



Projet PrioFish

Hiérarchisation patrimoniale et fonctionnelle des communautés de poissons du réseau hydrographique du Pas-de-Calais



Compte-rendu final

Septembre 2014

Auteurs :

Anthony Maire (Doctorant, UMR 5245 EcoLab, CNRS / INP-ENSAT)
Laëtitia Buisson (Maître de Conférences, UMR 5245 EcoLab, UPS-Toulouse)
Benoît Rigault (Chargé de Mission, Fédération de pêche du Pas-de-Calais)
Julien Boucault (Directeur, Fédération de pêche du Pas-de-Calais)
Pascal Laffaille (Professeur des Universités, UMR 5245 EcoLab, INP-ENSAT)

Financeurs :

Agence de l'Eau Artois Picardie
Région Nord-Pas-de-Calais



Résumé grand public

Depuis plusieurs décennies, il est établi que la biodiversité à l'échelle mondiale est de plus en plus menacée par les activités humaines et qu'elle s'appauvrit à un rythme sans précédent. Ce constat s'applique aussi à l'échelle de nos régions et affecte tout particulièrement les poissons de nos rivières. Dans le cadre du projet « PrioFish » (appel à projets de la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité ; financé par la Région Nord-Pas de Calais et l'Agence de l'Eau Artois-Picardie), nous avons développé une méthode qui permet de cibler les tronçons de rivière qui, s'ils sont protégés ou restaurés, maximiseront les bénéfices écologiques pour la biodiversité de nos rivières tout en minimisant les coûts. Cette méthode s'appuie sur l'évaluation de différents aspects de la biodiversité aquatique. Par exemple, les tronçons identifiés comme prioritaires à protéger présentent idéalement de nombreuses espèces rares et menacées, ainsi que des espèces assurant des fonctions variées au sein de l'écosystème, mais également des espèces d'intérêt pour les pêcheurs. Au contraire, si un tronçon accueille par exemple plusieurs espèces envahissantes ou dépourvues de statut de conservation, ce dernier ne présentera que peu d'intérêt de conservation. Grâce à la mise en place de plusieurs campagnes d'inventaires sur l'ensemble du département du Pas-de-Calais et à l'utilisation de différentes approches de modélisation statistique, nous avons pu estimer les communautés de poissons actuellement présentes dans chaque tronçon de rivière, mais aussi les communautés de poissons qui étaient théoriquement présentes dans ces tronçons avant qu'elles ne subissent des altérations provoquées par les activités humaines. En utilisant ces deux types d'information, nous avons pu fournir aux gestionnaires un outil leur permettant d'identifier les tronçons de rivière évalués comme prioritaires pour la mise en place de mesures de gestion, comme leur protection ou leur restauration écologique.



Logo du projet PrioFish.



Un tronçon de rivière du Pas-de-Calais à conserver.

Résumé long

Depuis plusieurs décennies, il est établi que la biodiversité à l'échelle mondiale est de plus en plus menacée par les activités humaines et qu'elle s'appauvrit à un rythme sans précédent. Ce constat s'applique aussi à l'échelle de nos régions et affecte tout particulièrement les poissons de nos rivières. Dans le cadre du projet PrioFish (appel à projets de la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité ; financé par la Région Nord-Pas de Calais et l'Agence de l'Eau Artois-Picardie), nous avons développé une méthode qui permet de cibler les tronçons de rivière qui, s'ils sont protégés pour certains ou restaurés pour d'autres, maximiseront les bénéfices écologiques pour la biodiversité de nos rivières tout en minimisant les coûts d'implantation de ces mesures. Cette méthode s'appuie sur l'évaluation de différents aspects de la biodiversité aquatique. Par exemple, les tronçons identifiés comme prioritaires à protéger présentent idéalement de nombreuses espèces rares et menacées, ainsi que des espèces assurant des fonctions variées au sein de l'écosystème (comme la diversité des régimes alimentaires), mais également des espèces d'intérêt halieutique. Au contraire, si un tronçon accueille plusieurs espèces envahissantes ou seulement des espèces dépourvues de statut de conservation, sans intérêt pour la pêche ou redondantes dans les fonctions qu'elles réalisent pour le fonctionnement de l'écosystème, ce dernier ne présentera que peu d'intérêt de conservation. Grâce à la mise en place de plusieurs campagnes d'inventaires sur l'ensemble du département du Pas-de-Calais et à l'utilisation de différentes approches de modélisation statistique, nous avons pu estimer les communautés de poissons actuellement présentes dans chaque tronçon de rivière, mais aussi les communautés de poissons qui étaient théoriquement présentes dans ces tronçons avant qu'elles ne subissent des altérations provoquées par les activités humaines. En utilisant ces deux types d'information, nous avons pu fournir aux gestionnaires un outil leur permettant d'identifier les tronçons de rivière évalués comme prioritaires pour la mise en place de mesures de gestion, comme leur protection, lorsqu'un fort intérêt de conservation est identifié, ou leur restauration écologique, lorsque la communauté de poissons théoriquement présente avant perturbations dispose d'un plus grand intérêt écologique que la communauté actuellement présente. Grâce à cet outil d'aide à la décision, il est désormais possible d'établir un plan d'actions qui permette à la fois d'améliorer la qualité écologique de nos rivières et de tenir compte des enjeux sociaux et économiques locaux.

Rappel des objectifs

Le principal objectif scientifique est de comprendre les principes qui permettent le maintien local d'une forte biodiversité taxonomique, patrimoniale, fonctionnelle et halieutique de poissons d'eau douce, dans le but d'apporter des solutions innovantes pour les gestionnaires du département du Pas-de-Calais dans un contexte de forte fragmentation des cours d'eau et de changements globaux. Pour cela, nous avons testé différents indices biologiques et de conservation afin de ne sélectionner que les plus appropriés et complémentaires (Gallardo et al., 2011 ; Lyashevskaya & Farnsworth, 2012). Nous avons développé ensuite un indice synthétique intégrant ces différentes facettes de la diversité biologique. La prise en compte de ces indices sera, pour les acteurs de la gestion de l'environnement, un outil pour identifier des sites prioritaires soit pour la restauration – c'est-à-dire la remise en bon état écologique de sites dégradés – soit pour la conservation – c'est-à-dire le maintien dans un bon état de sites préservés (Bergerot et al., 2008 ; Chantepie et al., 2011).

Il conviendra aussi, dans le but de proposer des outils d'aide à la gestion des espaces naturels et des espèces associées, de savoir si les patrons d'assemblages de poissons ainsi que la hiérarchisation établie peuvent être discriminés en utilisant un jeu limité de variables environnementales (Zarkami et al., 2012). La définition des zones à forte valeur taxonomique, patrimoniale, fonctionnelle et halieutique à partir de la totalité de la diversité biologique étant impossible à réaliser, l'identification et la construction d'indicateurs pour sélectionner de telles zones est par conséquent une composante fondamentale de la recherche en biologie de la conservation (Filipe et al., 2004 ; Bergerot et al., 2008). D'autre part, la mise en place de tels indicateurs synthétiques est indispensable dans une perspective d'évaluation des mesures de gestion ainsi que de l'adéquation entre les résultats potentiels et obtenus (Roberts et al., 2003 ; Roset et al., 2007).

La méthode développée au cours de cette étude s'appuie sur une approche multi-facettes originale de la diversité : un site à forte valeur de conservation possèdera de nombreuses espèces de poissons ayant un fort statut de conservation, rares, natives, d'intérêt halieutique et de nombreuses guildes écologiques (Maire et al., 2013). Les zones prioritaires de restauration possèdent les caractéristiques inverses, mais présentent un fort potentiel d'accueil de telles espèces dans le cas où la qualité de l'écosystème serait améliorée. La méthode de sélection des zones prioritaires que nous avons développée se décompose en plusieurs étapes :

- Etape 1. Nous avons rassemblé les données disponibles sur les communautés de poissons d'eau douce de l'ensemble du territoire français et du Pas-de-Calais.
- Etape 2. Nous avons sélectionné, et développé, des indices permettant d'évaluer les valeurs taxonomique, patrimoniale, fonctionnelle et halieutique de ces différentes communautés de poissons à l'échelle Française.
- Etape 3. Nous avons évalué les valeurs taxonomique, patrimoniale, fonctionnelle et halieutique des communautés de poisson des rivières du Pas-de-Calais.

- Etape 4. Nous avons testé la pertinence des principales variables environnementales, à prédire la composition de ces communautés de poissons et leurs différentes valeurs taxonomique, patrimoniale, fonctionnelle et halieutique afin d'identifier celles sur lesquelles les gestionnaires pourront agir.
- Etape 5. Nous avons prédit l'avenir potentiel des communautés de poissons à l'échelle Française et du Pas-de-Calais et finalement des valeurs taxonomique, patrimoniale, fonctionnelle et halieutique sous différents scénarios de changements globaux intégrant notamment les modifications climatiques annoncées ainsi que les modifications d'utilisation des sols et d'urbanisation, ceci afin d'évaluer la durabilité des mesures de gestion proposées.
- Etape 6. Nous avons au final hiérarchisé les mesures de gestion afin de conserver les tronçons de rivières et les communautés les plus intéressants du point de vue de leur diversité taxonomique, patrimoniale, fonctionnelle et halieutique mais aussi les mesures de gestion les plus pertinentes afin de restaurer cette biodiversité pour le Pas-de Calais.
- Etape 7. Nous avons conçu un outil d'aide à la décision qui se présente sous la forme de documents SIG qui permettent, à l'aide d'un logiciel comme ArcGIS, d'obtenir les cartes de priorité associées à différentes mesures de gestion. Cet outil permet aussi de rassembler un certain nombre d'informations sur les perturbations observées localement et sur les assemblages attendus après restauration.

Déroulement du projet

2011

Septembre 2011, lancement officiel du projet PrioFish.

Octobre 2011, recrutement d'un doctorant (Anthony Maire) sur le projet.

Décembre 2011, obtention des bases de données de l'ONEMA sur les communautés de poissons à l'échelle française et du Pas-de-Calais.

2012

Janvier 2012, première réunion avec le comité de pilotage du projet PrioFish à Béthune (62).

Janvier 2012, rédaction du rapport de tranche 1 pour l'Agence de l'Eau Artois-Picardie.

Mars 2012, fin de l'étape 1.

Mai 2012, fin de l'étape 2.

Juin 2012, échantillonnage des poissons dans 30 sites du Pas-de-Calais où aucune donnée n'existait.

Juillet 2012, rédaction du rapport de tranche 1 pour la Région Nord Pas-de-Calais.

Novembre 2012, présentation des premiers résultats du projet au séminaire « Biodiversité aquatique » organisé par l'ONEMA (Paris).

2013

Janvier 2013, rédaction du rapport de tranche 2 pour l'Agence de l'Eau Artois-Picardie.

Février 2013, seconde réunion avec le comité de pilotage à Béthune (62).

Mars 2013, fin de l'étape 3.

Juin 2013, échantillonnage des poissons dans 30 autres sites du Pas-de-Calais où aucune donnée n'existait.

Juin 2013, fin de l'étape 4.

Juillet 2013, présentation des résultats à la conférence SEFS à Münster, Allemagne.

Novembre 2013, présentation à la conférence ISEM à Toulouse (31).

Janvier 2013, rédaction du rapport de tranche 3 pour l'Agence de l'Eau Artois-Picardie.

2014

Février 2014, troisième réunion avec le comité de pilotage à Béthune (62).

Avril 2014, fin de l'étape 5.

Juin 2014, fin de l'étape 6.

Juillet 2014, fin de l'étape 7.

Septembre 2014, dépôt de la thèse d'Anthony Maire à l'école doctorale SDU2E.

Septembre 2014, rédaction des rapports finaux pour l'Agence de l'Eau Artois-Picardie et pour la région Nord Pas-de-Calais.

A venir

3 et 4 novembre 2014, restitution du projet à la Région Nord-Pas-de-Calais lors du colloque « Au croisement de la recherche et des territoires : 28 projets au service de la biodiversité » à Lille (59).

20 novembre 2014, soutenance de la thèse d'Anthony Maire à Toulouse (31).

4 décembre 2014, restitution du projet aux gestionnaires du département du Pas-de-Calais et à l'Agence de l'Eau Artois-Picardie à Arques (62).

Fin 2014, diffusion de la version finale du manuscrit de thèse d'Anthony Maire aux différents partenaires du projet.

Principaux résultats

Cette partie est extraite de la thèse d'Anthony Maire (Comment sélectionner les zones prioritaires pour la conservation et la restauration des communautés de poissons de rivière ? Applications aux échelles de la France et du Pas-de-Calais.) qui sera soutenue le 20 novembre 2014 à l'ENSAT (Toulouse).

1. Modélisation de la distribution spatiale des espèces de poissons

1.1. Principes

L'identification des zones prioritaires pour la conservation et pour la restauration requiert de connaître les attributs biologiques (i.e. les assemblages d'espèces de poissons dans notre cas) présents dans chaque zone, sur l'ensemble de la région étudiée (Brooks et al., 2004). Dans l'idéal, il est préférable que l'évaluation de ces attributs biologiques soit directe (i.e. en utilisant des données provenant d'échantillonnages effectués sur le terrain, comme fait par exemple par Eken et al., 2004) afin de réduire les biais méthodologiques et les incertitudes dans les données (Larsen & Rahbek, 2003). L'échantillonnage complet et exhaustif d'une région s'avère toutefois impossible dans la grande majorité des cas, car il représente des coûts humain et financier trop importants (Rondinini et al., 2006). La plupart des études en planification de la conservation s'appuie par conséquent sur une évaluation indirecte des assemblages locaux d'espèces, et l'approche la plus souvent adoptée repose sur la modélisation statistique de la niche écologique des espèces étudiées (Elith & Leathwick, 2009 ; Guisan et al., 2013 ; Meller et al., 2014). Dans cette étude, nous avons utilisé les modèles de niche écologique, ou modèles de distribution d'espèces (Species Distribution Models, SDM ; Guisan & Zimmermann, 2000) pour relier statistiquement la présence ou l'absence des différentes espèces avec les caractéristiques environnementales locales des zones étudiées (Figure 1).

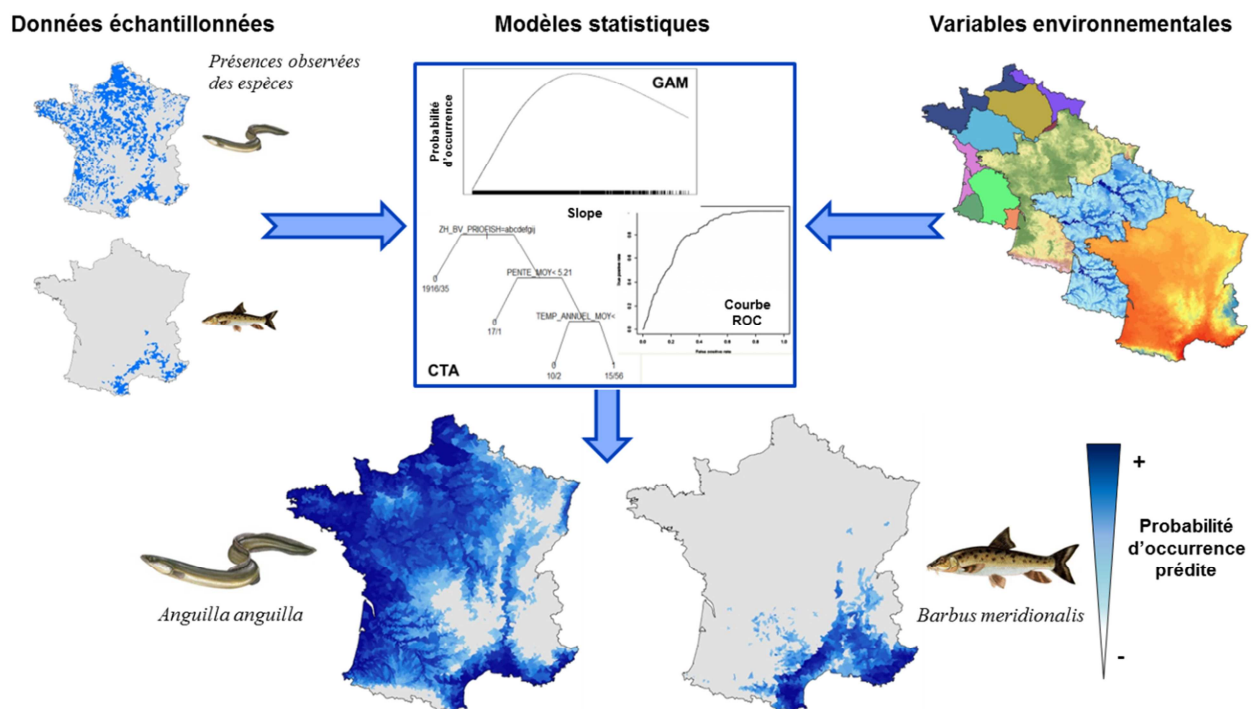


Figure 1. Représentation schématique de la procédure de modélisation suivie, en prenant l'exemple de deux espèces, l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*) et le barbeau méridional (*Barbus meridionalis*), à l'échelle de la France métropolitaine.

1.2. Résultats à l'échelle française

A l'échelle française, l'unité de planification retenue est la zone hydrographique (ZH). Chaque ZH correspond à un sous-bassin versant possédant des caractéristiques environnementales homogènes. La ZH a été choisie comme unité de planification car plusieurs études ont montré que le sous-bassin versant (ou bassin versant entier pour les études à très large échelle) était l'unité la plus appropriée d'un point de vue écologique pour identifier les écosystèmes aquatiques continentaux à protéger en priorité (Linke et al., 2008 ; Leathwick et al., 2010 ; Hermoso & Kennard, 2012). Le découpage du réseau hydrographique français (Corse exclue) en 6097 ZH (dont la superficie moyenne est de 89 km²) a été extrait de la BD CARTHAGE® de l'IGN.

Les données de l'ichtyofaune que nous avons utilisées ont été extraites de la Banque de Données Milieux Aquatiques et Poissons (BDMAP) fournie par l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA). La BDMAP rassemble les données de plus de 20000 opérations de pêche électrique, réparties sur près de 7500 stations (Figure 2), effectuées entre 1994 et 2011 (voir Poulet et al., 2011 pour de plus amples informations sur cette base de données), période sur laquelle un protocole unifié a été utilisé par les agents de l'ONEMA. Soixante-quatorze espèces différentes ont été considérées au final dans les analyses.

