

## ***Projet Connect'AH***

***Quelles annexes hydrauliques doit-on connecter pour améliorer la  
fonctionnalité des communautés de poissons des cours d'eau anthropisés  
du Pas-de-Calais ?***

### **Rapport final**

Décembre 2018

<b><u>Auteurs :</u></b>	Marjorie BIFFI	Ingénieure de recherche	EcoLab
	Laëtitia BUISSON	Maitre de conférences	EcoLab
	Pascal LAFFAILLE	Professeur des Universités	EcoLab
	Grégory CROWYN	Directeur	FDAAPPMA62
	Benoit RIGAULT	Chargé de Mission Connaissance	FDAAPPMA62
	Benoit BLAZEJEWSKI	Chargé de Mission Restauration écologique	FDAAPPMA62

**Financeurs :** Agence de l'eau Artois-Picardie  
Région Hauts-de-France  
Fédération Nationale de la Pêche en France  
Centre National de la Recherche Scientifique

**Porteur du projet :**

UMR 5245 EcoLab (Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement)

CNRS / Toulouse INP / UPS

Avenue de l'agrobiopole

BP 32607 - Auzeville Tolosane

31326 Castanet-Tolosan cedex

Pascal LAFFAILLE

Professeur des Universités

Tél : +33 (0)6 62 78 02 93

Courriel : pascal.laffaille@ensat.fr

**Partenaires du projet :**

Fédération Départementale des Associations Agréées pour la Pêche et la Protection des Milieux  
Aquatiques du Pas de Calais (FDAAPPMA62)

Rue des Alpes

62510 Arques

Grégory Crowyn

Directeur

Tél : +33 (0)3.91.92.18.50

Courriel : gregory.crowyn@peche62.fr

Durée du projet : 36 mois

Date de début : Janvier 2016

Date de fin : Décembre 2018

## 1. Rappel du contexte et des objectifs du projet

### 1.1. Contexte

L'artificialisation des cours d'eau du Pas-de-Calais a débuté dès le XII<sup>e</sup> siècle dans le bassin versant de l'Aa. La canalisation des cours d'eau qui en a résulté, a permis le développement rapide de la navigation et des activités industrielles telles que l'extraction du charbon, la production d'énergie hydraulique, ainsi que l'agriculture irriguée.

Cependant, cette artificialisation des milieux aquatiques a également généré de nombreuses perturbations et altérations dans le fonctionnement écologique de ces milieux, devenant peu favorables pour les communautés aquatiques (Arlinghaus et al., 2002; Oscoz et al., 2005; Smiley & Dibble, 2008). Les canaux de navigation ne disposent en effet pas des conditions hydro-morphologiques propres aux rivières naturelles et présentent une altération des débits, des profondeurs et de la structure du lit mineur et des zones rivulaires (Lau et al., 2006; Rambaud et al., 2009; Harvolk et al., 2015; Lennox & Rasmussen, 2016). Par exemple, en entravant le gradient longitudinal des cours d'eau, les écluses de navigation représentent des barrières physiques semi-perméables qui limitent les mouvements des espèces aquatiques à des mouvements opportunistes (Argent & Kimmel, 2011). Les conditions d'écoulement sont impactées par la structure des canaux de navigation qui réduit de façon globale la vitesse du courant dans ces milieux (Wolter & Vilcinskas, 1997) où les zones peu courantes et profondes dominent (Rambaud et al., 2009). Le mouvement des bateaux induit également des vagues qui assèchent ponctuellement les rives et impactent les communautés aquatiques (Wolter & Arlinghaus, 2003; Huckstorf et al., 2011; Zajicek et al., 2018) et notamment les juvéniles de poissons (Arlinghaus et al., 2002). Les berges des canaux de navigation sont généralement canalisées pour former une structure rectiligne avec des berges possédant des pentes supérieures à 45° afin de faciliter la navigation des bateaux tout en protégeant les installations humaines des crues. L'artificialisation des berges a ainsi conduit à une homogénéisation des habitats aquatiques (Lennox & Rasmussen, 2016) et plus particulièrement à la perte des habitats peu profonds qui sont utilisés comme zones de nourricerie par les poissons (Zajicek et al., 2018).

Une autre conséquence importante de la canalisation des cours d'eau est l'altération de la connectivité latérale entre l'axe principal des cours d'eau et les annexes hydrauliques adjacentes qui se trouvent dans la plaine alluviale (*e.g.* plans d'eau, zones humides). La connectivité latérale est pourtant un facteur clé qui régule les dynamiques fluviales et les processus écologiques (Amoros & Bornette, 2002; Aarts et al., 2004) et qui façonnent la biodiversité dans les écosystèmes aquatiques (*e.g.* Lasne et al., 2007; Keruzoré et al., 2013; Besacier-Monbertrand et al., 2014; Goździejewska et al., 2016). Sous une dynamique naturelle, les annexes hydrauliques de la plaine alluviale peuvent être connectées de façon temporaire ou permanente au chenal principal. Ceci génère une hétérogénéité spatiale et temporelle des habitats et des communautés aquatiques et permet à la faune aquatique d'accéder à une diversité d'habitats de repos, de protection, d'alimentation, de reproduction et de nourricerie (*e.g.* pour les poissons : Couto et al., 2017; Grift et al., 2001; Stoffels et al., 2015). Les annexes hydrauliques de la plaine alluviale peuvent également jouer le rôle de zones refuges pour les juvéniles qui présentent une faible capacité de nage lors des épisodes de crues et sont ainsi importantes pour le recrutement des espèces et la recolonisation des chenaux principaux (Grift et al., 2003; Bolland et al., 2015). Dans un contexte de canalisation des rivières, la perte durable de la

