), pp. 3-34. INRA, Thonon les Bains.
- Pont D, B. Hugueny, U. Beier, D. Goffaux, A. Melcher, R. Noble, C. Rogers, N. Roset and S. Schmutz (2006). Assessing river biotic condition at the continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages. *Journal of Applied Ecology*. 43: 70-80.
- Pont D. & C. Rogers (2003). Impacts potentiels du changement climatique sur la distribution des espèces piscicoles françaises. In : Pont et al. Conséquences potentielles du changement climatique sur les biocénoses aquatiques et riveraines français. Programme financé par le MEEP dans le cadre de l'appel d'offre du GICC (Gestion des impacts du changement climatique). Rapport final. pp. 123-148.
- Pont D. & C. Rogers (2004). Modélisation des distributions piscicoles à l'échelle du réseau français. Comparaison avec les Contextes. Etude pour le Conseil Supérieur de la Pêche. Rapport Final. 116 pp.
- Pont D. & C. Rogers (2004). Modélisation des distributions piscicoles à l'échelle du réseau français. Comparaison avec les Contextes. Etude pour le Conseil Supérieur de la Pêche. Rapport Final. 116 pp.
- Pont D. & C. Rogers (2004). Modélisation des distributions piscicoles à l'échelle du réseau français. Comparaison avec les Contextes. Etude réalisée pour le compte du Conseil Supérieur de la Pêche. Rapport Final. 116 pp.
- Pont D. & C. Rogers (2004). Modélisation des distributions piscicoles à l'échelle du réseau français. Comparaison avec les Contextes. Etude réalisée pour le compte du Conseil Supérieur de la Pêche. Rapport Final. 116 pp.
- Pont D., Hugueny B. & T. Oberdorff (2005). Modelling habitat requirement of European fishes: do species have similar responses to local and regional environmental constraints? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 62: 163-173.
- Pont, D. (Ed.) (2006): Conséquences du changement global sur la distribution et la démographie du Chabot (*Cottus gobio*) : une approche intégrative, 10 pp.
- Pont, D. et al (2003) Conséquences potentielles du changement climatique sur les biocénoses aquatiques et riveraines français. Programme financé par le MEEP dans le cadre de l'appel d'offre du GICC (Gestion des impacts du changement climatique). Rapport final. 382pp
- Pourriot, R. & Meybeck, M. (1995) *Limnologie générale*. Masson, Paris.
- Raymond, J.-C. (2000) Mieux connaître les lacs alpins. *Eaux libres*, 28, 19-22.
- Regier, H.A. & Robson, D.S. (1966). Selectivity of gillnets, especially to lake whitefish. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 23, 423-454.
- Ricklefs R, D Schluter (1993) *Species diversity in ecological communities. Historical and geographical perspectives*. Univ. Chicago Press.
- Rogers C. & T. Faure (2003). Modélisation de la relation entre températures de l'air et températures de l'eau. In : Pont et al. Conséquences potentielles du changement climatique sur les biocénoses aquatiques et riveraines français. Programme financé par le MEEP dans le cadre de l'appel d'offre du GICC (Gestion des impacts du changement climatique). Rapport final. pp. 54-66.

- Rogers, C. & D. Pont (2003) – Spatialisation de données thermiques à l'échelon national (p.30-71) In: (Pont D. ed.) Conséquences potentielles du changement climatique sur les biocénoses aquatiques et riveraines français. Programme financé par le MEEP dans le cadre de l'appel d'offre du GICC (Gestion des impacts du changement climatique). Rapport final. 382pp
- Rogers, C. (2003): Spatialisation des données thermiques à l'échelon national. - In: PONT, D. (Ed.), Conséquences potentielles du changement climatique sur les biocénoses aquatiques et riveraines françaises. MEDD - GICC, Paris, pp. 30-71.
- Rogers, C., & D. Pont (2003) – Spatialisation de données thermiques à l'échelon national (p.30-71) In: (Pont D. ed.) Conséquences potentielles du changement climatique sur les biocénoses aquatiques et riveraines français. Programme financée par le MEEP dans le cadre de l'appel d'offre du GICC (Gestion des impacts du changement climatique). Rapport final. 382pp
- Rogers, C., & D. Pont (2003) – Spatialisation de données thermiques à l'échelon national (p.30-71) In: (Pont D. ed.) Conséquences potentielles du changement climatique sur les biocénoses aquatiques et riveraines français. Programme financée par le MEEP dans le cadre de l'appel d'offre du GICC (Gestion des impacts du changement climatique). Rapport final. 382pp
- Sauquet, E. (2005) – Cartographie des écoulements annuels moyens en France, rapport Cemagref-MEDD, Lyon p. 40.
- Sauquet, E. (2005) – Cartographie des écoulements annuels moyens en France, rapport Cemagref-MEDD, Lyon p. 40.
- Sauquet, E. (2005): Cartographie des écoulements annuels moyens en France. Cemagref, UR Hydrologie-Hydraulique, Lyon, 41 p.
- Schlumberger, O. (2005) L'état piscicole des lacs naturels de basse altitude - Espèces caractéristiques et critère d'évaluation du peuplement. *Ingénieries*, 42, 3-12.
- Schlumberger, O., Argillier, C., Cadic, N., Saggiocco, M. & Proteau, J.-P. (2002) Etude du peuplement piscicole de la retenue de Charpal (Lozère) - rapport définitif. In, p. 69. Cemagref, Montpellier
- Schlumberger, O., Argillier, C., Saggiocco, M., Proteau, J.-P. & Girard, P. 2003. Effets de l'anthropisation sur le peuplement piscicole d'un réservoir dystrophe : Charpal (France) - étude de cas. In CILEF 2003, Montréal (Canada). Université de Montréal et Université du Québec (Canada). pp 110.
- Schlumberger, O., Cadic, N., Argillier, C. & Proteau, J.-P. (2001) Les peuplements piscicoles en lacs : assemblages types et niveaux d'eutrophisation. *Ingénieries E.A.T.*, 28, 23-35.
- Tonn, W.M., Magnuson, J.J., Rask, M. and Toivonen, J. 1990. Intercontinental comparison of small-lake fish assemblages: The balance between local and regional processes. *American Naturalist* 136(3): 345-375.
- Van Den Avyle, M.J., Boxrucker, J., Michaletz, P., Vondracek, B. & Ploskey, G.R. (1995). Comparison of catch rate, length distribution, and precision of six gears used to sample reservoir shad populations. *North American Journal of Fisheries Management* 15, 940-955.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, et al. (1980). The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137.
- Venables, W.N. and Ripley, B.D. 1999. *Modern statistics applied with S-Plus* (Third edition) Springer-Verlag, New York, USA.
- Vondracek, B. & Degan, D.J. (1995). Among- and within-transect variability in estimates of shad abundance made with hydroacoustics. *North American Journal of Fisheries Management* 15, 933-939.
- Walter, R.C. & Merritts, D.J. (2008): Natural streams and the legacy of water-powered mills. - *Science* 319: 299-304.

- Wasson G., Chandesris A., Pella H. & Blanc L. 2002. Définition des hydro-écorégions françaises métropolitaines. Approche régionale de la typologie des eaux courantes et éléments pour la définition des peuplements de référence d'invertébrés. Rapport au MEDD. 190 pp
- Zbinden, S., Pilotto, J.D. & Durouvenoz, V. (2004) Biologie, menaces et protection du Chabot (*Cottus gobio*) en Suisse. OFEFP, Berne (Suisse).