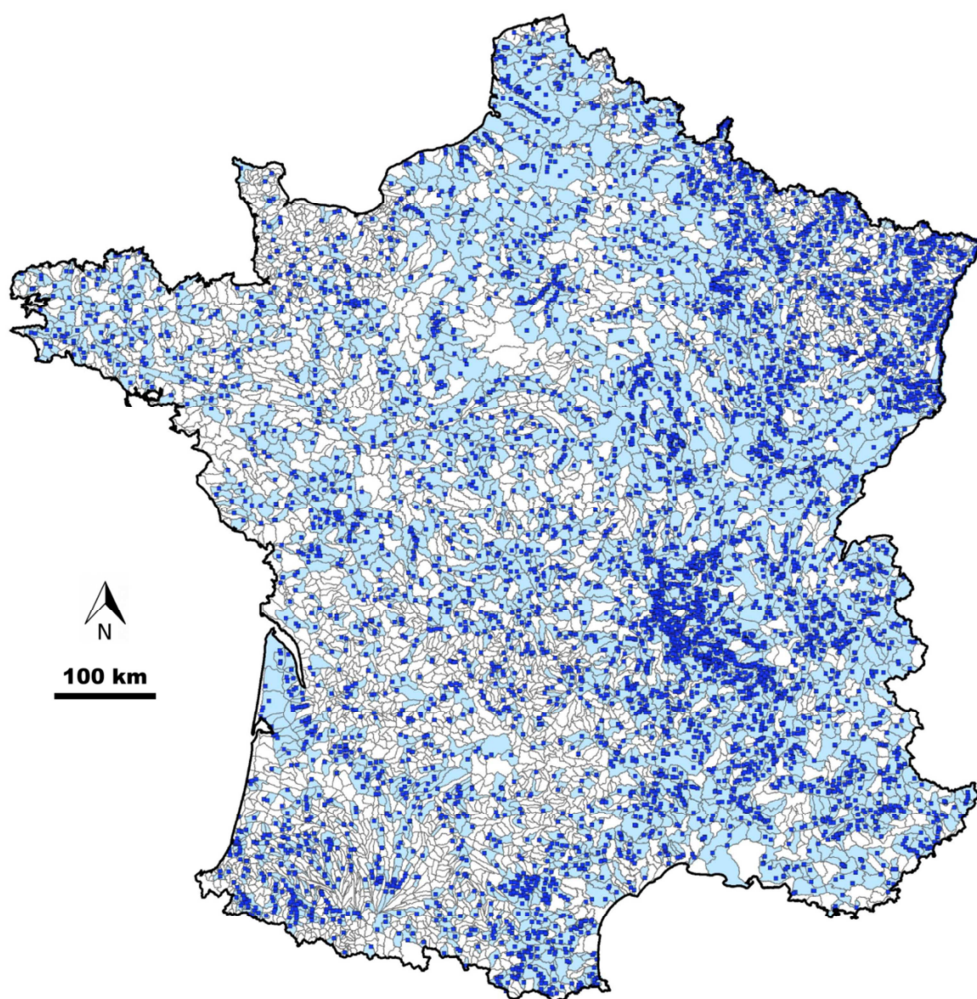


Figure 2. Localisation des stations de pêche (points bleus) utilisées dans les analyses conduites à l'échelle française. Les zones hydrographiques (ZH, délimitées par des traits gris) échantillonnées (i.e. présentant au moins une station de pêche) sont représentées en bleu clair.

La distribution spatiale des espèces a été modélisée en utilisant les six modèles de distribution d'espèces, sur la base des conditions environnementales locales décrites grâce aux onze variables listées dans l'Encadré 1.

Encadré 1. Variables environnementales utilisées pour modéliser la distribution spatiale des espèces de poissons à l'échelle française et leur source.	
<u>Hydrographie</u>	Source
1) Région hydrographique	Oberdorff <i>et al.</i> (2001)
2) Superficie drainée en amont	BD CARTHAGE®
3) Localisation dans le gradient amont-aval	BD CARTHAGE®
4) Pente	BD ALTI®
<u>Climat</u>	Source
5) Température – moyenne annuelle	WorldClim
6) Température – écart entre le mois le plus chaud et le mois le plus froid	WorldClim
7) Précipitations – moyenne annuelle en amont	WorldClim
8) Précipitations – écart entre le mois le plus humide et le mois le plus sec en amont	WorldClim
<u>Pressions anthropiques</u>	Source
9) Densité de population humaine	GEOFLA®
10) Proxy de la qualité de l'eau basé sur les occupations du sol en amont	CORINE Land Cover
11) Densité d'ouvrages hydrauliques	ROE

Les performances prédictives des modèles se sont avérées très satisfaisantes pour l'ensemble des espèces, avec des valeurs d'AUC supérieures à 0.75.

1.3. A l'échelle du Pas-de-Calais

Nous avons utilisé un découpage du réseau hydrographique du département extrait de la base de données SYRAH-CE (Chandesris *et al.*, 2007) et constitué de 607 tronçons de rivières (i.e. TR, l'unité de planification considérée à cette échelle) de longueur variable (entre 0.9 et 6.8 km, avec une moyenne de 2.3 km).

Concernant l'ichtyofaune, nous avons construit une base de données regroupant les stations de pêche électrique (i.e. tronçons échantillonnés) locales de la BD MAP (sur la période 1994-2011) et des tronçons supplémentaires échantillonnés par la Fédération du Pas de Calais pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique (FDAAPPMA62), avec la participation de l'UMR EcoLab pour les stations prospectées le plus récemment. L'échantillonnage de ces tronçons supplémentaires a été réalisé au cours de deux campagnes de pêche en juin 2012 et en juin 2013. Cet échantillonnage a permis d'obtenir des informations sur les assemblages de poissons qui soient spatialement homogènes à l'échelle du département. Au final, les données provenant de 182 stations de pêche différentes ont été utilisées (Figure 3) et ont permis de décrire les assemblages de poissons observés dans 139 des 607 TR constituant le réseau hydrographique étudié. 35 espèces différentes ont été identifiées à l'échelle du département.

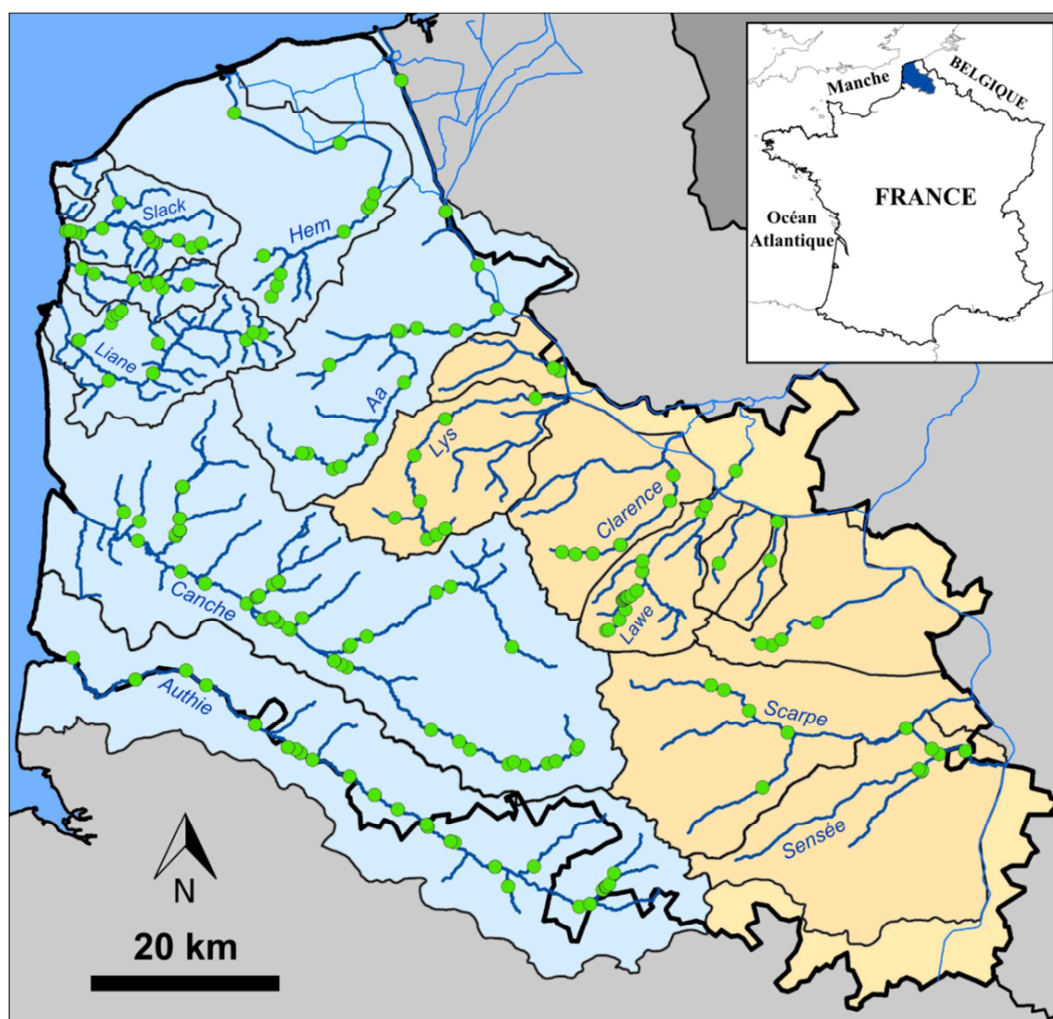


Figure 3. Le réseau hydrographique (lignes bleues) du département du Pas-de-Calais (délimité par une ligne noire épaisse). Les bassins versants (délimités par une ligne noire fine) qui le composent sont représentés en bleu lorsqu'il s'agit de bassins versants côtiers (parties ouest et nord du département) et en orange lorsque que ce sont des affluents de l'Escaut (partie est du département). La position des 182 stations de pêche électrique est indiquée (cercles verts), ainsi que le nom des principales rivières.

Pour caractériser les conditions environnementales rencontrées localement au niveau de chacun de ces tronçons, nous avons considéré quatre variables différentes (Encadré 2). Les variables retenues sont celles qui sont apparues comme ayant le plus d'influence sur la distribution spatiale des espèces de poissons à cette échelle relativement locale (Jackson et al., 2001 ; Hoeinghaus et al., 2007 ; Johnson et al., 2007 ; Marzin et al., 2013), et qui présentaient aussi une gamme de variabilité suffisamment importante. Par exemple, les variables climatiques, dont nous avons vu précédemment que leur influence était considérable à l'échelle française, ne sont que peu discriminantes à l'échelle du Pas-de-Calais, leur variabilité y étant très faible.

Deux des variables retenues (i.e. la superficie drainée en amont et la localisation dans le gradient amont-aval) permettent de décrire les caractéristiques hydrographiques des tronçons. Les deux autres variables permettent d'évaluer localement les deux types de perturbations d'origine anthropique étudiées.

Encadré 2. Variables environnementales utilisées pour modéliser la distribution spatiale des espèces de poissons à l'échelle du Pas-de-Calais.

<u>Hydrographie</u>	<u>Source</u>
1) Superficie drainée en amont	RHT
2) Localisation dans le gradient amont-aval	SYRAH-CE
<u>Altérations des conditions naturelles</u>	<u>Source</u>
3) Linéaire impacté par des ouvrages hydrauliques	FDAAPPMA62
4) Indice d'altération géomorphologique	SYRAH-CE

Afin de classer les 607 TR du département selon leur priorité de restauration, il a été nécessaire d'évaluer leur potentiel de restauration respectif. Le potentiel de restauration d'un écosystème peut être défini comme la différence entre l'état écologique de cet écosystème (qui peut être caractérisé de nombreuses manières, par exemple via la diversité des espèces qu'il accueille) dans les conditions actuelles et dans les conditions non perturbées (i.e. dans des conditions dites « de référence » ; Reynoldson et al., 1997). Ces dernières représentent aussi les conditions attendues après restauration de l'écosystème (Pärtel et al., 2011 ; Funk et al., 2013). Cependant, l'état qui sera potentiellement atteint par l'écosystème après restauration ne peut être quantifié empiriquement, et il est donc nécessaire de mettre au point des méthodes qui permettent de l'estimer (Hermoso et al., 2011). Les approches d'hindcasting (Kilgour & Stanfield, 2006 ; Launois et al., 2011) consistent à modéliser l'état de l'écosystème attendu après restauration en réduisant artificiellement les variables liées aux perturbations dans les modèles (Baker et al., 2005 ; Downs et al., 2011 ; Soranno et al., 2011). L'utilisation de ce type d'approche s'avère particulièrement appropriée lorsque la caractérisation a priori des conditions de référence est problématique, notamment lorsque la totalité de la zone d'étude se révèle fortement perturbée (Friberg et al., 2011 ; Launois et al., 2011 ; Grown et al., 2013), ce qui correspond précisément aux conditions rencontrées dans le Pas-de-Calais.

Comme pour l'échelle précédente, les performances prédictives des modèles se sont avérées très satisfaisantes.

2. Développement d'une approche multi-facettes de la diversité

Il existe une multitude de critères quantitatifs permettant d'évaluer la diversité d'assemblages d'espèces (Regan et al., 2007 ; Gilman et al., 2011 ; Pavoine & Bonsall, 2011). Certains d'entre eux sont traditionnellement utilisés en planification de la conservation, tels que la richesse spécifique de l'assemblage (e.g. Orme et al., 2005) ou la rareté (e.g. Solymos & Feher, 2005) et l'endémisme (e.g. Myers et al., 2000) des espèces présentes. En revanche, l'utilisation d'autres critères résulte d'approches plus récentes ayant, par exemple, intégré des aspects fonctionnels ou phylogénétiques dans des méthodes de planification (e.g. Devictor et al., 2010 ; Strecker et al., 2011 ; Clavel et al., 2013). Considérer simultanément différents aspects de la diversité est en effet essentiel, notamment car l'érosion globale de la biodiversité ne semble pas pouvoir être correctement appréhendée sur la seule base de la taxonomie des espèces (Fleishman et al., 2006 ; Mouchet et al., 2010 ; Naeem et al., 2012).

Dans cette étude, pour évaluer l'intérêt de conservation des assemblages de poissons, neuf indices, ont été retenus (Figure 4). Chaque indice est calculé au niveau de l'assemblage

d'espèces et appartient à l'une des quatre facettes de la diversité suivantes : la diversité taxonomique, la diversité fonctionnelle, l'intérêt patrimonial et l'intérêt socio-économique.

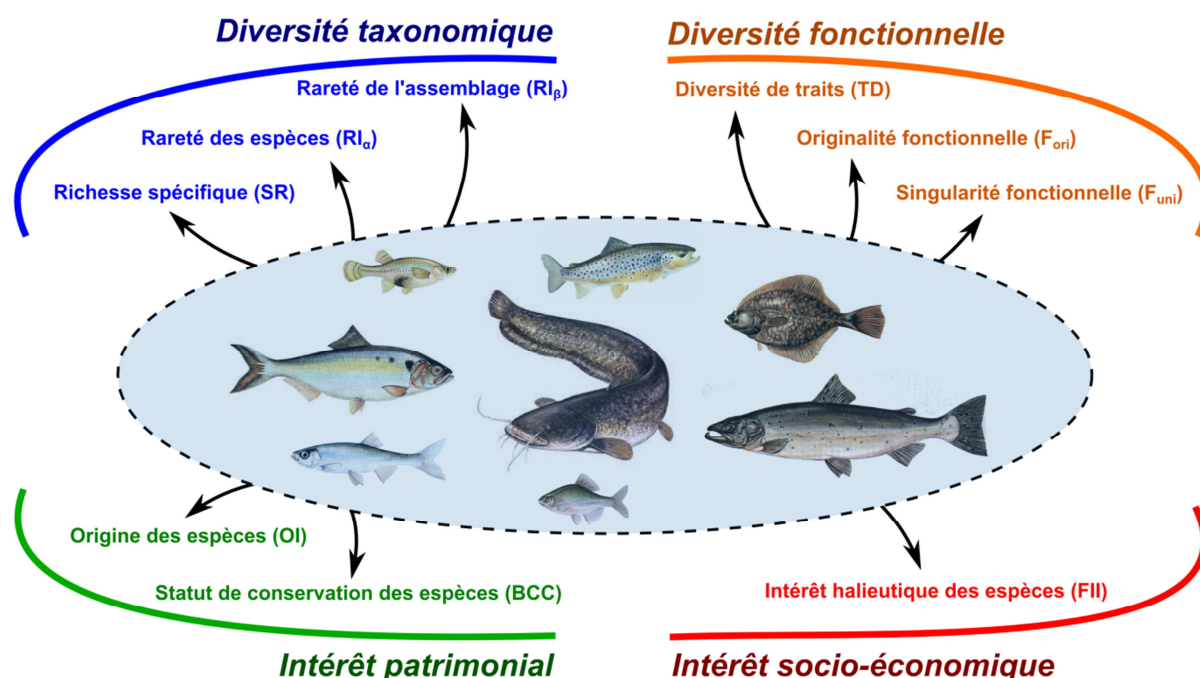


Figure 4. Synthèse des facettes de la diversité des assemblages de poissons et des différents indices utilisés dans leur évaluation.

Concernant l'agrégation d'indices en une unique valeur synthétique (i.e. création d'indices composites), il existe également de nombreuses possibilités (Dobbie & Dail, 2013 ; Langhans et al., 2014). Au sein de chaque facette, nous avons décidé d'utiliser une méthode d'agrégation additive et d'accorder le même poids aux différents indices. Ainsi, la valeur synthétique de diversité taxonomique est égale à la somme des trois indices standardisés SR , Ri_{α} et Ri_{β} , et ainsi de suite pour les trois autres facettes, permettant d'obtenir une unique valeur pour chaque facette et pour chaque ZH (Figure 5).

Nous pouvons constater sur ces cartes que les axes majeurs du réseau hydrographique français (i.e. les grands fleuves et leurs principaux affluents) présentent une diversité taxonomique élevée mais un faible intérêt patrimonial. Nous pouvons aussi observer que les petits bassins versants côtiers (e.g. en Bretagne) sont caractérisés par de fortes valeurs de diversité fonctionnelle et d'intérêt patrimonial tandis que leur diversité taxonomique s'avère relativement faible. Les ZH situées au sein des grandes chaînes de montagne (e.g. les Alpes, les Pyrénées) présentent un fort intérêt halieutique mais une faible diversité fonctionnelle. Enfin, ce sont les fleuves côtiers de la Manche (e.g. la Canche) qui ont des valeurs assez élevées dans les quatre facettes de diversité.

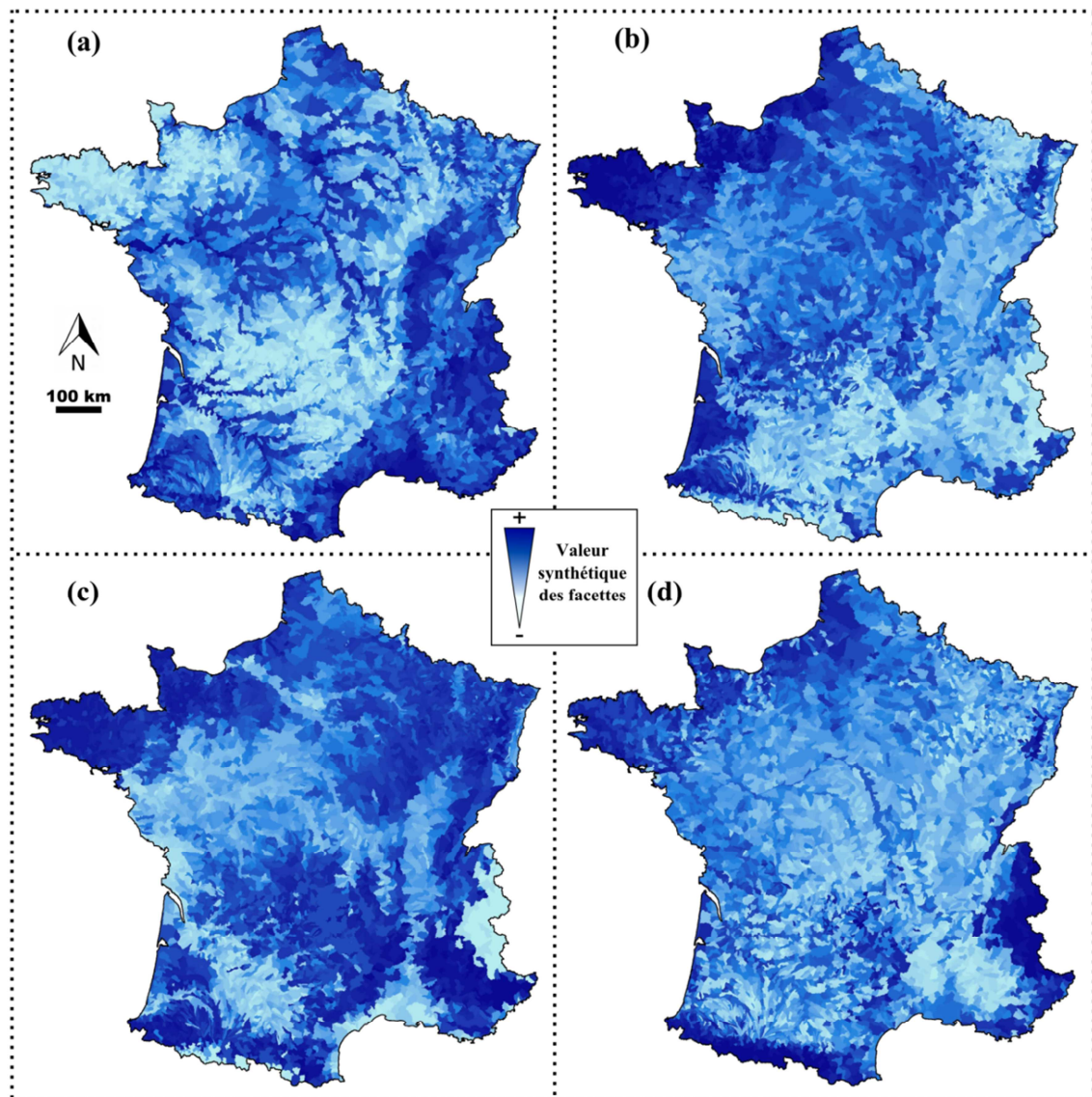


Figure 5. Valeurs synthétiques obtenues après agrégation des indices par facette pour les 6097 ZH françaises. Les valeurs des facettes (a) taxonomique, (b) fonctionnelle, (c) patrimoniale et (d) socio-économique sont représentées au moyen d'un gradient allant du bleu clair (faibles valeurs) au bleu foncé (fortes valeurs).