connectivité latérale entre les canaux de navigation et les annexes hydrauliques adjacentes ne peut pas être compensée par la présence d'affluents connectés qui sont également souvent détournés par des siphons par exemple. La canalisation est ainsi responsable d'un déficit de zones favorables pour de nombreuses espèces aquatiques, dont le brochet *Esox lucius*, espèce repère de ce secteur du Pas-de-Calais. Ces espèces ne peuvent ainsi plus assurer les grandes étapes de leurs cycles biologiques (notamment la reproduction dans les annexes hydrauliques ou les affluents et la migration entre la zone de reproduction et les zones de croissance).

Dans le Pas-de-Calais qui est densément peuplé, le dernier plan départemental pour la protection des milieux aquatiques et la gestion des ressources piscicoles (PDPG62 2007-2012) dresse un bilan alarmant quant au niveau de fonctionnalité des hydrosystèmes du département : 60 % des bassins expertisés sont perturbés et 40 % d'entre eux sont dégradés. De plus, les communautés de poissons présentes dans les cours d'eau canalisés du Pas-de-Calais et les annexes hydrauliques adjacentes restent actuellement mal connues. Afin de mettre en œuvre les préconisations du schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE 2016-2021) de l'Agence de l'eau Artois-Picardie et du PDPG62, il est donc nécessaire d'améliorer les connaissances sur ces milieux afin d'identifier les mesures de gestion qui permettront d'optimiser les gains écologiques du réseau de cours d'eau canalisés du département.

## 1.2. Objectifs

Le projet Connect'AH repose sur l'hypothèse qu'une amélioration de la connectivité latérale entre les canaux de navigation du Pas-de-Calais et les annexes hydrauliques adjacentes permettrait de favoriser la fonctionnalité de ces deux milieux pour les communautés de poissons, notamment en termes d'abondance et de diversité d'espèces. En effet, une influence positive de la connectivité latérale entre les chenaux principaux et les annexes hydrauliques adjacentes a déjà été mise en évidence pour des cours d'eau plus naturels tels que dans le bassin versant de la Garonne (*e.g.* Maire et al., 2013) ou de la Loire (*e.g.* Lasne et al., 2007).

Les objectifs du projet étaient donc :

1. D'améliorer la connaissance des annexes hydrauliques (*e.g.* localisation, caractérisation) dans le réseau canalisé du département du Pas-de-Calais ;
2. D'améliorer la connaissance des communautés de poissons dans les annexes hydrauliques et les canaux ;
3. D'apporter des solutions de gestion (*i.e.* un outil d'aide à la décision) pour maintenir localement une forte diversité de poissons d'eau douce dans le réseau canalisé du département du Pas-de-Calais, en prenant en compte le rôle de la dimension latérale (*i.e.* la connectivité entre les annexes hydrauliques et les canaux de navigation) dans le fonctionnement écologique des communautés de poissons présentes au sein de ces milieux.

L'outil d'aide à la décision attendu devait permettre de hiérarchiser les priorités de gestion en identifiant :

- Les portions du réseau canalisé ne bénéficiant pas de la présence d'annexes hydrauliques fonctionnelles et connectées, où la création d'annexes hydrauliques serait donc nécessaire (mesure de création) ;
- Les annexes hydrauliques fonctionnelles et connectées au réseau canalisé à conserver en l'état (mesure de conservation) ;
- Les annexes hydrauliques fonctionnelles mais non connectées où des mesures de gestion (*i.e.* (re)connexion) seraient nécessaires (mesure de restauration).

### 1.3. Méthodologie utilisée

Pour arriver à ces objectifs, le projet Connect'AH s'est organisé en six tâches (Figure 1) :

1. Décrire la pression anthropique exercée sur le réseau canalisé du Pas-de-Calais ;
2. Décrire les caractéristiques des annexes hydrauliques à proximité des canaux de navigation ;
3. Caractériser les communautés de poissons dans les canaux et les annexes hydrauliques ;
4. Mesurer la fonctionnalité des annexes hydrauliques et des canaux pour les communautés de poissons et notamment en termes de zones de reproduction et de nourricerie ;
5. Proposer un outil d'aide à la décision des zones prioritaires à conserver (*i.e.* annexes hydrauliques connectées et fonctionnelles) et/ou à (re)connecter avec l'axe principal (*i.e.* annexes hydrauliques potentiellement fonctionnelles mais non connectées) et/ou à créer (*i.e.* annexes hydrauliques fonctionnelles dans des secteurs où il n'y en a pas) ;
6. Prioriser les annexes hydrauliques et les tronçons de canaux à conserver ou à aménager en fonction de leur potentiel à améliorer le fonctionnement écologique des canaux de navigation du Pas-de-Calais et des communautés de poisson qui s'y trouvent.