Afin de s'assurer que les indices et facettes retenus évaluent des aspects différents de la diversité des assemblages de poissons, nous avons mesuré la redondance (i) entre les indices au sein de chaque facette et (ii) entre les quatre facettes de la diversité. Pour cela, nous avons tout d'abord calculé le coefficient de corrélation de Spearman entre toutes les paires d'indices. Ces derniers se sont tous avérés inférieurs en valeur absolue à 0.7, suggérant que la redondance entre les indices est relativement faible. De la même manière, la redondance entre les facettes de la diversité a été évaluée en calculant le coefficient de corrélation de Spearman entre toutes les paires de facettes. La plus forte corrélation a été trouvée entre la diversité taxonomique et l'intérêt patrimonial des assemblages ($\rho = -0.38$), mettant ainsi en évidence la faible redondance entre les facettes. Ce résultat a été confirmé lors de l'application de cette approche multi-facettes de la diversité aux assemblages de poissons de 40 annexes hydrauliques de la Garonne et à l'échelle du Pas-de-Calais. Les faibles corrélations entre facettes suggèrent que la méthode développée ici permet d'obtenir une appréciation globale et complémentaire de la diversité des assemblages considérés (Gallardo et al., 2011 ; Lyashevskaya & Farnsworth, 2012).

3. Comparaison de méthodes de priorisation multi-objectifs et application à la planification de la conservation

Cependant, la non-redondance des facettes implique qu'elles sont susceptibles de fournir des informations contradictoires, qui peuvent engendrer des conflits lors du choix des zones à protéger par les décideurs (Rothley, 1999 ; Wood & Dragicevic, 2007 ; Bergerot et al., 2008). En effet, une zone peut, par exemple, accueillir un assemblage composé d'un faible nombre d'espèces mais qui présentent toutes un fort intérêt patrimonial et halieutique. Une autre zone peut au contraire présenter un assemblage riche en espèces mais composé de nombreuses espèces exotiques fonctionnellement redondantes. Le choix des zones à protéger en priorité peut par conséquent se révéler très rapidement problématique pour les gestionnaires de l'environnement. Afin de proposer des solutions adaptées à ce type de situation couramment rencontré, il est nécessaire de classer de manière relative l'ensemble des zones considérées selon leur priorité de conservation, en ciblant les zones présentant les meilleurs compromis entre facettes, aussi appelées "objectifs de conservation" par la suite (Kramer et al., 2013). Pour atteindre cet objectif, nous avons sélectionné et comparé trois méthodes dites « d'optimisation multi-objectifs » (Collette & Siarry, 2002) que nous avons adaptées aux spécificités de la planification de la conservation (appelées « méthodes de priorisation multi-objectifs » par la suite).

3.1. Présentation des méthodes de priorisation multi-objectifs étudiées

Ces méthodes s'appuient sur des principes théoriquement très différents, mais elles permettent toutes d'obtenir une unique valeur synthétique pour chaque unité de planification à partir des différents objectifs de conservation. Premièrement, nous avons sélectionné une méthode de notation multi-critères traditionnellement utilisée en planification de la conservation (e.g. Dony & Denholm, 1985 ; Roberts et al., 2003 ; Wood & Dragicevic, 2007 ; Bergerot et al., 2008 ; Chantepie et al., 2011 ; Zhang et al., 2013), qui consiste à calculer une combinaison linéaire pondérée des différents objectifs.

Deuxièmement, les objectifs de conservation ont été utilisés comme données d'entrée (i.e. input data) dans Zonation v3.0 (Moilanen et al., 2009a), qui est un logiciel de planification de la conservation librement utilisable. L'utilisation de ce type de logiciel pour synthétiser différents objectifs de conservation est notamment conseillée par McDonnell et al. (2002) et Regan et al. (2007), car elle permet de tenir compte de la complémentarité des zones sélectionnées, tout en conservant les caractéristiques initiales des objectifs de conservation (i.e. l'approche multi-facettes de la diversité dans notre cas).

Troisièmement, nous avons considéré une dernière méthode basée sur le principe d'optimalité de Pareto, qui provient d'études socio-économiques réalisées au début du 20ème siècle (Pareto, 1906). Lorsqu'une solution à un problème multi-objectifs est identifiée comme optimale au sens de Pareto, cela implique qu'il n'existe pas d'autres solutions présentant des valeurs plus élevées pour tous les objectifs simultanément (la solution est alors dite « dominante ») (Reynolds & Ford, 1999 ; Zitzler & Thiele, 1999). Différentes études ont identifié l'optimalité de Pareto comme le principe le plus approprié pour résoudre les problèmes d'optimisation multi-objectifs, spécifiant que les solutions optimales obtenues devaient être considérées en priorité (Ascough et al., 2008 ; Moilanen et al., 2009b ; Irisarri

et al., 2011). Nous avons adapté et appliqué ce principe à la planification de la conservation en considérant chaque zone comme une solution et en comparant l'ensemble des zones selon le principe d'optimalité de Pareto.

Les priorités de conservation obtenues en appliquant les trois méthodes de priorisation multi-objectifs aux quatre facettes de la diversité calculées à l'échelle française sont représentées dans la Figure 6.

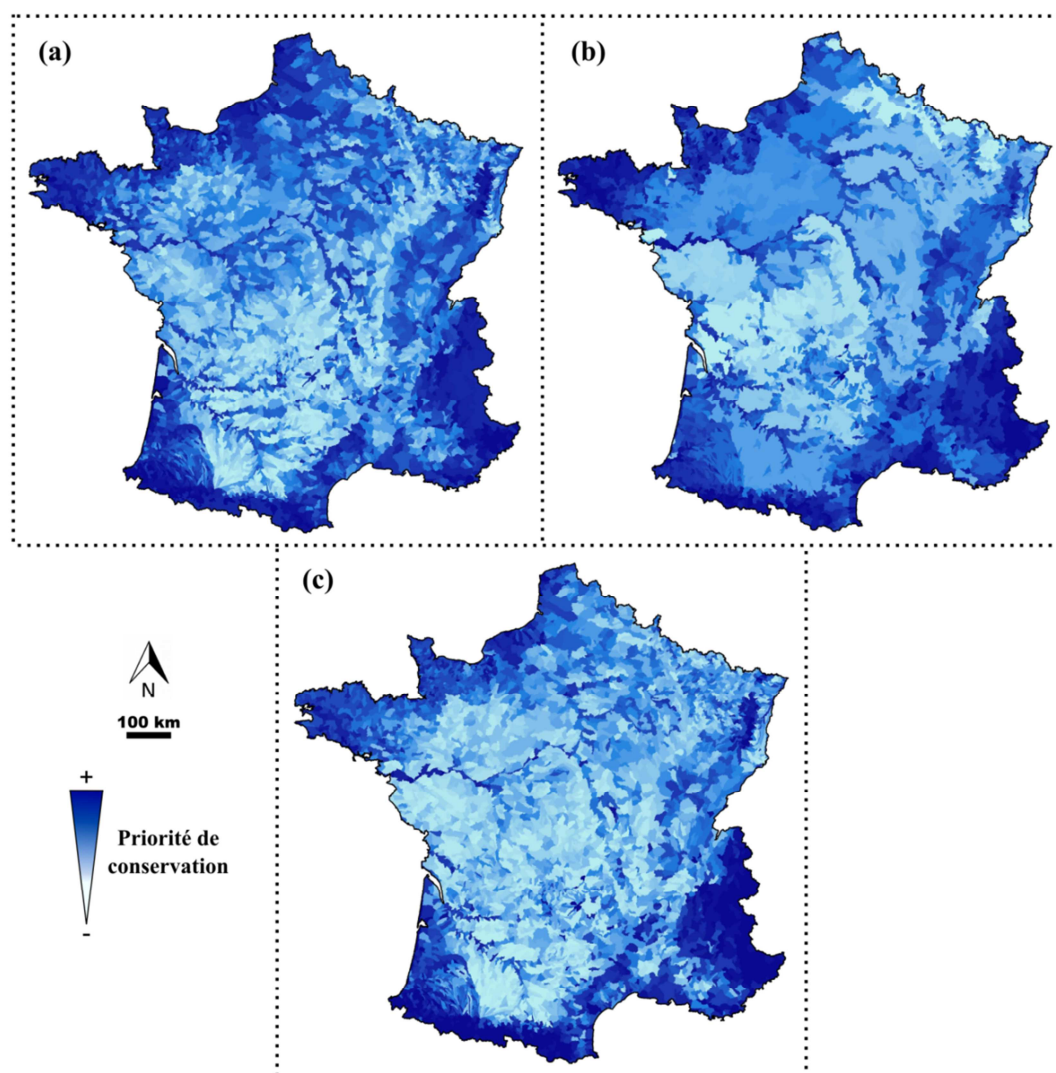


Figure 6. Priorités de conservation pour les assemblages de poissons de rivière en France, d'après trois méthodes : (a) notation multi-critères, (b) logiciel Zonation, et (c) principe d'optimalité de Pareto. Ces priorités de conservation sont représentées au moyen d'un gradient allant du bleu clair (priorités faibles) au bleu foncé (priorités élevées).

Nous pouvons remarquer que les zones identifiées comme les plus prioritaires pour la conservation sont très similaires quelle que soit la méthode de priorisation considérée. En effet, les chaînes de montagnes (i.e. les Alpes, les Pyrénées et les Vosges), les petits bassins côtiers (i.e. une partie des côtières atlantiques et méditerranéens, ainsi que ceux de la Manche et de la Bretagne) et la partie aval des grands fleuves (i.e. la Loire, la Seine, la Garonne et le Rhône) présentent systématiquement de fortes priorités de conservation.

3.2. Comparaisons empirique et théorique des méthodes de priorisation multi-objectifs

Pour comparer quantitativement les trois méthodes de priorisation multi-objectifs, nous avons, dans un premier temps, calculé la congruence spatiale des priorités de conservation obtenues. Cette évaluation permet de quantifier la similarité entre les sorties (i.e. outputs) des méthodes de priorisation en fonction de la proportion de zones qu'il est possible de protéger (Strecker et al., 2011 ; Pool et al., sous presse).

En effet, pour une fraction donnée du paysage disponible pour la conservation, la congruence spatiale est égale à la proportion de zones sélectionnées comme prioritaires par les trois méthodes de priorisation parmi les zones disponibles pour la conservation. Par exemple, considérons que seulement 10% de l'ensemble des zones peuvent être conservées (dû à des ressources financières et humaines limitées par exemple), la congruence spatiale entre les méthodes correspond alors à la proportion de zones sélectionnées simultanément par les trois méthodes parmi les 10% des zones ayant obtenu les plus fortes priorités de conservation (notées « TOP10% » par la suite) pour chacune des méthodes. La valeur de congruence spatiale a ainsi été calculée pour chaque fraction du paysage avec un pas de 0.01 afin d'obtenir une courbe de congruence (Figure 7).

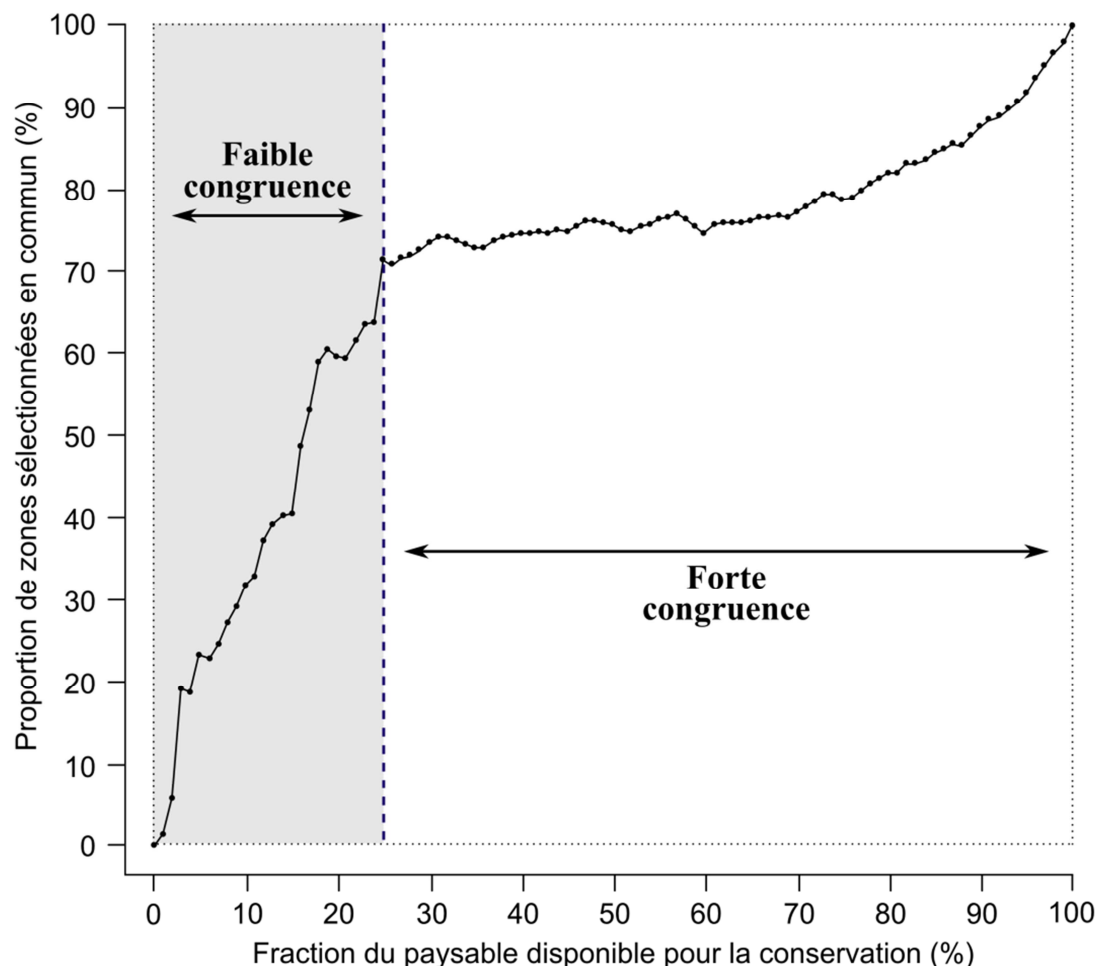


Figure 7. Congruence spatiale mesurée entre les priorités de conservation obtenues avec les trois méthodes de priorisation multi-objectifs en fonction de la fraction du paysage disponible pour la conservation. La ligne verticale en pointillés (correspondant à 25% des zones disponibles pour la conservation) matérialise la limite entre les secteurs du graphique à faible congruence (partie grisée à gauche) et à forte congruence (à droite) entre les méthodes.

Ce graphique permet de constater que la congruence spatiale entre les trois méthodes peut être très variable en fonction de la fraction du paysage disponible pour la conservation. En effet, quand peu de zones peuvent être protégées, les trois méthodes sélectionnent des zones prioritaires très différentes. La congruence augmente toutefois rapidement avec la proportion de zones pouvant être protégées, jusqu'à atteindre un seuil lorsqu'environ 25% des zones sont disponibles pour la conservation. Au-delà de ce seuil, les méthodes s'avèrent fortement congruentes, avec plus de 70% de zones sélectionnées en commun par les trois méthodes lorsque plus de 25% des zones peuvent être protégées.

Ces résultats suggèrent que les différentes méthodes identifient globalement les même grandes régions géographiques concentrant les plus fortes priorités de conservation (i.e. les chaînes de montagnes, les petits bassins côtiers et la partie aval des grands fleuves), mais qu'au sein de ces régions, les méthodes fournissent des classements relativement différents, d'où la faible congruence spatiale mesurée lorsque peu de zones peuvent être protégées.

Etant donnée la faible congruence spatiale entre les méthodes lorsqu'il est concrètement possible de ne conserver que de faibles fractions du paysage, nous avons proposé une méthode consensuelle (appelée « consensus » par la suite) alternative à la sélection d'une unique méthode. Son principe est de considérer comme priorité finale de conservation la moyenne des priorités obtenues avec les trois méthodes de priorisation multi-objectifs (Figure 8a). Il a été récemment mis en évidence que ce type d'approche pouvait augmenter l'efficacité de la priorisation (Meller et al., 2014). Les zones identifiées comme prioritaires à protéger par le consensus se sont avérées très similaires à celles identifiées par les méthodes prises séparément (Figure 6).

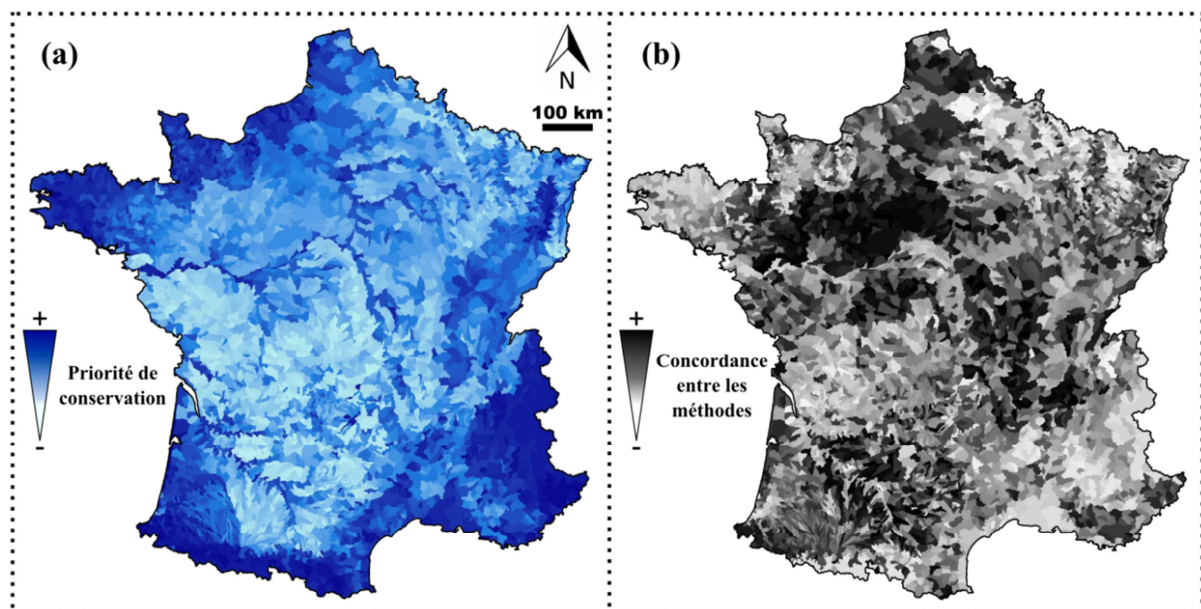


Figure 8. Consensus entre les priorités de conservation obtenues avec les trois méthodes de priorisation multi-objectifs considérées et concordance entre les trois méthodes. (a) Les valeurs du consensus (i.e. la moyenne des priorités de conservation obtenues avec les trois méthodes ; cf. Figure 6) sont représentées au moyen d'un gradient allant du bleu clair (priorités faibles) au bleu foncé (priorités élevées). (b) La concordance entre les priorités de conservation obtenues avec les trois méthodes est représentée au moyen d'un gradient de gris allant du blanc (fortes valeurs de RMSE indiquant une faible concordance entre les méthodes) au noir (faibles valeurs de RMSE indiquant que les trois méthodes fournissent des priorités de conservation très proches).