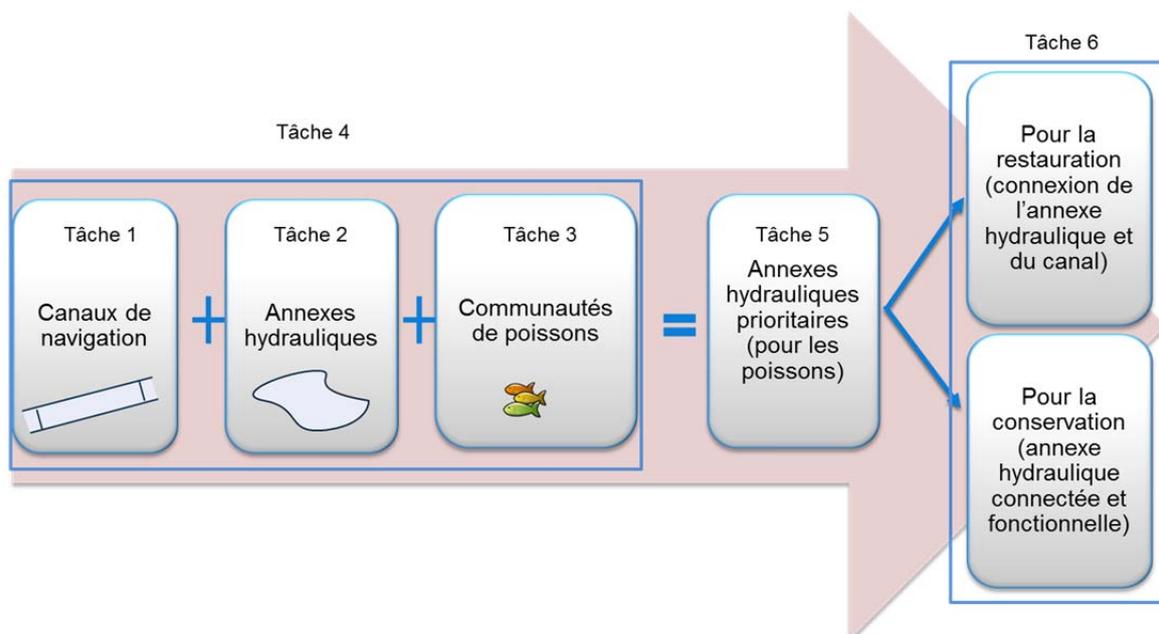


Figure 1. Organisation des différentes tâches du projet Connect'AH.

## 2. Description générale des activités et résultats

### 2.1. Déroulement du projet

#### ▪ 2016 :

- Janvier 2016 : Début du projet Connect'AH.
- Mars 2016 : Recrutement d'une doctorante (Hashradah RAMBURN) sur le projet. Elle a été localisée six mois dans le Pas-de-Calais (dans les locaux de la FDAAPPMA62) pour la réalisation de l'échantillonnage des données (annexes hydrauliques et communautés de poissons) puis six mois à Toulouse (dans les locaux du laboratoire EcoLab) pour l'exploitation, l'analyse et l'interprétation des données collectées.
- Avril 2016 :
  - o Obtention des autorisations d'accès aux sites.
  - o Caractérisation des annexes hydrauliques d'intérêt.
- Mai-Juin 2016 : Echantillonnage des communautés de poissons dans six biefs (*i.e.* un bief est un tronçon de canal délimité par deux écluses de navigation) et 29 annexes hydrauliques associées.
- Juin 2016 : Première réunion du comité de pilotage du projet Connect'AH à Arques (62).
- Juillet-Novembre 2016 : Bibliographie et analyse des données issues des échantillonnages 2016.
- Décembre 2016 : Rédaction du rapport d'étape pour les financeurs et les autres partenaires.

#### ▪ 2017 :

- Janvier à Mai 2017 :
  - o Caractérisation des annexes hydrauliques restantes.
  - o Obtention des autorisations pour la 2ème campagne d'échantillonnage des communautés de poissons.
  - o Début de la caractérisation des pressions anthropiques exercées sur les canaux de navigation, notamment par la recherche et la compilation des données de VNF.
- Mai à Juin 2017 :
  - o 2ème campagne d'échantillonnage des communautés de poissons (six nouveaux biefs et 19 nouvelles annexes hydrauliques).
  - o Recrutement d'une stagiaire (Madison FALCONNET, Polytech'Tours, Master 1) sur la tâche 1 du projet.
- Juin 2017 : 2ème réunion du comité de pilotage du projet Connect'AH à Arques.
- Juillet à Octobre 2017 :
  - o Pause temporaire dans l'avancement du projet suite à la démission de la doctorante chargée de mission (Hashradah RAMBURN).
  - o Valorisation du projet sous forme de poster et de présentation orale au colloque « Valeurs et usages des zones humides », 26-30 septembre 2017 (Bailleul) et à la journée « Connaissance au service de l'action, la qualité des milieux aquatiques », 3 octobre 2017 (Lille).