Une autre mesure de la concordance entre les trois méthodes de priorisation multi-objectifs a été calculée pour chaque zone en utilisant l'erreur quadratique moyenne (Root Mean Square Error, RMSE) des priorités de conservation obtenues avec les trois méthodes (Figure 8b). Si, pour une zone donnée, la RMSE est faible, cela signifie que les trois méthodes de priorisation ont donné des priorités de conservation proches pour cette zone (i.e. forte concordance). Au contraire, si la RMSE est forte, les priorités de conservation données par les méthodes sont très variables pour la zone considérée (i.e. faible concordance). La RMSE permet ainsi de compléter la priorisation en informant sur sa « fiabilité », c'est-à-dire en évaluant si les méthodes s'accordent ou non sur les valeurs de priorité de conservation. En d'autres termes, le consensus informe sur la moyenne des priorités de conservation, tandis que la RMSE évalue la variabilité entre les méthodes. Nous pouvons constater sur la Figure 8b que les zones présentant les plus fortes priorités de conservation (i.e. les chaînes de montagnes, les petits bassins côtiers et la partie aval des grands fleuves) sont généralement celles qui présentent la plus faible concordance entre les méthodes. Il paraît par conséquent essentiel de considérer simultanément les priorités de conservation et la concordance entre les méthodes, afin de minimiser les incertitudes sur la priorisation réalisée. Ainsi, il semble que certains bassins côtiers du nord de la France, ainsi que certaines ZH du sud-ouest de la France (i.e. bassin de l'Adour) et du sud-est des Alpes présentent à la fois de fortes priorités de conservation et une forte concordance entre les méthodes, offrant ainsi potentiellement le meilleur compromis entre priorité et incertitude.

Ainsi, la comparaison empirique des différentes méthodes de priorisation multi-objectifs a montré que leur application pouvait résulter en des priorités de conservation très différentes lorsque la proportion de zones disponibles pour la conservation était faible (i.e. inférieure à 25%). Etant donné que les moyens financiers et humains alloués à la conservation des milieux naturels sont très limités, le nombre de zones qu'il est effectivement possible de protéger est généralement faible (Wilson et al., 2006 ; Bottrill et al., 2008 ; Hambler & Canney, 2013). Par conséquent, la plupart des situations concrètement rencontrées en planification de la conservation se retrouve dans les conditions où les trois méthodes de priorisation comparées donnent des résultats très différents. Il est ainsi essentiel d'identifier soigneusement et précisément la méthode de priorisation qui convient le mieux aux besoins, contraintes et objectifs de l'étude.

4. Durabilité des priorités de conservation face aux changements globaux

La méthodologie présentée dans les parties précédentes a rendu possible l'identification spatiale des priorités de conservation en se basant sur les assemblages de poissons prédits dans les conditions environnementales actuelles. Cependant, les changements environnementaux attendus à l'échelle globale dans les décennies à venir (i.e. changements globaux) sont amenés à modifier profondément les milieux et les habitats (Malmqvist & Rundle, 2002 ; Millennium Ecosystem Assessment, 2005 ; Lee & Jetz, 2008). Parmi les principales composantes de ces changements globaux, nous retrouvons notamment :

- Les changements climatiques, qui concernent en particulier l'évolution des températures, des précipitations et de la fréquence des événements climatiques extrêmes (Trenberth et al., 2014 ; Vautard et al., 2014).
- Les changements d'utilisation des terres, qui pourraient se traduire, selon les régions, par une intensification des pratiques agricoles ou au contraire un abandon des terres exploitées (Scharlemann et al., 2004 ; Lawler et al., 2014).

- Le développement de l'urbanisation, en réponse à la croissance démographique (Grimm et al., 2008).

Ces changements globaux sont amenés à fortement modifier les caractéristiques environnementales des écosystèmes aquatiques continentaux, ainsi que la biodiversité qu'ils accueillent (Daufresne & Boët, 2007 ; Heino et al., 2009 ; Palmer et al., 2009 ; Bellard et al., 2012 ; Markovic et al., 2014). Ainsi, les zones actuellement identifiées comme devant être protégées en priorité pourraient ne plus l'être dans le futur, et donc ne plus contribuer aussi efficacement à la conservation de la biodiversité (McClanahan et al., 2008 ; Carroll et al., 2010 ; Strange et al., 2011 ; Iwamura et al., 2013). Par conséquent, la protection des zones dont l'intérêt écologique futur est incertain pourrait représenter un gaspillage des ressources allouées à la conservation (Carvalho et al., 2011 ; Groves et al., 2012 ; Bond et al., 2014), alors que celles-ci sont déjà fortement limitées (Wilson et al., 2006 ; Bottrill et al., 2008 ; Hambler & Canney, 2013).

Dans cette partie, nous avons recherché à évaluer si les priorités de conservation actuelles seront durables sous différents scénarios de changements globaux, et à identifier les zones qui pourraient maintenir un fort intérêt écologique dans le futur.

4.1. Modélisation de la distribution spatiale future potentielle des espèces

Nous avons comparé deux périodes temporelles. La première correspond à la période actuelle, 1990-2010, tant au niveau environnemental (e.g. climat actuel) que biologique (i.e. assemblages de poissons prédits actuellement). La période future choisie correspond à la fin du siècle (i.e. 2080-2100), en considérant les conditions environnementales et biologiques prédites sous plusieurs scénarios de changements globaux. Ces scénarios correspondent à différentes alternatives du développement mondial en fonction d'un large éventail de facteurs démographiques, économiques et technologiques ainsi que des émissions de gaz à effet de serre qui en résultent (IPCC, 2007, 2013). Trois scénarios d'intensité croissante de changements globaux ont été utilisés : un scénario « faible », un scénario « moyen » et un scénario « fort ». Ces derniers correspondent à la combinaison de différents scénarios climatiques (scénarios RCP ; IPCC, 2013), de changements d'utilisation des terres (scénarios SRES ; IPCC, 2007) et de croissance démographique (scénario de l'Organisation des Nations Unies).

Afin de modéliser à l'échelle française les distributions spatiales actuelle et future des espèces de poissons, nous avons repris les variables utilisées dans les parties précédents (Encadré 3). Différents modèles de distribution d'espèces ont ensuite été calibrés sur les valeurs actuelles des onze variables environnementales considérées, en utilisant les mêmes données de l'ichtyofaune que précédemment.

Encadré 3. Variables environnementales utilisées pour modéliser la distribution spatiale des espèces de poissons à l'échelle française dans les conditions environnementales actuelle et future.

<u>Hydrographie</u>	<u>Source</u>
1) Région hydrographique	Oberdorff <i>et al.</i> (2001)
2) Superficie drainée en amont	BD CARTHAGE®
3) Localisation dans le gradient amont-aval	BD CARTHAGE®
4) Pente	BD ALTI®

<u>Climat</u>	<u>Source</u>
5) Température – moyenne annuelle	Météo France
6) Température – écart entre le mois le plus chaud et le mois le plus froid	Météo France
7) Précipitations – moyenne annuelle en amont	Météo France
8) Précipitations – écart entre le mois le plus humide et le mois le plus sec en amont	Météo France
<u>Pressions anthropiques</u>	<u>Source</u>
9) Densité de population humaine	PHOENIX
10) Proxy de la qualité de l'eau basé sur les occupations du sol en amont	CORINE Land Cover et IMAGE 3.0
11) Densité d'ouvrages hydrauliques	ROE

Afin d'évaluer la réponse des espèces à l'ensemble des composantes des changements globaux considérées, il est essentiel que les variables correspondantes à chacune d'entre elles aient une influence non négligeable sur la distribution des espèces. Nous avons donc calculé pour chaque espèce l'importance relative des différentes variables dans les modèles (Tableau 1).

Tableau 1. Importance relative des onze variables environnementales dans les modèles de distribution d'espèces et leurs valeurs moyennes pour la période actuelle et les scénarios futurs. Les moyennes et écart-types de l'importance relative des différentes variables ont été calculés sur les 60 espèces modélisées. Les valeurs moyennes des variables associées aux composantes des changements globaux ont été calculées sur les 6097 ZH dans les conditions actuelles et futures sous les différents scénarios. L'évolution de ces variables par rapport aux conditions observées actuellement est indiquée entre parenthèses.

	Importance relative		Valeurs moyennes			
	<i>Moyenne</i>	<i>Ecart-type</i>	<i>Actuel</i>	<i>Futur faible</i>	<i>Futur moyen</i>	<i>Futur fort</i>
Région hydrographique	34.0%	28.6%	-	<i>Constant</i>		
Surface drainée en amont (km²)	17.3%	16.3%	2567			
Gradient amont-aval [¶]	8.2%	10.6%	0.78			
Pente (‰)	14.3%	12.0%	5.8			
Température - moyenne (°C)	16.7%	15.5%	10.8	11.8 (+ 10%)	13.1 (+ 22%)	14.9 (+ 38%)
Température - écart (°C)	11.9%	9.4%	17.8	17.4 (- 2%)	18.5 (+ 4%)	19.8 (+ 11%)
Précipitation - moyenne (mm)	12.8%	13.5%	970	1009 (+ 4%)	933 (- 4%)	912 (- 6%)
Précipitation - écart (mm)	11.7%	9.0%	153	165 (+ 8%)	165 (+ 8%)	164 (+ 7%)
Densité de population (hab/km²)*	5.2%	5.8%	133	134 (+ 1%)	134 (+ 1%)	134 (+ 1%)
Indice de qualité de l'eau [§]	5.1%	4.1%	0.39	0.32 (- 19%)	0.27 (- 32%)	0.25 (- 37%)
Densité d'ouvrages (nombre/km)	2.0%	3.0%	0.18	<i>Constant</i>		

[¶] la localisation dans le gradient amont-aval est sans unité et prend des valeurs entre 0 (embouchure) et 1 (source).

* une seule et même projection de croissance démographique a été utilisée pour les trois scénarios futurs.

§ l'indice de qualité de l'eau est sans unité et prend des valeurs entre 0 (terres principalement agricoles en amont) et 1 (terres principalement forestières en amont).

Les variables hydrographiques se sont avérées les plus influentes, en particulier la région hydrographique (importance relative moyenne de 34%) et la surface drainée en amont (17%). Les variables climatiques ont toutes présenté une importance relative moyenne supérieure à 10%. L'indice de qualité de l'eau et la densité de population ont quant à eux présenté une importance relative moindre mais non négligeable (supérieure à 5%). Enfin, la densité des ouvrages hydrauliques semble peu influencer la répartition des espèces et donc

la structure des assemblages de poissons (2% en moyenne). Ce dernier point suggère que l'intégration éventuelle de scénarios d'évolution de la densité d'ouvrages dans la description des conditions futures n'aurait certainement eu qu'un effet très limité sur les prédictions.

Les modèles calibrés sur les conditions environnementales actuelles ont ensuite été projetés dans les conditions environnementales futures attendues selon les trois scénarios de changements globaux considérés. Ainsi, les assemblages de poissons présents dans chacune des ZH ont été prédits dans les différentes conditions environnementales étudiées (i.e. actuelle et futures pour les scénarios « faible », « moyen » et « fort »).

4.2. Modifications futures potentielles des différentes facettes de la diversité des assemblages de poissons

L'approche multi-facettes de la diversité développée précédemment a été appliquée aux assemblages de poissons prédits pour chaque ZH dans les différentes conditions environnementales (Figure 9). On peut constater que peu de modifications sont visibles entre la diversité des assemblages actuels et la diversité de ceux prédits sous le scénario futur « faible », alors que les différences avec les deux scénarios plus intenses de changements globaux sont nettement plus marquées.

Tout d'abord, la différence de diversité taxonomique observée actuellement entre les axes majeurs du réseau hydrographique (i.e. les grands fleuves et leurs principaux affluents) et le reste des ZH semble s'atténuer dans le futur. De plus, la diversité taxonomique d'un grand nombre de petits bassins versants côtiers pourrait augmenter substantiellement d'ici la fin du 21^{ème} siècle (e.g. prédiction d'une hausse de plus de 40% de la valeur de diversité taxonomique moyenne des ZH côtières de la Manche et de Bretagne sous le scénario futur « fort »). L'ensemble de ces changements semble être la conséquence d'une forte augmentation potentielle de la richesse spécifique de la plupart des ZH (i.e. 13.4 contre 19.8 espèces prédites en moyenne sur les 6097 ZH dans les conditions actuelles et sous le scénario futur « fort », respectivement), ainsi que de la possible expansion spatiale dans le futur de certaines espèces observées relativement rarement dans les conditions actuelles (e.g. l'aspe, la gambusie, le mulot porc). Ces prédictions sont en accord avec les résultats d'autres études, celles-ci ayant également reporté une augmentation potentielle de la richesse spécifique des assemblages de poissons à l'échelle du réseau hydrographique français en réponse aux changements climatiques récents (e.g. Poulet et al., 2011 ; Grenouillet & Comte, 2014) ou prévus dans le futur (e.g. Buisson et al., 2008, 2010).

Par ailleurs, la diversité fonctionnelle des grands bassins versants (i.e. Loire, Seine, Rhône et Garonne) paraît s'appauvrir dans le futur, alors que les ZH présentant actuellement une forte diversité fonctionnelle (e.g. les petits bassins versant côtiers, les Vosges) semblent se maintenir. L'augmentation prédite de l'aire de répartition de nombreuses espèces de cyprinidés (e.g. l'ablette, l'aspe, les carassins, le chevaine, le toxostome) pourrait être à l'origine des changements observés (Buisson et al., 2013). En effet, les cyprinidés représentent la famille dominante à l'échelle française (Keith et al., 2011) et présentent de nombreux traits biologiques communs, ce qui implique qu'un assemblage composé de nombreuses espèces de cyprinidés a potentiellement une faible diversité fonctionnelle (i.e. faibles singularité et originalité fonctionnelle et faible diversité de traits) (Buisson et al., 2013 ; Maire et al., 2013).

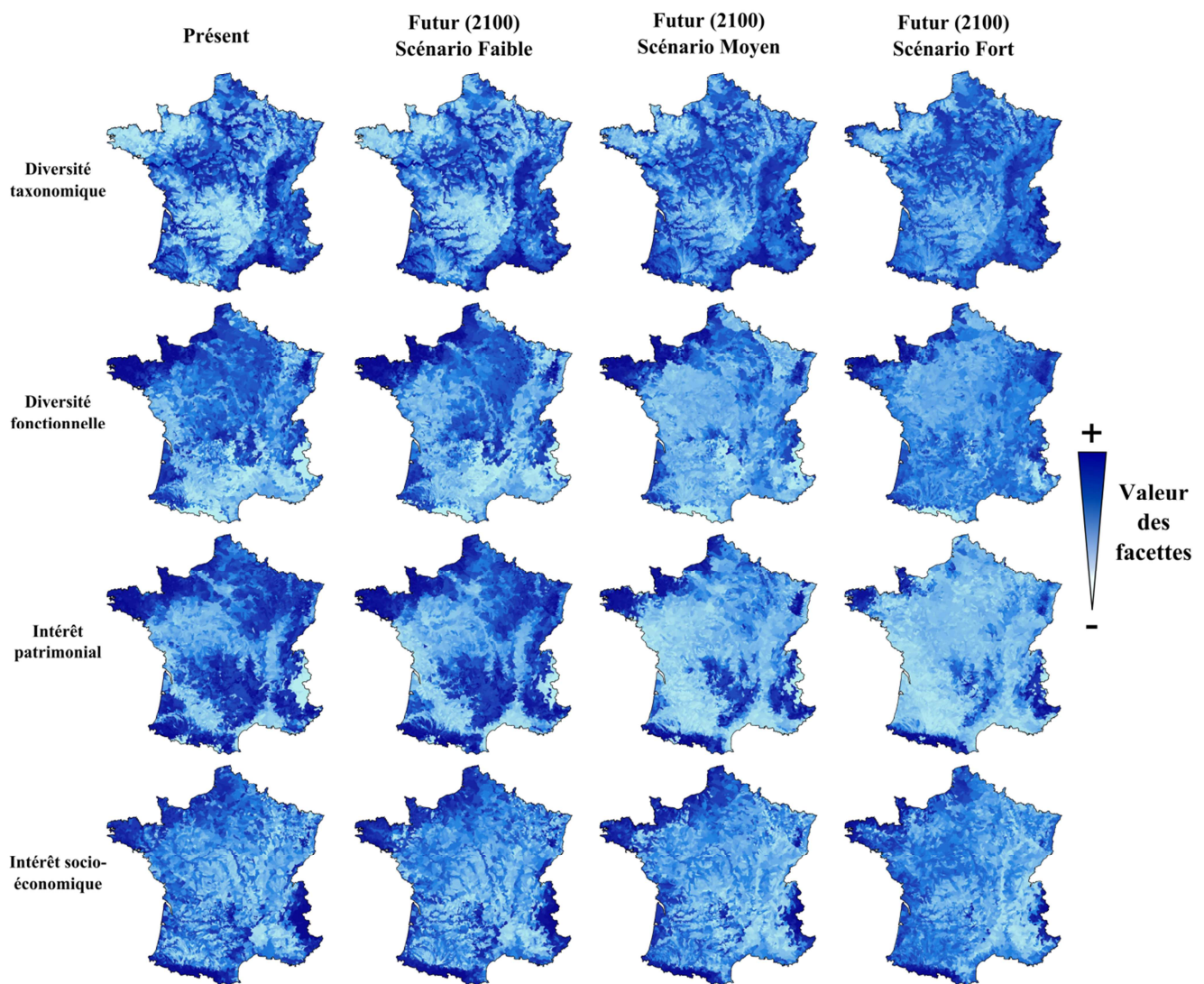


Figure 9. Modifications des quatre facettes de la diversité des assemblages de poissons entre les conditions environnementales actuelles et futures sous les trois scénarios de changements globaux considérés. Les valeurs de chacune des facettes sont représentées au moyen d'un gradient de couleur allant du bleu clair (faibles valeurs) au bleu foncé (fortes valeurs). Le même gradient de couleur a été utilisé pour l'ensemble des cartes, facilitant ainsi leur comparaison.

Enfin, pour l'intérêt patrimonial et l'intérêt halieutique des assemblages, des modifications similaires pourraient être observées, avec une importante contraction des zones présentant les plus forts intérêts vers des zones (i) situées à des altitudes plus élevées pour les grands bassins versants ou (ii) plus proches de la mer pour les petits bassins versants côtiers. Ce phénomène pourrait être particulièrement marqué pour l'intérêt patrimonial, qui pourrait considérablement diminuer sous le scénario futur « fort » de manière globale à l'échelle française. Ceci peut notamment s'expliquer par des conditions environnementales futures qui semblent moins favorables pour la plupart des salmonidés (qui présentent généralement de forts intérêts patrimoniaux et halieutiques ; Fullerton et al., 2010) et par la forte expansion de la répartition spatiale de nombreuses espèces exotiques dépourvues d'intérêt halieutique (e.g. la gambusie, la perche soleil, le poisson-chat, le pseudorasbora). Ce résultat semble cohérent avec ce qui a été documenté dans d'autres études ayant comparé les distributions spatiales historiques et actuelles, à la fois pour les espèces de salmonidés et pour les espèces exotiques (e.g. Poulet et al., 2011 ; Comte et al., 2013 ; Grenouillet & Comte, 2014).