- Novembre 2017 :
  - o Recrutement d'une nouvelle chargée de mission (Marjorie BIFFI, ingénieure de recherche CNRS) à Toulouse pour l'exploitation, l'analyse et l'interprétation des données collectées ainsi que la finalisation du projet.
  - o Prise en main et début de vérification des bases de données du projet.
  - o Rédaction d'un article présentant le projet Connect'AH pour la Lettre du Forum des Marais Atlantiques (numéro de janvier 2018).
- Décembre 2017 :
  - o Rédaction du rapport d'avancement 2017 pour les financeurs et les différents partenaires.
  - o Vérification des bases de données du projet.
- **2018 :**
- Janvier 2018 :
  - o Réunion de cadrage avec la Fédération de pêche du Pas-de-Calais.
  - o Recrutement d'une stagiaire (Olivia BERNARDOFF, Université de Toulouse, Master 1) pour finaliser la tâche 1 du projet.
- Mars 2018 : Fin de la vérification des bases de données cartographiques et de terrain.
- Mars à Aout 2018 : Analyse des données des tâches 1 à 4 et interprétation des résultats.
- Aout à Septembre 2018 : Rédaction d'un article scientifique « Patterns of fish communities in navigation canals and their floodplain waterbodies » sur la tâche 4 du projet qui sera soumis à publication fin 2018.
- Octobre à Novembre 2018 :
  - o Préparation de la réunion de restitution du projet.
  - o Rédaction du rapport final pour l'Agence de l'Eau Artois-Picardie et pour la région Hauts-de-France.
- 15 Novembre 2018 : Réunion de restitution du projet aux financeurs, partenaires et gestionnaires du département du Pas-de-Calais à Saint-Omer (62).
- Décembre 2018 :
  - o Mise en forme et mise à disposition des bases de données générées dans le cadre du projet auprès de la FDAAPPMA62 et des partenaires.
  - o Diffusion du rapport de restitution.

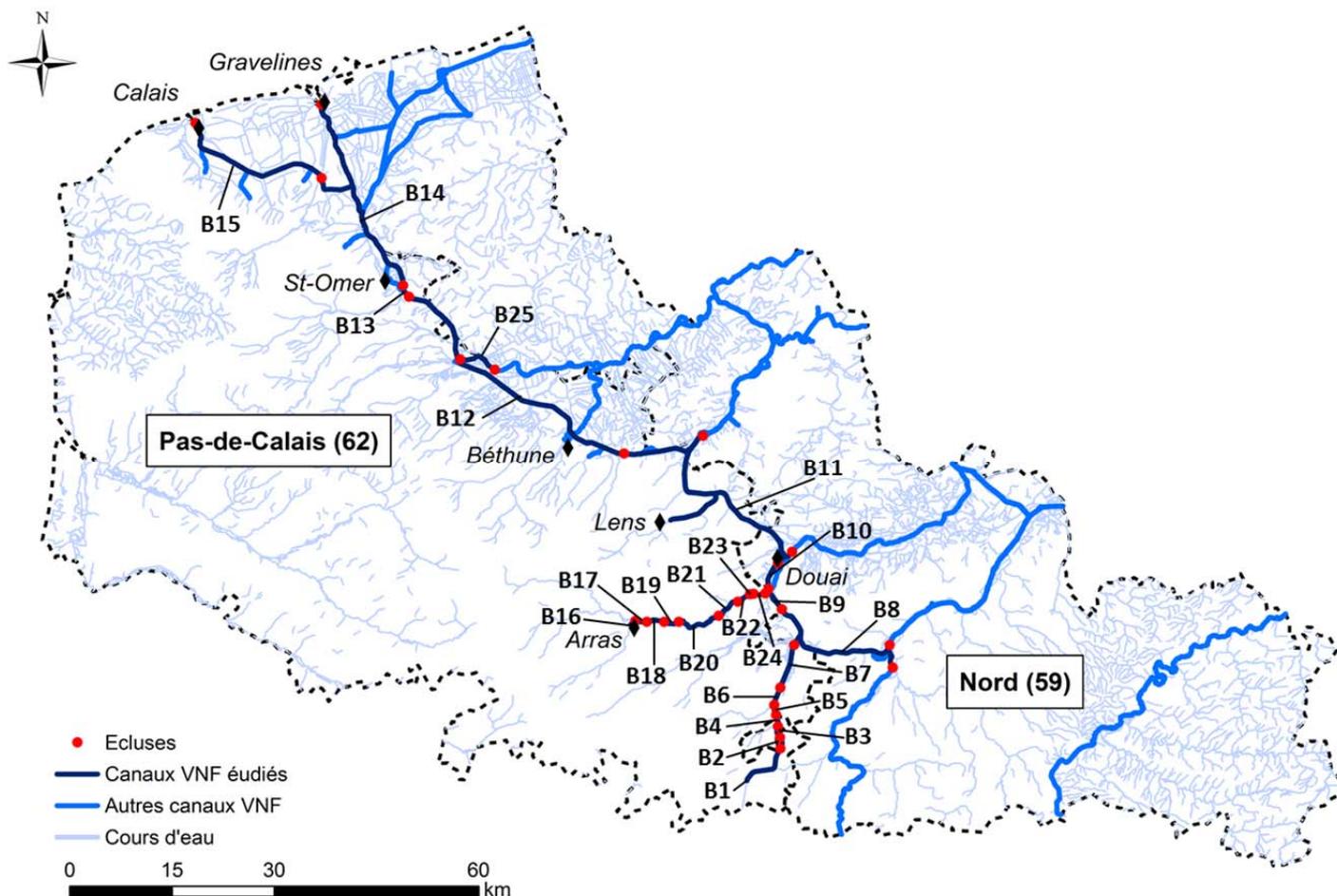
## **2.2. Résultats**

### **2.2.1. Tâche 1 : caractérisation des pressions anthropiques exercées sur les biefs**

#### **2.2.1.1. Le réseau canalisé d'intérêt**

Le réseau canalisé d'intérêt pour le projet Connect'AH correspond aux canaux de navigation gérés par Voies Navigables de France (VNF) et ouverts à la navigation commerciale dans le département du Pas-de-Calais. Dans une logique de continuité écologique, certaines portions de ces canaux peuvent

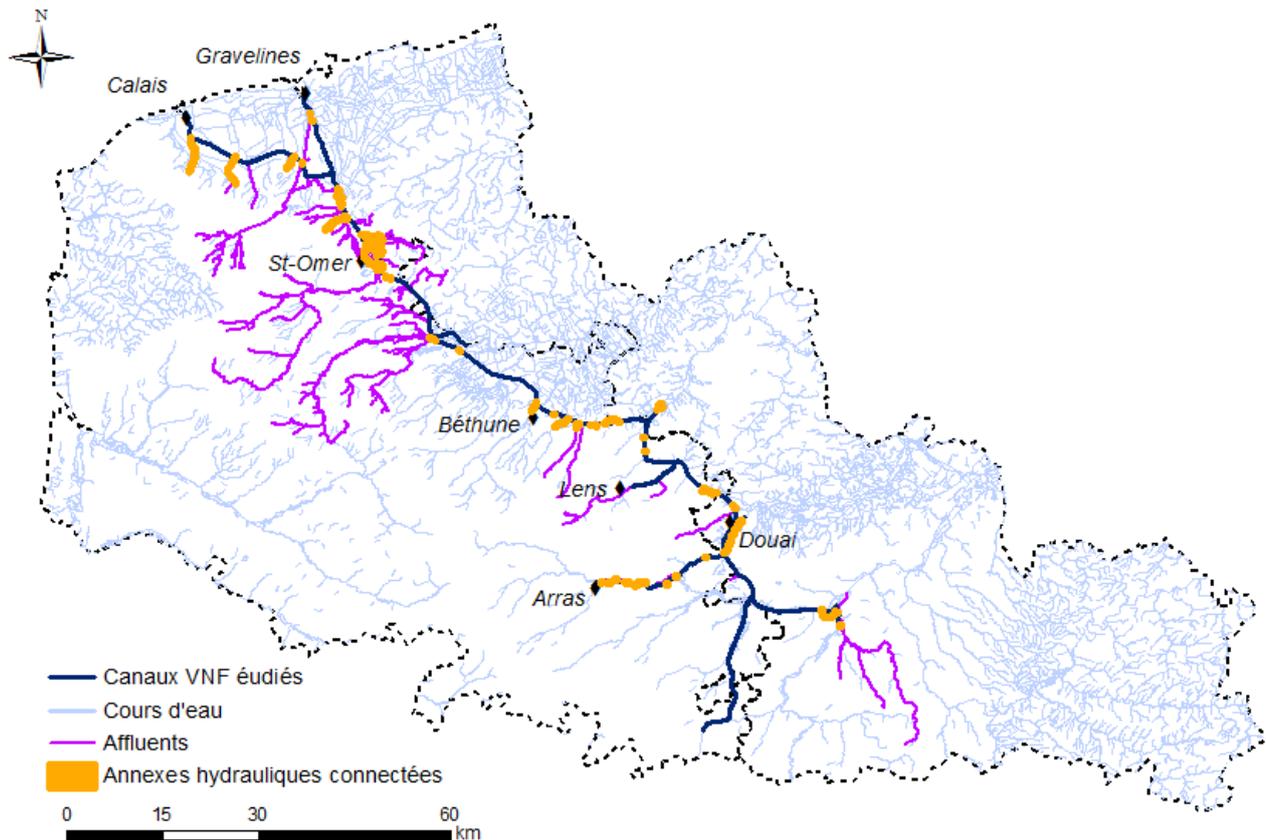
traverser le département du Nord. Le réseau canalisé d'intérêt représente 243.8 km de canaux et est fragmenté en 25 biefs (*i.e.* un bief est un tronçon de canal délimité par deux écluses de navigation) délimités par 26 écluses et un souterrain (Figure 2). Le souterrain de Ruyaulcourt, long d'environ 4 km, est en effet considéré comme une barrière à la dispersion naturelle des poissons et délimite le bief n°1 situé sur le canal du Nord à l'extrême sud de la zone d'étude. Les biefs présentent des longueurs variables avec un minimum de 584 m (bief n°23 au niveau de la Scarpe canalisée) et un maximum de 50.6 km (bief n°11 du canal à grand gabarit). La longueur moyenne des biefs est de  $9.8 \pm 14.3$  km. Cinquante pourcent des biefs mesurent moins de 2.7 km de long.