4.3. Comparaison des priorités de conservation actuelles et futures

La méthode de notation multi-critères a ensuite été appliquée aux quatre facettes de la diversité prédites dans les différentes conditions environnementales. Nous avons ainsi obtenu les priorités de conservation pour l'ensemble des ZH sous les différents scénarios (Figure 10).

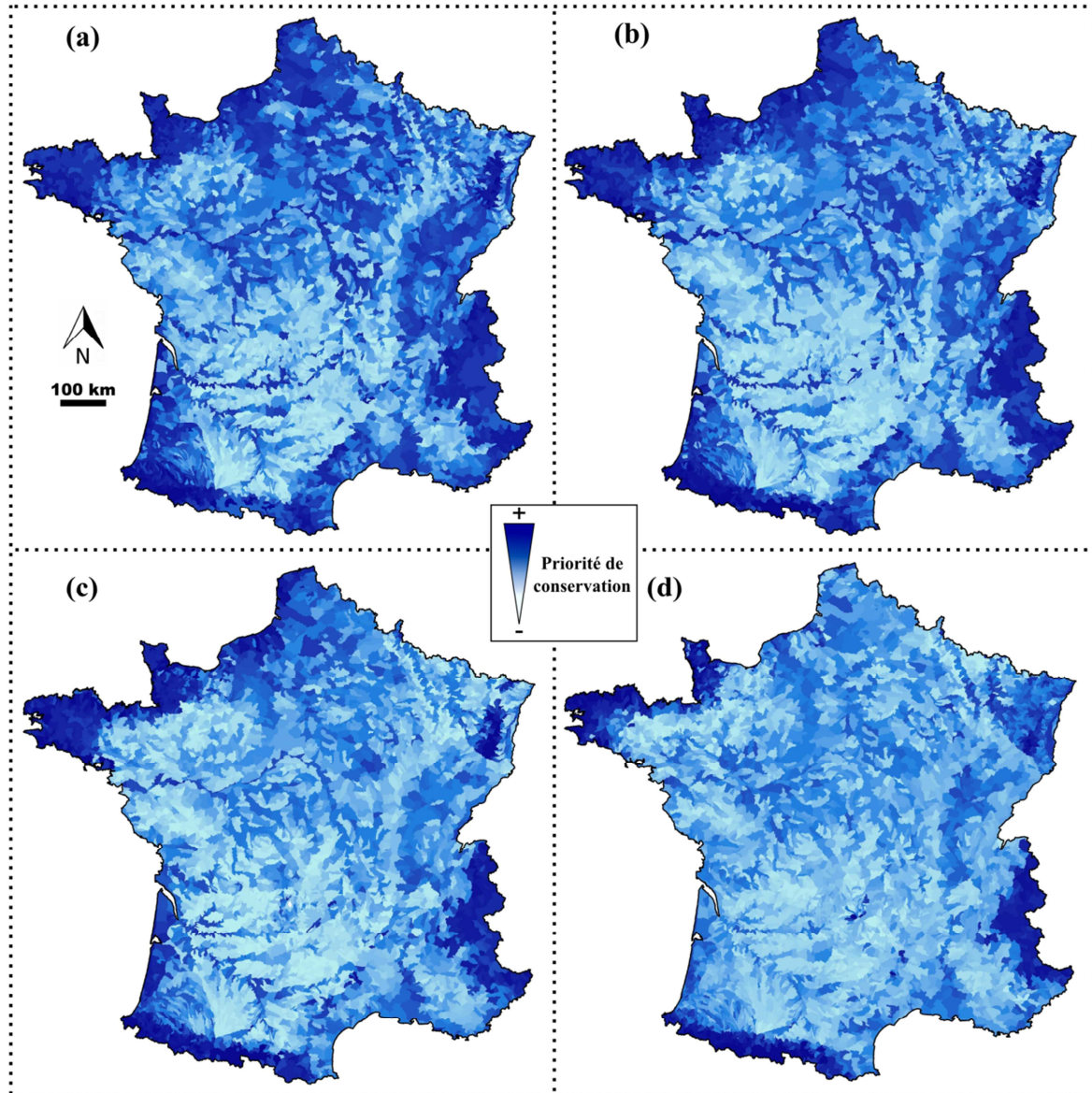


Figure 10. Priorités de conservation pour les assemblages de poissons de rivière à l'échelle française (a) dans les conditions actuellement observées, et sous les scénarios de changements globaux (b) « faible », (c) « moyen » et (d) « fort ». Le même gradient de bleu, allant du bleu clair (faibles priorités) au bleu foncé (fortes priorités), a été utilisé pour les quatre cartes.

Nous pouvons remarquer que les priorités de conservation futures prédites sont d'autant plus différentes des priorités actuelles que l'intensité du scénario de changements globaux considéré est forte. Ce constat a été confirmé en mesurant pour chaque ZH l'évolution des priorités de conservation entre les conditions actuelles et les conditions futures pour chaque scénario de changements globaux (Figure 11). A l'échelle de la France, nous pourrions notamment assister à une contraction des zones à forte priorité de conservation vers les zones de plus haute altitude ou vers les zones côtières. De plus, il semblerait qu'il y ait plus

de ZH dont l'intérêt de conservation soit amené à diminuer que de ZH dont l'intérêt soit amené à augmenter. Ces changements de priorités de conservation paraissent cohérents avec les évolutions des facettes décrites précédemment.

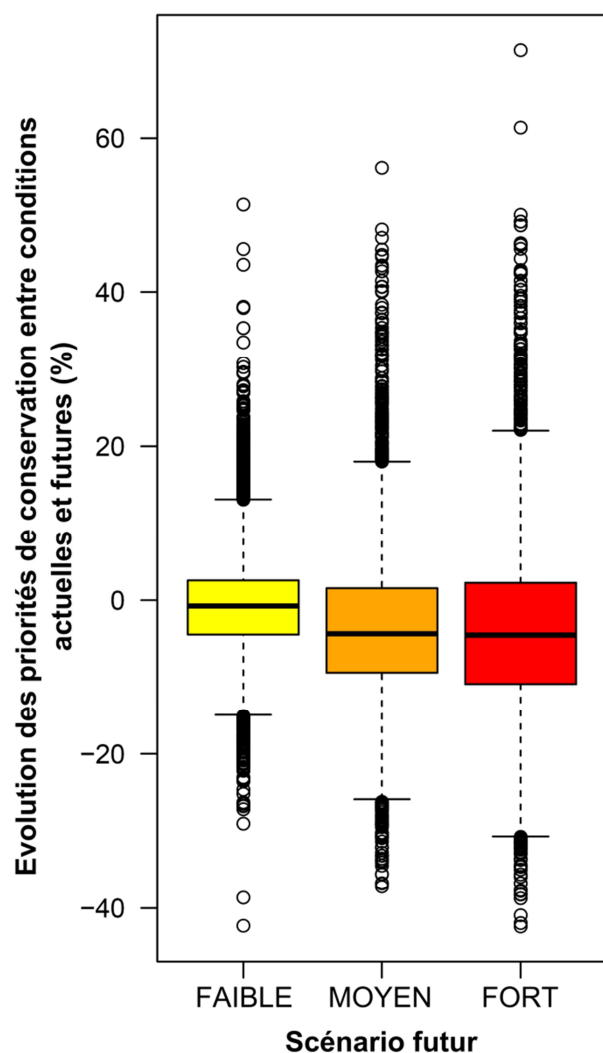


Figure 11. Différence entre priorités de conservation futures et actuelles, sous les trois scénarios de changements globaux. L'évolution des valeurs de priorité de conservation est calculée pour chaque ZH. Les valeurs positives représentent une augmentation de l'intérêt de conservation de la ZH dans les conditions futures, tandis qu'une valeur négative représente une diminution de l'intérêt de conservation.

En s'appuyant sur la comparaison des priorités de conservation actuelles et futures, il a ensuite été nécessaire de définir ce qui semblait être le plus judicieux d'identifier comme zone prioritaire à protéger dès à présent (Groves et al., 2012 ; Tingley et al., 2014). En effet, deux alternatives sont envisageables : (i) protéger les zones dont l'intérêt de conservation est actuellement fort, même si celui-ci est potentiellement amené à diminuer dans le futur, ou (ii) protéger dès à présent les zones qui présenteront potentiellement un fort intérêt de conservation dans le futur, même si l'intérêt actuel est limité. La première approche, dite « réactive », pourrait peut-être permettre d'atténuer l'érosion de la biodiversité des zones qui semblent les plus menacées par les changements globaux (Palmer et al., 2009), même si les conditions environnementales futures pourraient s'avérer moins favorables pour les différentes espèces (Araújo et al., 2011). Au contraire, la seconde alternative est « proactive » puisqu'elle permet d'anticiper les effets des changements globaux et donne également l'opportunité de cibler les zones dont l'intérêt de conservation serait important à la fois actuellement et dans le futur (Palmer et al., 2009 ; Bush et al., 2014). Ces deux alternatives aboutissent cependant à des conclusions radicalement opposées.

Etant donné l'importance du forçage environnemental sur la distribution spatiale des espèces de poissons d'eau douce (e.g. avec les changements climatiques ; Buisson et al., 2008b ; Heino et al., 2009 ; Comte et al., 2013) ainsi que la rapidité et l'intensité des changements globaux actuels (IPCC, 2013), il nous a semblé plus pertinent de choisir une approche proactive qui identifie comme prioritaires à conserver les ZH pouvant potentiellement protéger efficacement la biodiversité aquatique future. En effet, les zones dont l'intérêt de conservation est amené à fortement baisser dans le futur deviendront probablement moins favorables pour un certain nombre d'espèces à fort intérêt de conservation (Hole et al., 2009 ; Araújo et al., 2011 ; Crossman et al., 2012). Investir dans la protection de ces zones représenterait par conséquent une solution très risquée vu les moyens limités alloués à la conservation de la biodiversité (Carvalho et al., 2011 ; Groves et al., 2012 ; Bond et al., 2014). Ceci concerne particulièrement les ZH qui sont actuellement prioritaires mais qui ne le seront certainement plus dans le futur (i.e. ZH représentées en rouge dans la Figure 12a, ou plus généralement les ZH présentant un fort intérêt de conservation actuel mais qui pourraient être amenées à diminuer dans le futur (i.e. ZH représentées en orange dans la Figure 12b).

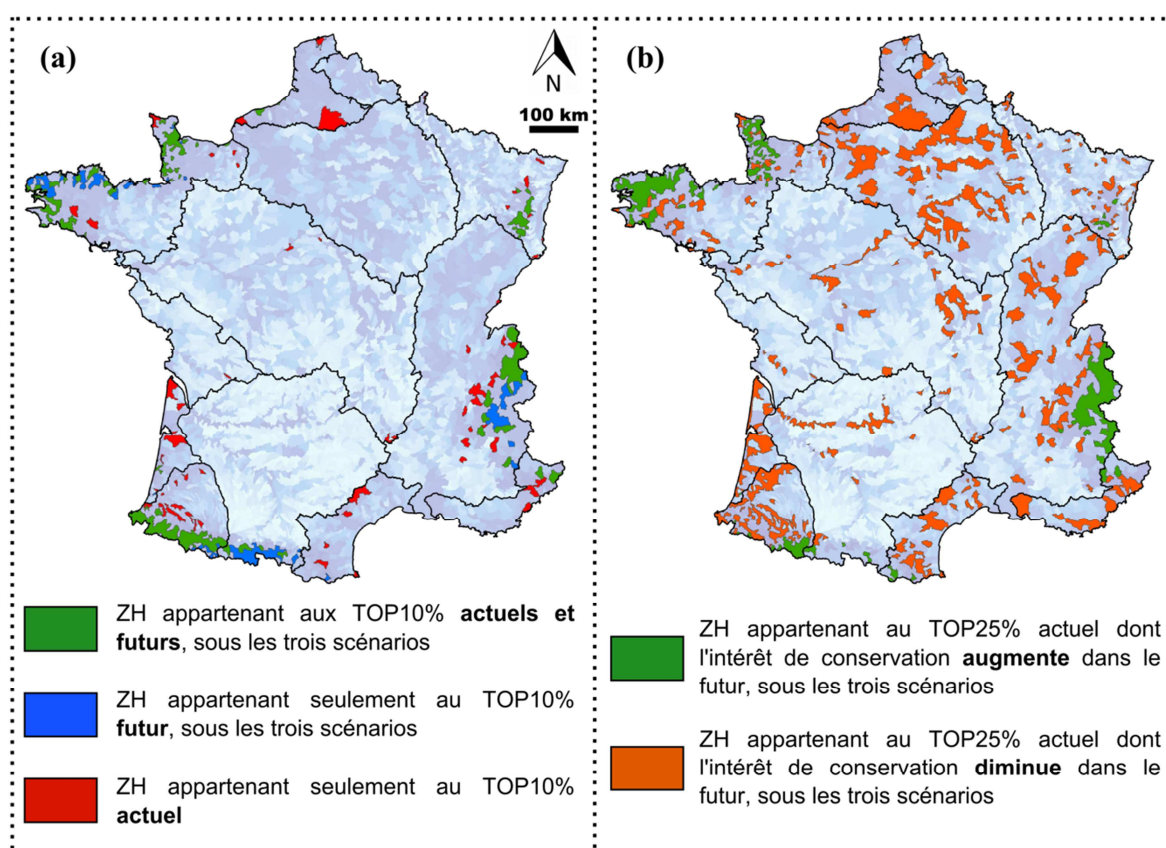


Figure 12. Congruence spatiale entre priorités de conservation actuelles et futures et évolution de l'intérêt de conservation des ZH présentant actuellement les plus forts intérêts de conservation. (a) La congruence spatiale est ici évaluée sur la base des ZH appartenant aux TOP10% actuels et futurs (communes aux trois scénarios). Les ZH sont colorées différemment suivant si elles appartiennent simultanément aux TOP10% actuels et futurs (en vert ; 242 ZH), seulement futurs (en bleu ; 73 ZH) ou seulement actuels (en rouge ; 91 ZH). (b) Les ZH appartenant au TOP25% actuel (1525 ZH au total) sont représentées en vert lorsque leur intérêt de conservation prédit augmente (216 ZH) ou en orange lorsqu'il diminue (681 ZH) pour les trois scénarios futurs. Les 628 autres ZH (i.e. dont l'évolution de l'intérêt de conservation diffère suivant les scénarios) ne sont pas représentées ici. Le fond de carte indique la priorité de conservation actuelle des ZH et les traits noirs délimitent les grandes régions hydrographiques françaises.

A l'inverse, avec cette approche proactive, les ZH qu'il faudrait idéalement protéger dès maintenant sont celles qui sont les mieux classées à la fois dans les conditions actuelles et dans les conditions futures (i.e. les 242 ZH représentées en vert dans la Figure 12a si l'on considère les 10% des ZH ayant obtenu les plus fortes priorités de conservation – TOP10%). Il peut ensuite être intéressant de compléter cette sélection avec (i) les ZH qui seront les plus prioritaires dans le futur quel que soit le scénario, même si actuellement leur intérêt de conservation est limité (i.e. les 73 ZH représentées en bleu dans la Figure 12a, si l'on considère le TOP10%), et (ii) les ZH présentant un intérêt de conservation actuel non négligeable (e.g. les ZH du TOP25% actuel) et qui serait amené à augmenter à l'avenir (i.e. les 216 ZH représentées en vert dans la Figure 12b).

Par cette approche, nous avons ainsi identifié 242 ZH (i.e. environ 4% de l'ensemble des ZH, en vert sur la Figure 12a) qu'il faudrait idéalement protéger en priorité, auxquelles pourraient venir s'ajouter 164 ZH (i.e. 2.7% de l'ensemble des ZH, en bleu sur la Figure 12a et en vert sur la Figure 12b) supplémentaires (après retrait des doublons satisfaisant les deux conditions précédentes), ce qui représenterait au final 406 ZH à protéger, pour une surface totale de 28400 km² (soit 2.6% de la superficie totale de la France métropolitaine, Corse exclue). Ces ZH sont majoritairement localisées soit en altitude dans les chaînes des Alpes, des Pyrénées et des Vosges, soit en zone côtière au sein de petits bassins versants de la Bretagne et du Cotentin.

5. Priorités de conservation et de restauration : application aux assemblages de poissons du réseau hydrographique du Pas-de-Calais

Le projet PrioFish avait pour objectif, à l'échelle du Pas-de-Calais, de développer un outil d'aide à la décision permettant d'identifier les tronçons de rivière pour lesquels il est prioritaire de mettre en place des mesures de gestion. Cette partie du projet vise à répondre à un besoin concret formulé par les gestionnaires locaux et les partenaires institutionnels, ceux-ci disposant de moyens financiers et humains alloués à la gestion des milieux aquatiques. Cependant, ils ne possèdent pas de méthodes systématiques permettant d'évaluer les priorités d'actions vis-à-vis des deux principaux types de mesures de gestion : la conservation et la restauration des écosystèmes. Etant donné les différents compromis qu'il peut exister entre les mesures de conservation et de restauration, il est primordial d'évaluer conjointement l'intérêt de conservation et l'intérêt de restauration des zones à gérer (Young, 2000 ; Moilanen et al., 2011 ; Funk et al., 2013). Nous avons précédemment proposé une approche permettant d'évaluer l'intérêt écologique (i.e. de conservation) d'un assemblage de poissons en fonction de différentes facettes de sa diversité. Toutefois, cette approche ne permet pas d'évaluer directement l'intérêt de restauration de la zone accueillant l'assemblage considéré. Pour cela, il est en effet nécessaire de comparer l'état actuel de cet assemblage avec celui qui serait attendu dans des conditions non perturbées (ou après restauration de la fonctionnalité du milieu), dans le but d'évaluer le potentiel de restauration de la zone étudiée (Nestler et al., 2010 ; Soranno et al., 2011). Une fois ce potentiel quantifié, les zones prioritaires pour la restauration peuvent être définies comme celles qui présentent à la fois un fort potentiel de restauration et un assemblage de poissons actuel dont l'intérêt écologique est suffisamment élevé, afin de maximiser les chances de succès des mesures de restauration (Young, 2000 ; Noss et al., 2009).

Dans cette partie, nous proposons une méthode permettant d'estimer le potentiel de restauration de chacune des zones étudiées en modélisant la distribution spatiale des espèces dans les conditions environnementales actuelles, mais aussi dans les conditions attendues après restauration, au moyen d'une approche dite d'« hindcasting » (Kilgour & Stanfield, 2006 ; Launois et al., 2011), et en comparant l'intérêt écologique (évalué grâce à l'approche multi-facettes de la diversité) des assemblages ainsi prédits.

5.1. Utilisation d'une approche d'hindcasting pour modéliser la distribution spatiale des espèces de poissons avant perturbation

L'approche d'hindcasting développée dans la partie 2.1.3 a été utilisée. L'importance relative des variables considérées à cette échelle (cf. Encadré 2) a ensuite été quantifiée (Figure 13), afin de s'assurer qu'elles influençaient suffisamment la distribution des différentes espèces, en particulier pour les deux variables associées aux perturbations d'origine anthropique. De manière générale, ce sont les deux variables hydrographiques qui se sont avérées les plus influentes dans les modèles, chacune présentant une importance relative moyenne entre les espèces d'environ 30%. Les deux variables associées aux perturbations ont présenté des importances relatives moindres mais qui restaient élevées, avec des valeurs moyennes de l'ordre de 20%.