**Figure 2. Le réseau de canaux de navigation VNF étudiés dans le cadre du projet Connect'AH.**

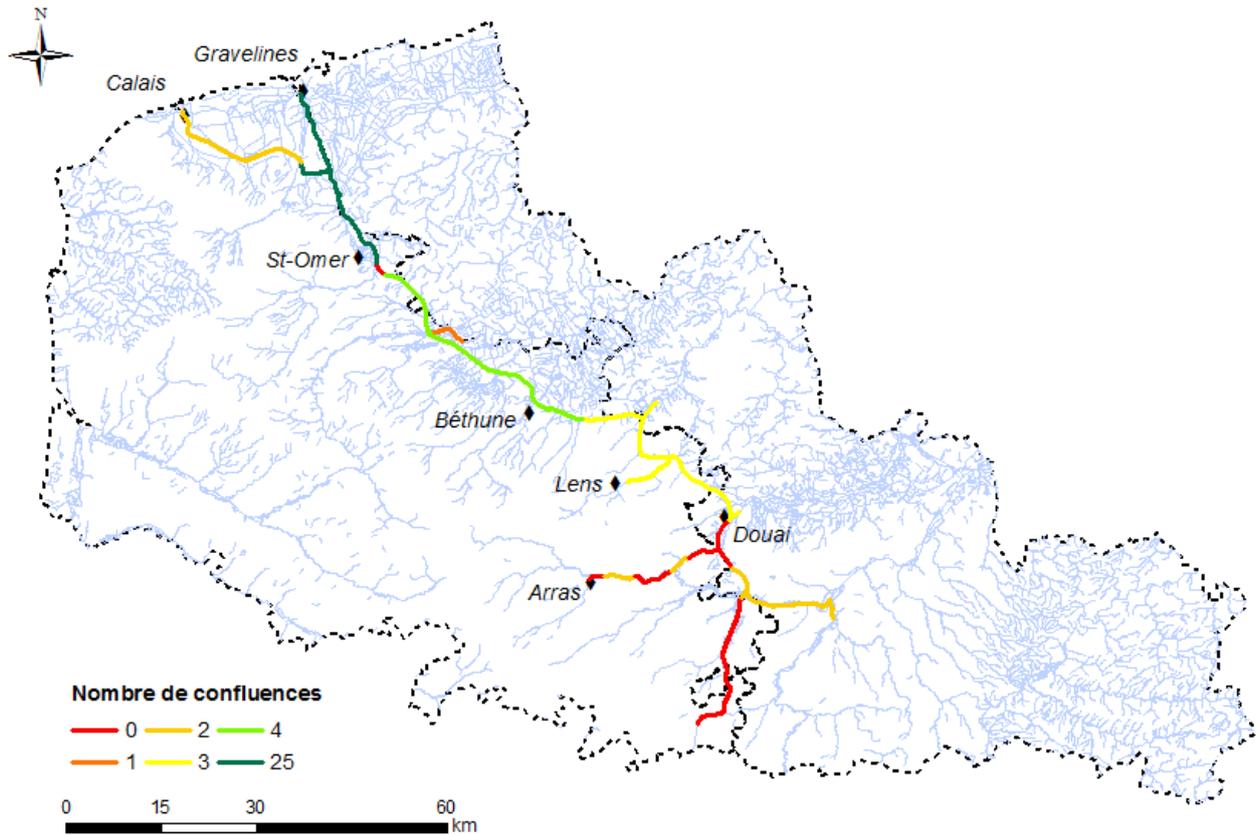
La largeur moyenne des biefs est de  $32.1 \pm 10.3$  m dans la zone d'étude mais les biefs présentent ponctuellement des sections de largeur supérieure à 100 m (*i.e.* gares d'eau ou zone de jonction de plusieurs canaux) ou inférieure à 10 m (*i.e.* au niveau de certaines écluses de navigation). Le bief n°25 sur la Lys canalisée et le bief n°10 du canal de dérivation de la Scarpe à Douai sont respectivement le bief le plus étroit (largeur moyenne de  $19.5 \pm 3.3$  m obtenue à partir de plusieurs mesures réalisées sur le bief) et le plus large (en moyenne :  $50.1 \pm 6.3$  m de large) de la zone d'étude.