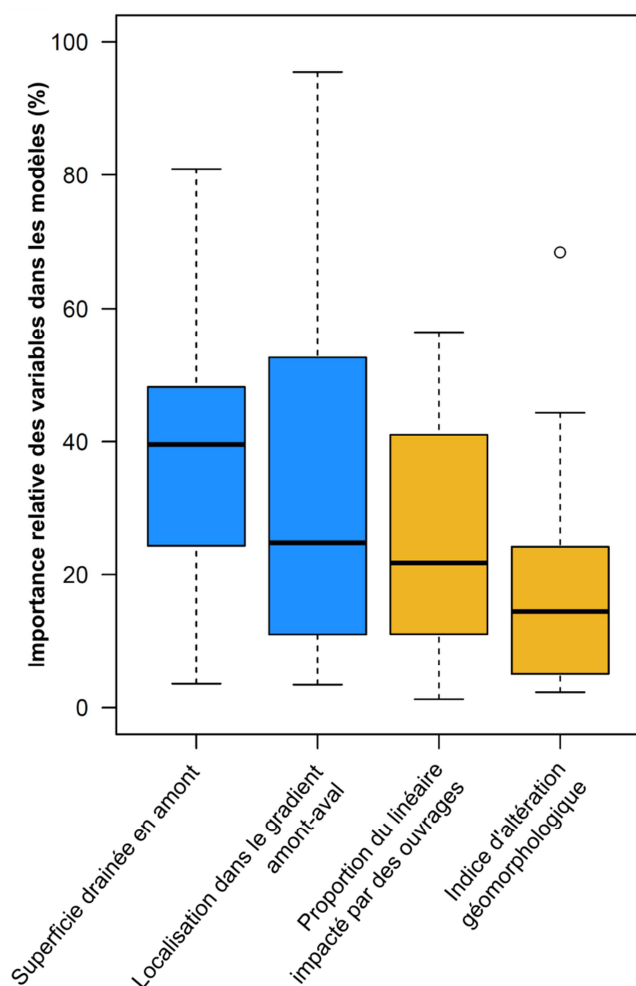


Figure 13. Importance relative des deux variables hydrographiques (en bleu) et des deux variables associées à des perturbations d'origine anthropique (en orange) dans la modélisation de la distribution spatiale des 20 espèces étudiées.

Les différents modèles de distribution d'espèces ont ensuite été utilisés pour prédire la distribution des espèces sur l'ensemble des 607 tronçons de rivière (i.e. TR) dans les conditions environnementales (i) actuelles (« ACTU » par la suite), (ii) en l'absence d'altération des régimes d'écoulement (scénario de restauration « FLOW ») et (iii) en l'absence d'altérations géomorphologiques locales (scénario de restauration « GEOMORPH »). Pour chaque scénario de restauration, les valeurs de la variable correspondant à la perturbation concernée ont été artificiellement réduites à 0, afin de prédire la distribution spatiale potentielle des espèces en l'absence d'altération, et qui correspondrait aussi à la distribution spatiale attendue après restauration du milieu.

5.2. Priorisation des mesures de gestion à l'échelle du département du Pas-de-Calais

L'application de la méthode de notation multi-critères a permis d'obtenir trois valeurs pour chaque TR, qui correspondent à l'intérêt écologique des assemblages prédits dans chacune des trois conditions environnementales (i.e. « ACTU », « FLOW » et « GEOMORPH »). Comme précédemment à l'échelle française, l'intérêt écologique des assemblages actuellement présents a tout d'abord été directement utilisé pour déterminer la priorité de conservation de chacun des TR (Figure 14).

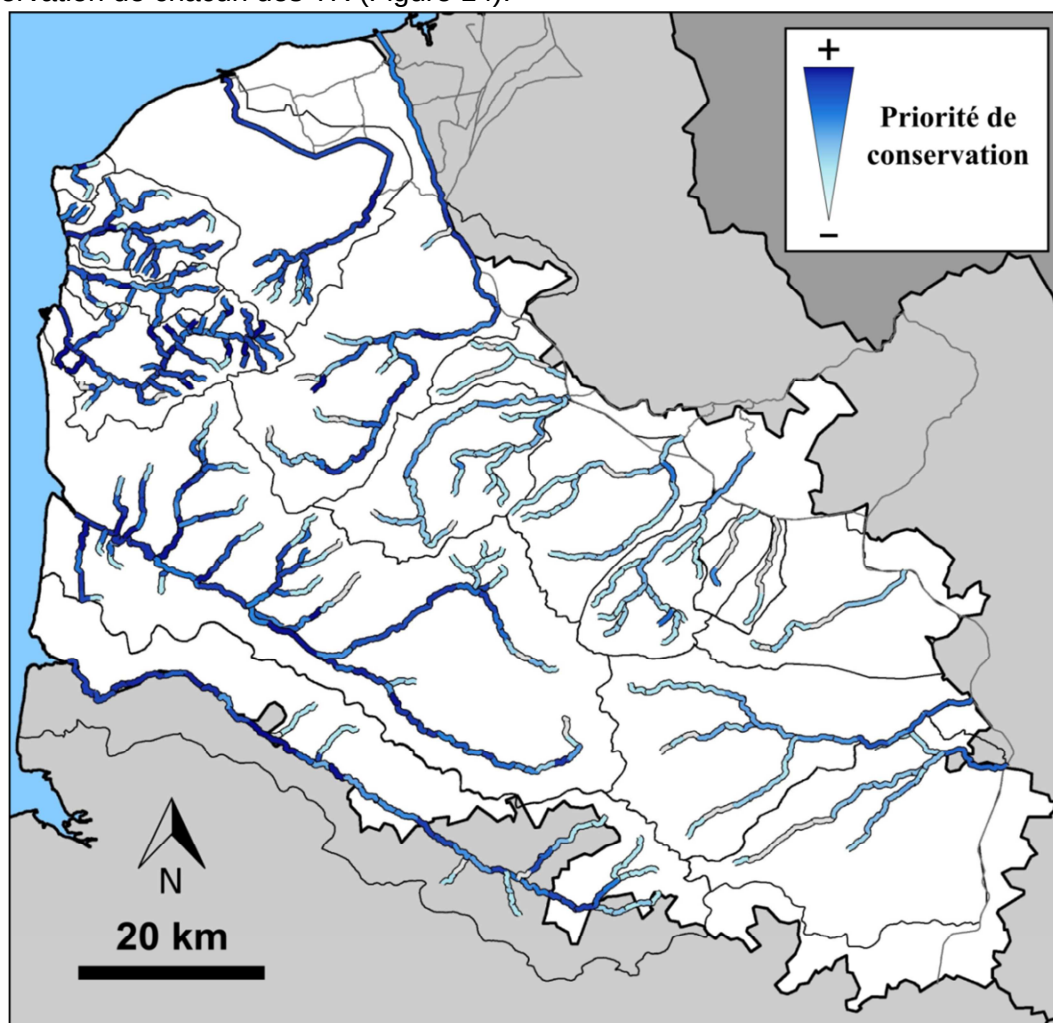


Figure 14. Priorités de conservation actuelles pour les assemblages de poissons de rivière du département du Pas-de-Calais. Les tronçons de rivière sont classés selon leur priorité de conservation au moyen d'un gradient de couleur allant du blanc (faibles priorités) au bleu foncé (fortes priorités).

De manière générale, ce sont les TR appartenant aux bassins versants côtiers de la Manche (e.g. la Canche, la Hem, la Liane) qui présentent les plus fortes priorités de conservation actuelles, alors que celles des TR des sous-bassins versants de l'Escaut s'avèrent beaucoup plus faibles. Ceci peut d'une part s'expliquer par l'absence d'activités minières passées dans l'ouest du département, le bassin minier s'étendant de l'est du département du Pas-de-Calais au département du Nord.

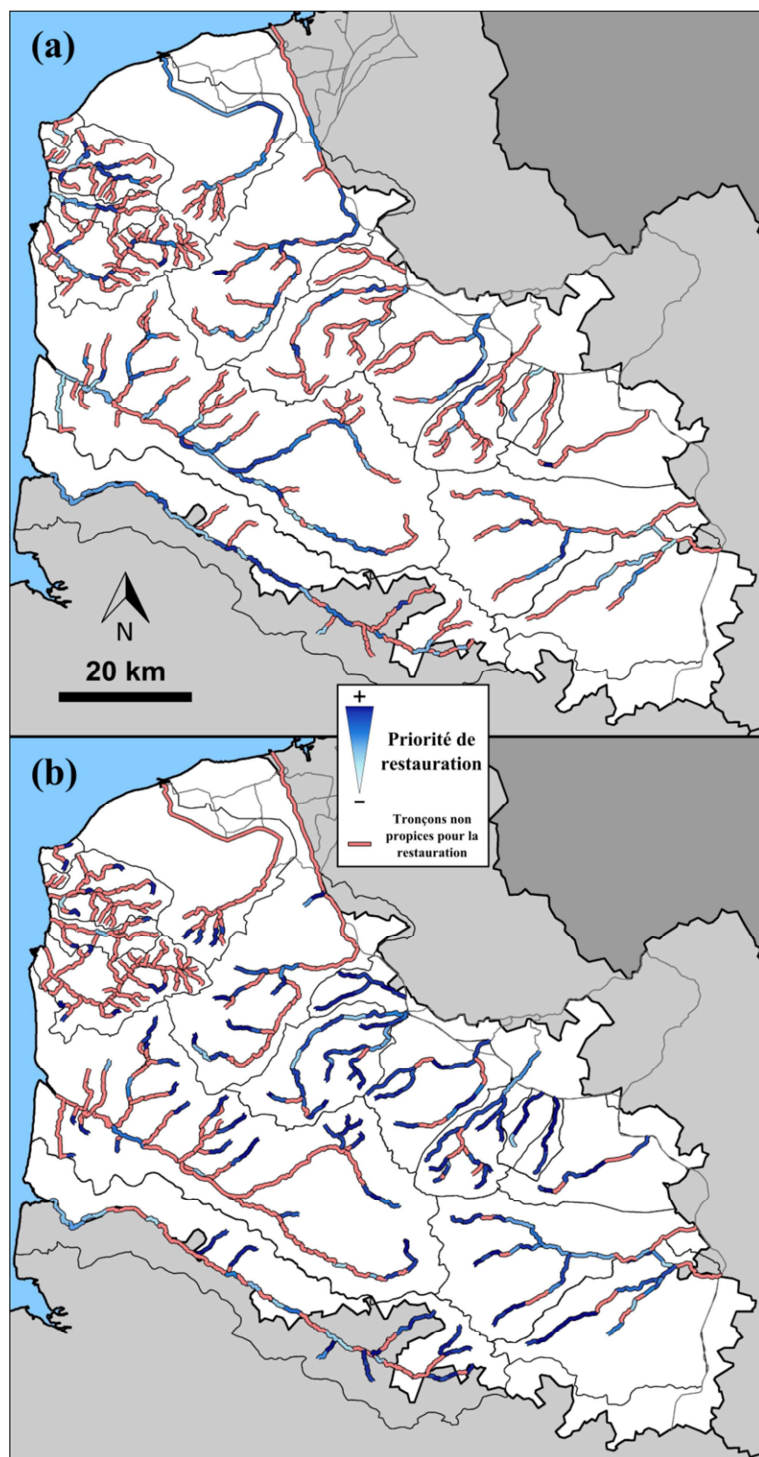
D'autre part, les fleuves côtiers de la Manche s'avèrent plus accessibles pour les espèces migratrices (qui présentent généralement un fort intérêt patrimonial et halieutique ; Lassalle et al., 2008, 2009 ; Fullerton et al., 2010), telles que l'anguille européenne et le saumon atlantique, que les TR des têtes de bassin versant de l'Escaut. En effet, ces derniers sont beaucoup plus distants de l'embouchure du fleuve, et leur accessibilité pour les grands migrateurs est fortement réduite par la présence d'ouvrages hydrauliques faiblement franchissables (e.g. buses d'écoulement) et par la canalisation d'une grande proportion du linéaire en aval (Maes et al., 2008).

Les priorités de restauration associées à chaque scénario de restauration ont ensuite été obtenues en soustrayant l'intérêt écologique des assemblages prédits dans les conditions restaurées à celui des assemblages actuellement présents (Figure 15). Ainsi, les zones possédant au final les plus fortes priorités de restauration sont celles dont les assemblages de poissons prédits après restauration présentent un intérêt écologique nettement plus grand que celui des assemblages actuellement rencontrés (i.e. fort potentiel de restauration). Au contraire, si l'intérêt écologique des assemblages attendus après restauration est inférieur à celui des assemblages actuels, cela signifie que la restauration des TR concernés peut engendrer une diminution de l'intérêt écologique des assemblages actuellement présents. Ces TR semblent par conséquent dépourvus de potentiel de restauration pour les deux altérations prises en compte, et ils ont donc été identifiés comme n'étant pas propices à la mise en place des mesures de restauration considérées.

Concernant les priorités de restauration des régimes d'écoulement (Figure 15a), les TR présentant le plus fort potentiel de restauration se situent sur les axes majeurs (i.e. pas les affluents) des principaux fleuves de l'ouest du département (e.g. l'Authie, la Canche, la Slack). En effet, ces zones présentent de forts débits alors que la pente y est relativement faible, et par conséquent l'impact généré par les ouvrages est observé sur une très longue distance, affectant ainsi un grand linéaire de rivière.

Les plus fortes priorités de restauration des conditions géomorphologiques naturelles sont quant à elles observées au sein des sous-bassins versants affluents de l'Escaut (e.g. la Lawe, la Lys, la Scarpe) (Figure 15b). Ceci peut être une conséquence des activités minières passées et des activités agricoles intensives de la région. Sur l'ensemble du département, les TR situés les plus en amont présentent aussi un fort potentiel de restauration géomorphologique. Ceci est probablement dû au fait que le chabot celtique est généralement la seule espèce qui y soit présente dans les conditions actuelles, alors qu'après restauration des conditions géomorphologiques naturelles, ces TR semblent devenir systématiquement favorables à la truite commune et, dans une moindre mesure, à l'anguille européenne. Ce nouvel assemblage prédit après restauration présente un intérêt écologique plus important que celui seulement constitué du chabot celtique. C'est d'ailleurs

cet assemblage à trois espèces qui deviendrait dominant à l'échelle du département, selon les prédictions réalisées sous le scénario de restauration géomorphologique, avec 38% des TR pouvant potentiellement accueillir cet assemblage. Ce résultat semble historiquement cohérent, sachant que le chabot celtique, la truite commune et l'anguille européenne sont les trois principales espèces composant l'assemblage de référence des petits bassins côtiers du nord et de l'ouest de la France (Laffaille et al., 2011).



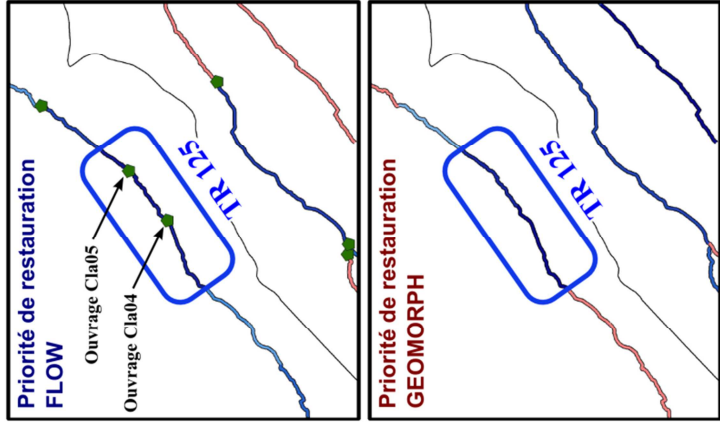
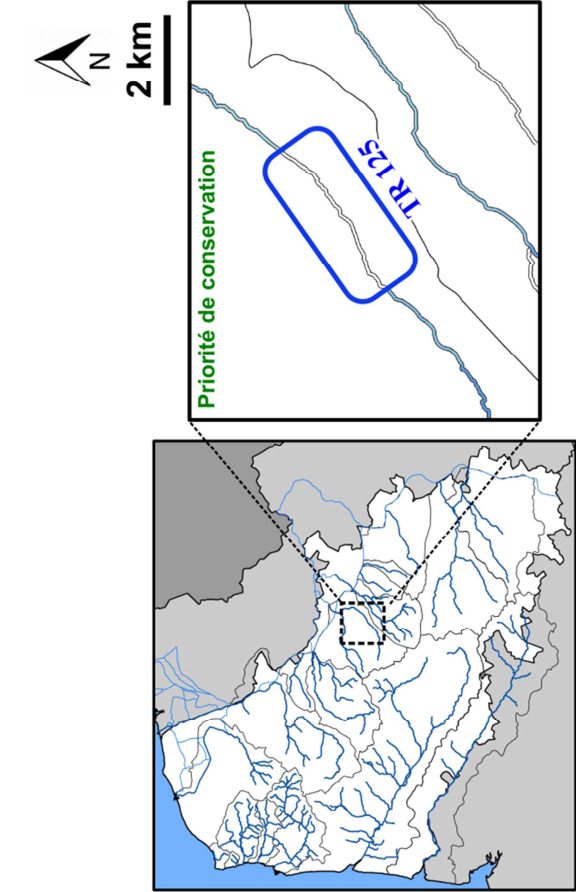
5.3. Développement d'un outil d'aide à la décision

Après avoir identifié, à l'échelle du département, les zones qui semblent prioritaires pour la mise en place de mesures de gestion, l'utilisateur de l'outil que nous proposons et développé dans ce projet peut ensuite déterminer plus précisément les mesures de gestion les plus adaptées aux TR qu'il a précédemment sélectionnés. Cet outil se présente sous la forme de documents SIG qui permettent, à l'aide d'un logiciel comme ArcGIS, d'obtenir les trois cartes de priorité associées aux différentes mesures de gestion considérées (ici, la conservation, la restauration des régimes d'écoulement et la restauration des conditions géomorphologiques naturelles) (Figure 16). De plus, cet outil permet aussi de rassembler un certain nombre d'informations sur les perturbations observées localement et sur les assemblages attendus après restauration.

En prenant l'exemple du TR n°125 présenté dans la Figure 16, l'utilisateur de l'outil peut commencer par localiser facilement l'ouvrage le plus impactant (i.e. l'ouvrage Cla05) et obtenir une estimation de l'assemblage attendu après restauration (i.e. brème commune, épinoche et gardon), ainsi que de la longueur du linéaire qui serait restaurée et du coût potentiel d'arasement de l'ouvrage (estimation réalisée par la FDAAPPMA62). Concernant les altérations géomorphologiques, l'outil permet ici aussi d'obtenir une estimation de l'assemblage attendu après restauration (i.e. anguille européenne, chabot celtique et truite commune) et un classement des actions de restauration qui apparaissent les plus prioritaires en fonction de leur degré d'altération. Dans le cas du TR n°125, il serait souhaitable de restaurer en priorité la profondeur et la largeur naturelle du cours d'eau, puis la structure du substrat et des berges, avant de restaurer la connexion avec les annexes hydrauliques. L'atténuation de la modification du débit et de l'altération de la connectivité avec les masses d'eau souterraines paraît moins prioritaire pour ce tronçon de rivière.

L'outil de planification des mesures de gestion proposé ici représente ainsi un outil d'aide à la décision qui est à la fois précis et simple à utiliser et à comprendre. Son application peut par conséquent permettre de limiter les difficultés opérationnelles existant entre la planification et l'action, qui est un facteur souvent limitant dans la mise en place concrète de mesures de gestion des milieux naturels (Arlettaz et al., 2010 ; Beechie et al., 2010 ; Barmuta et al., 2011).