Au sein du réseau canalisé du Pas-de-Calais, les zones d'accueil potentielles qui pourraient offrir des habitats plus favorables aux communautés de poissons présentes dans les canaux de navigation sont plutôt rares (Figure 3). Les zones d'accueil considérées sont les annexes hydrauliques (*i.e.* plans d'eau remplissant des critères spécifiques dont la définition est détaillée au point 2.2.2.1) et les affluents qui bénéficient d'une connexion hydraulique mais aussi biologique avec les biefs. Les affluents et annexes hydrauliques où la présence d'obstacles à l'écoulement ou d'autres types d'ouvrages empêchant la libre circulation des poissons depuis et vers les canaux (*e.g.* grille, vis de relevage, siphon, seuil en rivière) a été relevée, sont exclus.



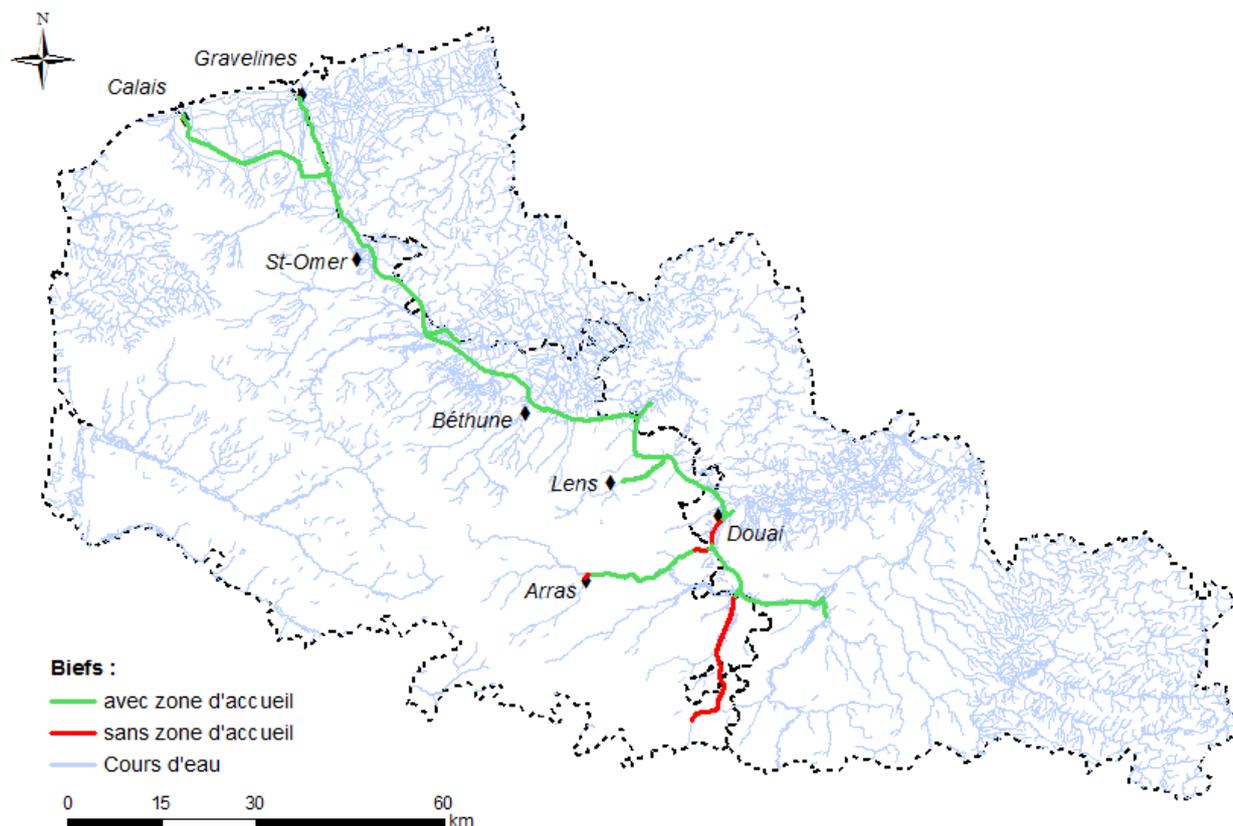
**Figure 3. Répartition des annexes hydrauliques et des affluents connectés au réseau canalisé du Pas-de-Calais qui pourraient représenter des zones d'accueil potentielles pour les communautés de poissons des canaux de navigation.**

Dans la zone d'étude, 23 affluents et 75 annexes hydrauliques bénéficiant d'une connexion biologique avec les biefs ont été répertoriés. Seuls 13 biefs sur 25 sont connectés à au moins une annexe hydraulique (0.3 annexe connectée par km de biefs) et neuf biefs sur 25 sont connectés à au moins un affluent. Un même affluent peut présenter plusieurs confluences avec le même bief, multipliant ainsi les potentialités de mouvement pour les poissons depuis et vers les canaux (Figure 4).