Figure 16 (page suivante). Exemple d'utilisation de l'outil d'aide à la décision permettant d'identifier les mesures de gestion prioritaires à l'échelle du département du Pas-de-Calais. La composition des assemblages de poissons prédits dans les différentes conditions environnementales étudiées est accessible facilement, de même que les priorités de conservation et de restauration associées aux deux scénarios considérés. Si le potentiel de restauration des régimes d'écoulement naturels est important, les informations sur les ouvrages hydrauliques impactant à l'échelle du TR (fournies par la FDAAPPMA62) permettent d'identifier l' (ou les) ouvrage(s) qu'il est envisageable d'arasement. De la même manière, si le TR présente un fort potentiel de restauration géomorphologique, les données brutes associées aux différentes altérations considérées (extraites de la base de données SYRAH-CE) permettent d'identifier les altérations discriminantes (i.e. celles dont le score est le plus proche de 1).



TR 125	
Assemblage actuel prédict	Epinoche
Priorité de conservation actuelle (note entre 0 et 1)	0.0613
(1) Scénario de restauration FLOW	
Assemblage prédict	Brème commune Epinoche Gardon
Potentiel de restauration associé	+ 0.2754
(2) Scénario de restauration GEOMORPH	
Assemblage prédict	Anguille européenne Chabot celtique Truite commune
Potentiel de restauration associé	+ 0.5336

(1) Restauration des régimes d'écoulement naturels :

Identification des ouvrages hydrauliques impactant

Ouvrage	Hauteur de chute (m)	Linéaire impacté (m)	Estimation du coût d'arasement (€)
Cla04	0.7	255	5600
Cla05	2.1	764	16800

(2) Restauration des conditions géomorphologiques naturelles :

Identification des principales altérations

Altération	Score (entre 0 et 1) pour le TR 125
Débit	0.333
Connectivité masses d'eau souterraines	0.000
Connectivité annexes hydrauliques	0.548
Profondeur et largeur	0.845
Structure et composition du substrat	0.730
Structure des berges	0.720
Indice synthétique (ACP)	0.693

6. Conclusions générales

L'objectif de ce projet était de développer une méthode permettant d'identifier les zones prioritaires pour la conservation et la restauration des écosystèmes aquatiques continentaux et des assemblages de poissons qu'ils accueillent. Les travaux que nous avons menés dans ce but se sont situés à l'interface entre la recherche fondamentale, avec des questionnements méthodologiques complexes et novateurs, et la recherche appliquée, en échangeant fréquemment avec les acteurs locaux de la gestion des milieux aquatiques. Ces travaux ont permis de mettre au point un outil de planification applicable à différentes échelles, que nous avons souhaité simple à mettre en œuvre (i.e. les scripts que nous avons programmés et utilisés sont disponibles sur demande) et rapide à exécuter (i.e. le temps requis pour faire tourner les différents calculs est d'environ une dizaine de minutes). Suivant les cas, la méthodologie proposée peut être utilisée pour :

- déterminer les priorités globales de conservation (i.e. à large échelle) qui tiennent compte de la biodiversité actuelle et de ses éventuelles modifications dans le futur sous différents scénarios de changements globaux ;
- identifier précisément les mesures de gestion qu'il serait souhaitable de mettre en place en priorité à l'échelle locale, à la fois concernant la protection des milieux naturels et la restauration de leurs conditions environnementales naturelles.

Une des caractéristiques intéressantes de la méthode de priorisation proposée est qu'elle s'avère aisément transposable à d'autres échelles spatiales, milieux ou organismes. Certains prérequis doivent néanmoins être satisfaits avant de pouvoir effectivement l'appliquer. Tout d'abord, il est nécessaire d'obtenir une description la plus exacte possible des caractéristiques biologiques (e.g. assemblages d'espèces) de l'ensemble des zones que l'on cherche à évaluer. Un échantillonnage exhaustif de ces zones peut être réalisé, mais il est parfois préférable d'estimer ces caractéristiques biologiques au moyen d'approches de modélisation. En effet, ces dernières peuvent être ensuite utilisées pour prédire l'état de ces caractéristiques biologiques dans d'autres conditions environnementales, notamment dans des conditions futures ou peu perturbées. Après avoir rassemblé les données sur les assemblages d'espèces, il est ensuite nécessaire de décrire chacune des espèces selon les différentes facettes de la diversité que l'on souhaite intégrer dans l'étude (e.g. déterminer le statut de conservation et/ou l'intérêt socio-économique des espèces observées). Pour finir, la méthodologie proposée laisse une grande liberté sur un certain nombre de choix méthodologiques, comme par exemple concernant l'importance relative à accorder aux différentes facettes ou la méthode de priorisation multi-objectifs à appliquer. Dans l'idéal, ces choix devront être faits après concertation avec les gestionnaires et acteurs locaux, afin de pouvoir leur proposer des solutions adaptées à leurs besoins.

Ainsi, tous les objectifs initiaux ont été atteints.

Bibliographie citée

- Araújo, M.B., Alagador, D., Cabeza, M., Nogués-Bravo, D. & Thuiller, W. (2011) Climate change threatens European conservation areas. *Ecology Letters*, **14**, 484-492.
- Arlettaz, R., Schaub, M., Fournier, J., Reichlin, T.S., Sierro, A., Watson, J.E.M. & Braunisch, V. (2010) From publications to public actions: When conservation biologists bridge the gap between research and implementation. *BioScience*, **60**, 835-842.
- Ascough, J.C., Maier, H.R., Ravalico, J.K. & Strudley, M.W. (2008) Future research challenges for incorporation of uncertainty in environmental and ecological decision-making. *Ecological Modelling*, **219**, 383-399.
- Baker, E.A., Wehrly, K.E., Seelbach, P.W., Wang, L., Wiley, M.J. & Simon, T. (2005) A multimetric assessment of stream condition in the Northern Lakes and Forests ecoregion using spatially explicit statistical modeling and regional normalization. *Transactions of the American Fisheries Society*, **134**, 697-710.
- Barmuta, L.A., Linke, S. & Turak, E. (2011) Bridging the gap between 'planning' and 'doing' for biodiversity conservation in freshwaters. *Freshwater Biology*, **56**, 180-195.

Beechie, T.J., Sear, D.A., Olden, J.D., Pess, G.R., Buffington, J.M., Moir, H., Roni, P. & Pollock, M. (2010) Process-based principles for restoring river ecosystems. *BioScience*, **60**, 209-222.

Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W. & Courchamp, F. (2012) Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, **15**, 365-377.

Bergerot, B., Lasne, E., Vigneron, T. & Laffaille, P. (2008) Prioritization of fish assemblages with a view to conservation and restoration on a large scale European basin, the Loire (France). *Biodiversity and Conservation*, **17**, 2247-2262.

Bond, N.R., Thomson, J.R. & Reich, P. (2014) Incorporating climate change in conservation planning for freshwater fishes. *Diversity and Distributions*, **20**, 931-942.

Bottrill, M.C., Joseph, L.N., Carwardine, J., Bode, M., Cook, C., Game, E.T., Grantham, H., Kark, S., Linke, S., McDonald-Madden, E., Pressey, R.L., Walker, S., Wilson, K.A. & Possingham, H.P. (2008) Is conservation triage just smart decision making? *Trends in Ecology & Evolution*, **23**, 649-654.

Brooks, T., da Fonseca, G.A.B. & Rodrigues, A.S.L. (2004) Species, data, and conservation planning. *Conservation Biology*, **18**, 1682-1688.

Buisson, L., Grenouillet, G., Casajus, N. & Lek, S. (2010) Predicting the potential impacts of climate change on stream fish assemblages. *American Fisheries Society Symposium*, **73**, 327-346.

Buisson, L., Grenouillet, G., Villéger, S., Canal, J. & Laffaille, P. (2013) Toward a loss of functional diversity in stream fish assemblages under climate change. *Global Change Biology*, **19**, 387-400.

Buisson, L., Thuiller, W., Lek, S., Lim, P. & Grenouillet, G. (2008) Climate change hastens the turnover of stream fish assemblages. *Global Change Biology*, **14**, 2232-2248.

Bush, A., Hermoso, V., Linke, S., Nipperess, D., Turak, E. & Hughes, L. (2014) Freshwater conservation planning under climate change: demonstrating proactive approaches for Australian Odonata. *Journal of Applied Ecology*, **51**, 1273-1281.

Carroll, C., Dunk, J.R. & Moilanen, A. (2010) Optimizing resiliency of reserve networks to climate change: multispecies conservation planning in the Pacific Northwest, USA. *Global Change Biology*, **16**, 891-904.

Carvalho, S.B., Brito, J.C., Crespo, E.G., Watts, M.E. & Possingham, H.P. (2011) Conservation planning under climate change: Toward accounting for uncertainty in predicted species distributions to increase confidence in conservation investments in space and time. *Biological Conservation*, **144**, 2020-2030.

Chandesris, A., Malavoi, J.R., Souchon, Y., Wasson, J.G. & Mengin, N. (2007) Le SYstème Relationnel d'Audit de l'Hydromorphologie des cours d'eau (SYRAH-CE) : un outil multi-échelles d'aide à la décision pour la gestion des cours d'eau. *Ingénieries - E. A. T.*, **50**, 77-80.

Chantepeie, S., Lasne, E. & Laffaille, P. (2011) Assessing the conservation value of waterbodies: the example of the Loire floodplain (France). *Biodiversity and Conservation*, **20**, 2427-2444.

Clavel, J., Poulet, N., Porcher, E., Blanchet, S., Grenouillet, G., Pavoine, S., Biton, A., Seon-Massin, N., Argillier, C., Daufresne, M., Teillac-Deschamps, P. & Julliard, R. (2013) A new freshwater biodiversity indicator based on fish community assemblages. *PLoS ONE*, **8**, e80968.

Collette, Y. & Siarry, P. (2002) *Optimisation Multiobjectif*, Eyrolles. Paris, France.

Comte, L., Buisson, L., Daufresne, M. & Grenouillet, G. (2013) Climate-induced changes in the distribution of freshwater fish: observed and predicted trends. *Freshwater Biology*, **58**, 625-639.

Crossman, N.D., Bryan, B.A. & Summers, D.M. (2012) Identifying priority areas for reducing species vulnerability to climate change. *Diversity and Distributions*, **18**, 60-72.

Daufresne, M. & Boët, P. (2007) Climate change impacts on structure and diversity of fish communities in rivers. *Global Change Biology*, **13**, 2467-2478.

Devictor, V., Mouillot, D., Meynard, C., Jiguet, F., Thuiller, W. & Mouquet, N. (2010) Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecology Letters*, **13**, 1030-1040.

Dobbie, M.J. & Dail, D. (2013) Robustness and sensitivity of weighting and aggregation in constructing composite indices. *Ecological Indicators*, **29**, 270-277.

Dony, J.G. & Denholm, I. (1985) Some quantitative methods of assessing the conservation value of ecologically similar sites. *Journal of Applied Ecology*, **22**, 229-238.

Downs, P.W., Singer, M.S., Orr, B.K., Diggory, Z.E. & Church, T.C. (2011) Restoring ecological integrity in highly regulated rivers: the role of baseline data and analytical references. *Environmental Management*, **48**, 847-864.

Eken, G., Bennun, L., Brooks, T.M., Darwall, W., Fishpool, L.D.C., Foster, M., Knox, D., Langhammer, P., Matiku, P., Radford, E., Salaman, P., Sechrest, W., Smith, M.L., Spector, S. & Tordoff, A. (2004) Key biodiversity areas as site conservation targets. *BioScience*, **54**, 1110-1118.

Elith, J. & Leathwick, J.R. (2009) Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **40**, 677-697.

Filipe, A.F., Marques, T.A., Tiago, P., Ribeiro, F., Da Costa, L.M., Cowx, I.G. & Collares-Pereira, M.J. (2004) Selection of priority areas for fish conservation in Guadiana river basin, Iberian Peninsula. *Conservation Biology*, **18**, 189-200.

Fleishman, E., Noss, R.F. & Noon, B.R. (2006) Utility and limitations of species richness metrics for conservation planning. *Ecological Indicators*, **6**, 543-553.

Friberg, N., Bonada, N., Bradley, D.C., Dunbar, M.J., Edwards, F.K., Grey, J., Hayes, R.B., Hildrew, A.G., Lamouroux, N., Trimmer, M. & Woodward, G. (2011) Biomonitoring of human impacts in freshwater ecosystems: The good, the bad and the ugly. *Advances in Ecological Research*, **44**, 1-68.

Fullerton, A.H., Burnett, K.M., Steel, E.A., Flitcroft, R.L., Pess, G.R., Feist, B.E., Torgersen, C.E., Miller, D.J. & Sanderson, B.L. (2010) Hydrological connectivity for riverine fish: measurement challenges and research opportunities. *Freshwater Biology*, **55**, 2215-2237.

Funk, A., Gschöpf, C., Blaschke, A.P., Weigelhofer, G. & Reckendorfer, W. (2013) Ecological niche models for the evaluation of management options in an urban floodplain - conservation vs. restoration purposes. *Environmental Science & Policy*, **34**, 79-91.

- Gallardo, B., Gascon, S., Quintana, X. & Comin, F.A. (2011) How to choose a biodiversity indicator - Redundancy and complementarity of biodiversity metrics in a freshwater ecosystem. *Ecological Indicators*, **11**, 1177-1184.
- Gilman, E., Dunn, D., Read, A., Hyrenbach, K. & Warner, R. (2011) Designing criteria suites to identify discrete and networked sites of high value across manifestations of biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, **20**, 3363-3383.
- Grenouillet, G. & Comte, L. (2014) Illuminating geographical patterns in species' range shifts. *Global Change Biology*, **20**, 3080-3091.
- Grimm, N.B., Faeth, S.H., Golubiewski, N.E., Redman, C.L., Wu, J., Bai, X. & Briggs, J.M. (2008) Global change and the ecology of cities. *Science*, **319**, 756-760.
- Groves, C.R., Game, E.T., Anderson, M.G., Cross, M., Enquist, C., Ferdaña, Z., Girvetz, E., Gondor, A., Hall, K.R., Higgins, J., et al. (2012) Incorporating climate change into systematic conservation planning. *Biodiversity and Conservation*, **21**, 1651-1671.
- Growns, I., Rourke, M. & Gilligan, D. (2013) Toward river health assessment using species distributional modeling. *Ecological Indicators*, **29**, 138-144.
- Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J.B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P.R., Tulloch, A.I.T., Regan, T.J., Brotons, L., McDonald-Madden, E., Mantyka-Pringle, C., et al. (2013) Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters*, **16**, 1424-1435.
- Guisan, A. & Zimmermann, N.E. (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, **135**, 147-186.
- Hamblen, C. & Canney, S.M. (2013) *Conservation*. 2nd edition. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 427 p.
- Heino, J., Virkkala, R. & Toivonen, H. (2009) Climate change and freshwater biodiversity: detected patterns, future trends and adaptations in northern regions. *Biological Reviews*, **84**, 39-54.
- Hermoso, V., Januchowski-Hartley, S., Linke, S. & Possingham, H.P. (2011) Reference vs. present-day condition: early planning decisions influence the achievement of conservation objectives. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **21**, 500-509.
- Hermoso, V. & Kennard, M.J. (2012) Uncertainty in coarse conservation assessments hinders the efficient achievement of conservation goals. *Biological Conservation*, **147**, 52-59.
- Hoeinghaus, D.J., Winemiller, K.O. & Birnbaum, J.S. (2007) Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. *Journal of Biogeography*, **34**, 324-338.
- Hole, D.G., Willis, S.G., Pain, D.J., Fishpool, L.D., Butchart, S.H.M., Collingham, Y.C., Rahbek, C. & Huntley, B. (2009) Projected impacts of climate change on a continent-wide protected area network. *Ecology Letters*, **12**, 420-431.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). (2007) *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (eds S Solomon, D Qin, M Manning, Z Chen, M Marquis, KB Averyt, M Tignor, and HL Miller). Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). (2013) *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (eds FS Stocker, D Qin, G-K Plattner, M Tignor, SK Allen, J Boschung, A Nauels, Y Xia, V Bex, and PM Midgley). Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Irisarri, F.-X., Laurin, F., Leroy, F.-H. & Maire, J.-F. (2011) Computational strategy for multiobjective optimization of composite stiffened panels. *Composite Structures*, **93**, 1158-1167.
- Iwamura, T., Guisan, A., Wilson, K.A. & Possingham, H.P. (2013) How robust are global conservation priorities to climate change? *Global Environmental Change*, **23**, 1277-1284.
- Jackson, D.A., Peres-Neto, P.R. & Olden, J.D. (2001) What controls who is where in freshwater fish communities - the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **58**, 157-170.
- Johnson, T.E., McNair, J.N., Srivastava, P. & Hart, D.D. (2007) Stream ecosystem responses to spatially variable land cover: an empirically based model for developing riparian restoration strategies. *Freshwater Biology*, **52**, 680-695.
- Keith, P., Persat, H., Feunteun, E. & Allardi, J. (2011) *Les poissons d'eau douce de France*, Biotope. Muséum national d'histoire naturelle, Paris. 552 p.
- Kilgour, B.W. & Stanfield, L.W. (2006) Hindcasting reference conditions in streams. *Landscape influences on stream habitats and biological assemblages*. American Fisheries Society. **48**, 623-639. American Fisheries Society, Madison, WI, USA.
- Kramer, D.B., Zhang, T., Cheruvelil, K.S., Ligmann-Zielinska, A. & Soranno, P.A. (2013) A multi-objective, return on investment analysis for freshwater conservation planning. *Ecosystems*, **16**, 823-837.
- Laffaille, P., Brosse, S., Ombredane, D. & Feunteun, E. (2011) Richesse et organisation spatiale des communautés de poissons d'eau douce. *Les poissons d'eau douce de France*. Biotope. Muséum national d'histoire naturelle, Paris. pp. 128-155.
- Langhans, S.D., Reichert, P. & Schuwirth, N. (2014) The method matters: A guide for indicator aggregation in ecological assessments. *Ecological Indicators*, **45**, 494-507.
- Larsen, F.W. & Rahbek, C. (2003) Influence of scale on conservation priority setting - a test on African mammals. *Biodiversity and Conservation*, **12**, 599-614.
- Lassalle, G., Beguer, M., Beaulaton, L. & Rochard, E. (2008) Diadromous fish conservation plans need to consider global warming issues: An approach using biogeographical models. *Biological Conservation*, **141**, 1105-1118.
- Lassalle, G., Crouzet, P. & Rochard, E. (2009) Modelling the current distribution of European diadromous fishes: an approach integrating regional anthropogenic pressures. *Freshwater Biology*, **54**, 587-606.
- Launois, L., Veslot, J., Irz, P. & Argillier, C. (2011) Development of a fish-based index (FBI) of biotic integrity for French lakes using the hindcasting approach. *Ecological Indicators*, **11**, 1572-1583.
- Lawler, J.J., Lewis, D.J., Nelson, E., Plantinga, A.J., Polasky, S., Withey, J.C., Helmers, D.P., Martinuzzi, S., Pennington, D. & Radeloff, V.C. (2014) Projected land-use change impacts on ecosystem services in the United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **111**, 7492-7497.

- Leathwick, J.R., Moilanen, A., Ferrier, S. & Julian, K. (2010) Complementarity-based conservation prioritization using a community classification, and its application to riverine ecosystems. *Biological Conservation*, **143**, 984-991.
- Lee, T.M. & Jetz, W. (2008) Future battlegrounds for conservation under global change. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **275**, 1261-1270.
- Linke, S., Norris, R.H. & Pressey, R.L. (2008) Irreplaceability of river networks: towards catchment-based conservation planning. *Journal of Applied Ecology*, **45**, 1486-1495.
- Lyashevskaya, O. & Farnsworth, K.D. (2012) How many dimensions of biodiversity do we need? *Ecological Indicators*, **18**, 485-492.
- Maes, J., Stevens, M. & Breine, J. (2008) Poor water quality constrains the distribution and movements of twaite shad *Alosa fallax fallax* (Lacépède, 1803) in the watershed of river Scheldt. *Hydrobiologia*, **602**, 129-143.
- Maire, A., Buisson, L., Biau, S., Canal, J. & Laffaille, P. (2013) A multi-faceted framework of diversity for prioritizing the conservation of fish assemblages. *Ecological Indicators*, **34**, 450-459.
- Malmqvist, B. & Rundle, S. (2002) Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*, **29**, 134-153.
- Markovic, D., Carrizo, S., Freyhof, J., Cid, N., Lengyel, S., Scholz, M., Kasperdus, H. & Darwall, W. (2014) Europe's freshwater biodiversity under climate change: distribution shifts and conservation needs. *Diversity and Distributions*, **20**, 1097-1107.
- Marzin, A., Verdonchot, P.F.M. & Pont, D. (2013) The relative influence of catchment, riparian corridor, and reach-scale anthropogenic pressures on fish and macroinvertebrate assemblages in French rivers. *Hydrobiologia*, **704**, 375-388.
- McClanahan, T.R., Cinner, J.E., Maina, J., Graham, N.A.J., Daw, T.M., Stead, S.M., Wamukota, A., Brown, K., Ateweberhan, M., Venus, V. & Polunin, N.V.C. (2008) Conservation action in a changing climate. *Conservation Letters*, **1**, 53-59.
- McDonnell, M.D., Possingham, H.P., Ball, I. & Cousins, E.A. (2002) Mathematical methods for spatially cohesive reserve design. *Environmental Modeling & Assessment*, **7**, 107-114.
- Meller, L., Cabeza, M., Pironon, S., Barbet-Massin, M., Maiorano, L., Georges, D. & Thuiller, W. (2014) Ensemble distribution models in conservation prioritization: from consensus predictions to consensus reserve networks. *Diversity and Distributions*, **20**, 309-321.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005) *Ecosystems and Human Well-Being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute: Washington DC, USA.
- Moilanen, A., Kujala, H. & Leathwick, J.R. (2009) The Zonation framework and software for conservation prioritization. *Spatial conservation prioritization: Quantitative methods and computational tools* (eds A. Moilanen, K.A. Wilson & H.P. Possingham). Oxford University Press, Oxford, UK. pp. 196-210.
- Moilanen, A., Leathwick, J. & Quinn, J.M. (2011) Spatial prioritization of conservation management. *Conservation Letters*, **4**, 383-393.
- Moilanen, A., Possingham, H.P. & Polasky, S. (2009) A mathematical classification of conservation prioritization problems. *Spatial conservation prioritization: Quantitative methods and computational tools* (eds A. Moilanen, K.A. Wilson & H.P. Possingham). Oxford University Press, Oxford, UK. pp. 28-42.
- Mouchet, M.A., Villéger, S., Mason, N.W.H. & Mouillot, D. (2010) Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, **24**, 867-876.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B. & Kent, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403**, 853-858.
- Naeem, S., Duffy, J.E. & Zavaleta, E. (2012) The functions of biological diversity in an age of extinction. *Science*, **336**, 1401-1406.
- Nestler, J.M., Theiling, C.H., Lubinski, K.S. & Smith, D.L. (2010) Reference condition approach to restoration planning. *River Research and Applications*, **26**, 1199-1219.
- Noss, R.F., Nielsen, S. & Vance-Borland, K. (2009) Prioritizing ecosystems, species, and sites for restoration. *Spatial conservation prioritization: Quantitative methods and computational tools* (eds A. Moilanen, K.A. Wilson & H.P. Possingham). Oxford University Press, Oxford, UK. pp. 158-171.
- Oberdorff, T., Pont, D., Hugueny, B. & Chessel, D. (2001) A probabilistic model characterizing fish assemblages of French rivers: a framework for environmental assessment. *Freshwater Biology*, **46**, 399-415.
- Orme, C.D.L., Davies, R.G., Burgess, M., Eigenbrod, F., Pickup, N., Olson, V.A., Webster, A.J., Ding, T.-S., Rasmussen, P.C., Ridgely, R.S., Stattersfield, A.J., Bennett, P.M., Blackburn, T.M., Gaston, K.J. & Owens, I.P.F. (2005) Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature*, **436**, 1016-1019.
- Palmer, M.A., Lettenmaier, D.P., Poff, N.L., Postel, S.L., Richter, B. & Warner, R. (2009) Climate change and river ecosystems: Protection and adaptation options. *Environmental Management*, **44**, 1053-1068.
- Pareto, V. (1906) *Manual of Political Economy*.
- Pärtel, M., Szava-Kovats, R. & Zobel, M. (2011) Dark diversity: shedding light on absent species. *Trends in Ecology & Evolution*, **26**, 124-128.
- Pavoine, S. & Bonsall, M.B. (2011) Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. *Biological Reviews*, **86**, 792-812.
- Pool, T.K., Grenouillet, G. & Villéger, S. (sous presse) Species contribute differently to the taxonomic, functional, and phylogenetic alpha and beta diversity of freshwater fish communities. *Diversity and Distributions*. DOI : 10.1111/ddi.12231.
- Poulet, N., Beaulaton, L. & Dembski, S. (2011) Time trends in fish populations in metropolitan France: insights from national monitoring data. *Journal of Fish Biology*, **79**, 1436-1452.
- Regan, H.M., Davis, F.W., Andelman, S.J., Widyanata, A. & Freese, M. (2007) Comprehensive criteria for biodiversity evaluation in conservation planning. *Biodiversity and Conservation*, **16**, 2715-2728.
- Reynolds, J.H. & Ford, E.D. (1999) Multi-criteria assessment of ecological process models. *Ecology*, **80**, 538-553.

- Reynoldson, T.B., Norris, R.H., Resh, V.H., Day, K.E. & Rosenberg, D.M. (1997) The reference condition: A comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, **16**, 833-852.
- Roberts, C.M., Branch, G., Bustamante, R.H., Castilla, J.C., Dugan, J., Halpern, B.S., Lafferty, K.D., Leslie, H., Lubchenco, J., McArdle, D., Ruckelshaus, M. & Warner, R.R. (2003) Application of ecological criteria in selecting marine reserves and developing reserve networks. *Ecological Applications*, **13**, S215-S228.
- Rondinini, C., Wilson, K.A., Boitani, L., Grantham, H. & Possingham, H.P. (2006) Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. *Ecology Letters*, **9**, 1136-1145.
- Roset, N., Grenouillet, G., Goffaux, D., Pont, D. & Kestemont, P. (2007) A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. *Fisheries Management and Ecology*, **14**, 393-405.
- Rothley, K.D. (1999) Designing bioserve networks to satisfy multiple, conflicting demands. *Ecological Applications*, **9**, 741-750.
- Scharlemann, J.P.W., Green, R.E. & Balmford, A. (2004) Land-use trends in Endemic Bird Areas: Global expansion of agriculture in areas of high conservation value. *Global Change Biology*, **10**, 2046-2051.
- Solymos, P. & Feher, Z. (2005) Conservation prioritization based on distribution of land snails in Hungary. *Conservation Biology*, **19**, 1084-1094.
- Soranno, P.A., Wagner, T., Martin, S.L., McLean, C., Novitski, L.N., Provence, C.D. & Rober, A.R. (2011) Quantifying regional reference conditions for freshwater ecosystem management: A comparison of approaches and future research needs. *Lake and Reservoir Management*, **27**, 138-148.
- Strange, N., Thorsen, B.J., Bladt, J., Wilson, K.A. & Rahbek, C. (2011) Conservation policies and planning under climate change. *Biological Conservation*, **144**, 2968-2977.
- Strecker, A.L., Olden, J.D., Whittier, J.B. & Paukert, C.P. (2011) Defining conservation priorities for freshwater fishes according to taxonomic, functional, and phylogenetic diversity. *Ecological Applications*, **21**, 3002-3013.
- Tingley, M.W., Darling, E.S. & Wilcove, D.S. (2014) Fine- and coarse-filter conservation strategies in a time of climate change. *Annals of the New York Academy of Sciences*, **1322**, 92-109.
- Trenberth, K.E., Dai, A., van der Schrier, G., Jones, P.D., Barichivich, J., Briffa, K.R. & Sheffield, J. (2014) Global warming and changes in drought. *Nature Climate Change*, **4**, 17-22.
- Vautard, R., Gobiet, A., Sobolowski, S., Kjellström, E., Stegehuis, A., Watkiss, P., Mendlik, T., Landgren, O., Nikulin, G., Teichmann, C. & Jacob, D. (2014) The European climate under a 2°C global warming. *Environmental Research Letters*, **9**, 034006.
- Wilson, K.A., McBride, M.F., Bode, M. & Possingham, H.P. (2006) Prioritizing global conservation efforts. *Nature*, **440**, 337-340.
- Wood, L.J. & Dragicevic, S. (2007) GIS-based multicriteria evaluation and fuzzy sets to identify priority sites for marine protection. *Biodiversity and Conservation*, **16**, 2539-2558.
- Young, T.P. (2000) Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation*, **92**, 73-83.
- Zarkami, R., Sadeghi, R. & Goethals, P. (2012) Use of fish distribution modelling for river management. *Ecological Modelling*, **230**, 44-49.
- Zhang, Z., Sherman, R., Yang, Z., Wu, R., Wang, W., Yin, M., Yang, G. & Ou, X. (2013) Integrating a participatory process with a GIS-based multi-criteria decision analysis for protected area zoning in China. *Journal for Nature Conservation*, **21**, 225-240.
- Zitzler, E. & Thiele, L. (1999) Multiobjective evolutionary algorithms: a comparative case study and the strength Pareto approach. *IEEE Transactions on Evolutionary Computation*, **3**, 257-271.

Valorisation des résultats

1. Valorisation scientifique

1.1. Articles scientifiques

Maire A., Buisson L., Biau S., Canal J. & Laffaille P. (2013) A multi-faceted framework of diversity for prioritizing the conservation of fish assemblages. *Ecological Indicators*, 34: 450–459.

Maire A., Buisson L., Canal J., Rigault B., Boucault J. & Laffaille P. (Soumis) Restoration and conservation planning using hindcasting modelling: application to stream fish assemblages. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*.

Maire A., Buisson L. & Laffaille P. (Soumis) Methods in conservation planning: a comparison of scoring and complementarity-based approaches. *Biodiversity and Conservation*.

Maire A., Laffaille P., Maire J.-F. & Buisson L. (Soumis) Conservation planning under multiple objectives: a comparison of quantitative approaches to identify priority areas for conservation. *Conservation Biology*.

Maire, A., Laffaille, P. & Buisson, L. (En préparation) Robustness to global changes of current spatial conservation priorities for stream fish assemblages in France.

1.2. Communications scientifiques

Lechêne A., Laffaille P., Boët P., Buisson L., Maire A., 2014. Deux approches écologiques pour restaurer les fonctionnalités écologiques des zones humides fluvio-estuariennes. Colloque franco-qubécois GAGILAU "Quels fleuves et Estuaires pour demain ?", 14-16 mai 2014, Toulouse, France.

Maire A., Buisson L., Biau S., Canal J. & Laffaille P., 2014. What are the conservation priorities for fish assemblages among the floodplain waterbodies of the Garonne River? Colloque franco-qubécois GAGILAU "Quels fleuves et Estuaires pour demain ?", 14-16 mai 2014, Toulouse, France.

Maire A., Laffaille P., Buisson L., 2014. Identification of priority areas for the conservation of stream fish assemblages in France. *Sveriges lantbruksuniversitet*, 16 avril 2014, Upsalla, Norvège.

Maire A., Buisson L., Laffaille P., 2013. Development of a multi-faceted framework for the selection of priority areas for the conservation of stream fish assemblages. 8th Symposium for European Freshwater Sciences (SEFS), 1er-5 juillet 2013, Münster, Allemagne.

Maire A., Canal J., Buisson L. & Laffaille P. (2013) L'ichtyofaune des annexes hydrauliques des grands fleuves : biodiversité et variations des débits. Les rencontres 2013 de la Garonne « Trop d'eau, pas assez d'eau ? Des clés pour mieux vivre avec ces variations », 17 octobre 2013, Labourgade, France.

Maire A., Laffaille P., Buisson L., 2013. Conservation planning under multiple objectives: a comparison of quantitative approaches to identify priority areas for the conservation of stream fish assemblages. 19th Biennial ISEM Conference, Ecological Modelling for Ecosystem Sustainability in the Context of Global Change, 28-31 October 2013, Toulouse, France.

Maire A., Buisson L., Boucault J., Laffaille P., 2012. Comment sélectionner les zones prioritaires pour la conservation des poissons de rivière ? Biodiversité aquatique, quelles pistes pour la gestion des rivières et plans d'eau ? 14-15 novembre 2012, Paris, France.

Maire A., Buisson L., Boucault J., Laffaille P., 2012. Comment sélectionner les zones prioritaires pour la conservation des poissons de rivière ? Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité, 13 décembre 2012, Paris, France.

1.3. Thèse

Maire A. Comment sélectionner les zones prioritaires pour la conservation et la restauration des communautés de poissons de rivière ? Applications aux échelles de la France et du Pas-de-Calais. Sera soutenue le 20 novembre 2014 à l'ENSAT (Toulouse).

1.4. Site Internet

www.peche62.fr

1.5. Article de presse

La voix du Nord du 21/06/2013

Gazette officielle de l'eau et de la pêche du 28/06/2013

1.6. Base de données

« Poissons Artois Picardie », base de données créée lors du projet et disponible à la Fédération du Pas-de-Calais des Associations Agréées pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique.

1.7. Synthèse d'aide à la décision

« Mieux connaître les poissons pour mieux gérer les cours d'eau du Pas-de-Calais » (plaquette de synthèse qui sera diffusée le 04/12).

« Outil cartographique d'aide à la décision pour l'identification des mesures de gestion prioritaires pour le réseau hydrographique du département du Pas-de-Calais »

2. Transfert vers les acteurs régionaux

L'outil d'aide à la décision sera transmis aux acteurs régionaux dans le cadre d'une journée de restitution et d'échanges programmée le 04/12 au siège de la Fédération. Ainsi, les collectivités locales qui ont initié un plan de restauration et d'entretien écologique à l'échelle d'un bassin versant ou d'un sous bassin pourront orienter et prioriser la mise en œuvre de ces actions de restauration en fonction des conclusions de l'étude PrioFish. Lors de cette journée de restitution, les outils seront transmis aux gestionnaires par le biais d'une plaquette d'informations. En qualité d'assistant auprès des maîtres d'ouvrages, la Fédération du Pas-de-Calais des Associations Agréées pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique veillera à ce que les orientations issues de l'étude PrioFish influence de manière significative le phasage des travaux de restauration écologique et de conservation des habitats et des espèces.

Perspectives au-delà du projet

1. En matière de recherche

Le projet PrioFish nous a permis d'apporter de nombreuses pistes concrètes de gestion quant à l'intérêt de conservation et de restauration des communautés de poissons du Pas-de-Calais, mais en se limitant aux rivières et non à la plaine inondable, et donc sans intégrer les connections possibles (e.g. la connectivité latérale) avec les autres types de masse d'eau. Nous avons donc déposé une demande de financement pour un nouveau projet (ConnectZH : Quelles zones humides doit-on connecter pour améliorer la fonctionnalité des communautés de poissons des cours d'eau anthropisés du Pas de Calais ?) où nous souhaitons compléter cette première étude en nous focalisant cette fois-ci sur les hydrosystèmes les plus anthropisés (rivières chenalisées et canaux utilisés pour la navigation fluviale).

En effet, le fonctionnement écologique des hydrosystèmes est le fruit d'une histoire faisant intervenir tant les sociétés humaines que leur environnement biophysique. Ces environnements ont subi au cours de l'histoire récente de nombreuses transformations dues au développement des activités anthropiques (urbanisation, emprises agricoles, etc.). Dans le Pas-de-Calais, les interventions des gestionnaires ont, en particulier, consisté à chenaliser et à fragmenter les fleuves et rivières pour le développement de la navigation fluviale, de l'activité industrielle, et de l'évacuation des eaux de ruissellement. Le projet ConnectZH se positionne au sein des initiatives alternatives de gestion visant à améliorer l'état écologique des cours d'eau soumis à des pressions anthropiques fortes. L'hypothèse posée est qu'une optimisation de la connectivité latérale entre cours d'eau anthropisés et les zones humides adjacentes devrait permettre d'améliorer la fonctionnalité des communautés de poissons présentes dans les canaux de navigation. D'un point de vue fondamental, l'objectif est par conséquent d'étudier le rôle fonctionnel de ces zones humides pour l'ichtyofaune (en termes de reproduction et de nourricerie). D'un point de vue appliqué, l'objectif est d'apporter des solutions pour maintenir localement une forte biodiversité patrimoniale et fonctionnelle de poissons d'eau douce dans le département du Pas de Calais en identifiant les zones humides prioritaires soit pour la restauration (connexion avec l'axe principal), soit pour la conservation.

2. En matière de politiques publiques

Les acteurs publics qui participent financièrement aux programmes de restauration et d'entretien des cours d'eau pourraient conditionner leur participation financière à la prise en compte des orientations de l'étude PrioFish, au même titre que les documents de planification ayant ou non une portée réglementaire (SDAGE, PLAGEPOMI, PDPG...).

3. En matière de mesures de préservation pour des acteurs publics ou privés

Les secteurs identifiés comme étant prioritaires pourraient faire l'objet d'une politique d'acquisition foncière afin de faciliter leur préservation et leur restauration. En effet, les linéaires de cours d'eau de type « salmonicole » sont dans la grande majorité des cas des linéaires privés ce qui implique de conventionner avec chaque propriétaire riverain avant la réalisation d'actions à l'échelle parcellaire. Cet aspect administratif constitue à ce jour un des points de blocage à l'émergence d'actions concrètes sur le milieu. L'acquisition foncière représente un levier efficace qui pourrait être activé par des structures telles que l'Agence de l'eau, les Fédérations Régionales des Associations Agréées pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique, les collectivités locales...

4. Les nouvelles coopérations et les nouveaux projets

D'un point de vue technique, l'application des préconisations de PrioFish a permis de conforter les coopérations émergentes à l'échelle du Pas-de-Calais entre la Fédération des Associations Agréées pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique et les porteurs de projets. En effet, deux actions de restauration écologique en partenariat avec les collectivités locales (le SYMVAHEM et le SYMCEA) ont d'ores et déjà été initiées :

- La restauration écologique du Loquin, affluent principal de la Hem, dont les objectifs sont :
 - d'effacer 7 obstacles à la continuité écologique ;
 - de mettre en défens de berge 6 km de cours d'eau par la pose de 6 km de clôture et de 48 abreuvoirs au fil de l'eau ;
 - de créer 4 zones favorables à la reproduction des salmonidés pour une surface totale de 350m² ;
 - de restaurer la ripisylve sur une longueur cumulée de 700m par l'abattage de 30 peupliers et par la plantation d'espèces locales.

- L'effacement de deux obstacles à la libre circulation des poissons et sédimentaire sur le Faux, affluent de la Ternoise. En effet, l'effacement du seuil des Ringalles et celui d'Heuchin ont permis de restaurer la continuité écologique sur un linéaire de 1,5 km.

D'un point de vue scientifique, l'étude PrioFish a permis de cibler les lacunes existantes sur les communautés de poissons à l'échelle des milieux canalisés du département. Ainsi, une démarche similaire sera appliquée sur ce linéaire afin d'évaluer le gain écologique généré par des actions de reconnexion des annexes alluviales au réseau canalisé et de prioriser l'exécution de ces actions à l'échelle Régionale et du bassin Artois Picardie (voir point 1). Ce travail qui devrait être mis en œuvre en 2015 par la Fédération et l'UMR EcoLab sera financé majoritairement par l'Agence de l'Eau Artois Picardie et la Région Nord Pas-de-Calais.