**Figure 4. Nombre de confluences des affluents par bief accessibles pour les communautés de poissons des canaux de navigation.**

Au total, 11 biefs sur 25 ne sont connectés à aucune zone d'accueil (*i.e.* ni annexe hydraulique, ni affluent) pour les poissons. Ces 11 biefs représentent 13 % du linéaire de canaux considérés (31.5 km de biefs ; Figure 5). La partie sud de la zone d'étude est celle bénéficiant de la plus faible connectivité latérale.



**Figure 5. Localisation des biefs ne bénéficiant d'aucune zone d'accueil (i.e. ni annexe hydraulique, ni affluent) pour les communautés de poissons.**

### 2.2.1.2. Les pressions anthropiques considérées

La caractérisation des pressions anthropiques exercées au niveau des canaux de navigation du Pas-de-Calais a fait l'objet de deux stages de niveau master 1 (Madison Falconnet, Polytech' Tours et Olivia Bernardoff, Univ. Toulouse) en 2017 et 2018.

Cinq catégories de pressions anthropiques pour lesquelles des données étaient disponibles ont été considérées.

#### 2.2.1.2.1. L'artificialisation des berges

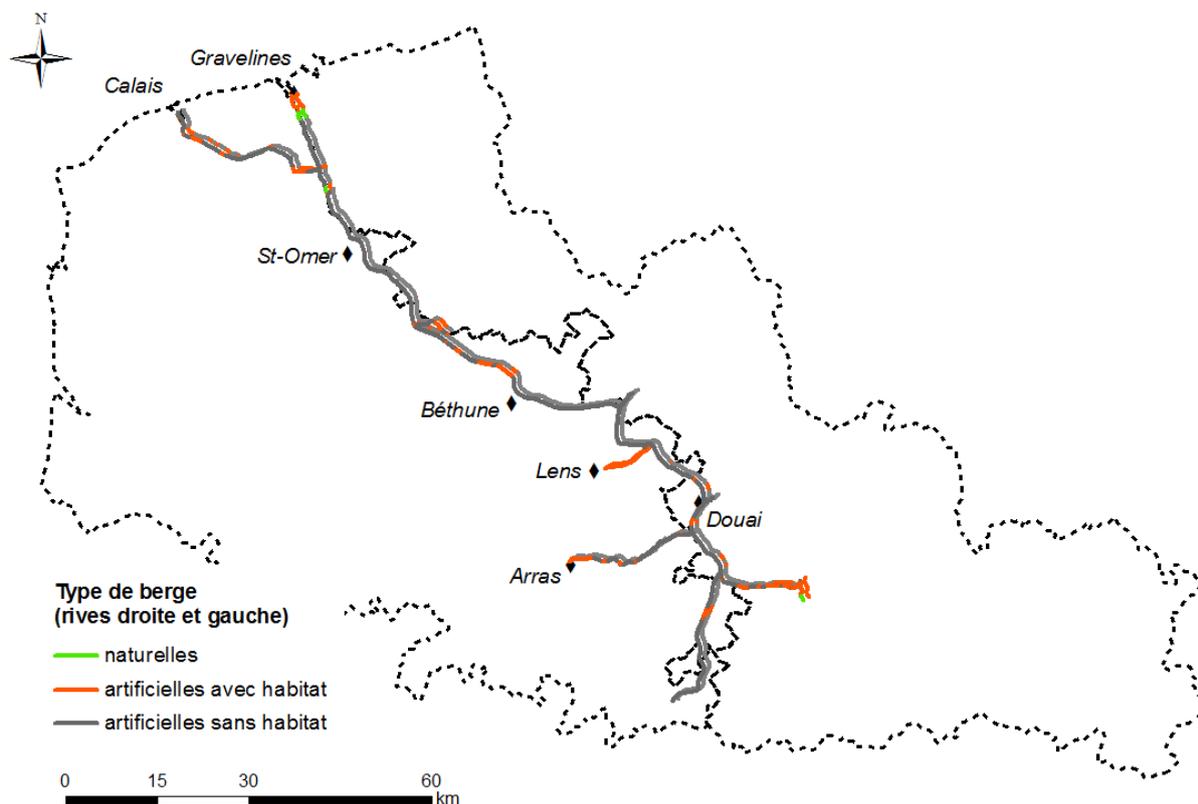
Les données utilisées pour caractériser les berges des canaux de navigation ont été fournies par VNF (données 2008 couvrant 40 % du linéaire étudié) et ont été complétées par des prospections de terrain réalisées en 2017 par la FDAAPPMA62 et le laboratoire EcoLab et des méthodes de photo-interprétation en utilisant des photographies aériennes pour couvrir le linéaire non-répertorié.

Trois grandes catégories de types de berges ont été considérées : les berges naturelles, les berges artificielles qui présentent des habitats potentiels pour les poissons et les berges artificielles sans aucune potentialité d'habitat (Tableau 1). Les modalités plus détaillées des types de berges fournies par VNF ont été regroupées dans ces trois catégories (Tableau 1).

**Tableau 1. Description des trois grands types de berges considérés pour la pression d'artificialisation des berges du réseau canalisé du Pas-de-Calais. Source photos : FDAAPPMA62.**

Type de berges	Description	Catégories VNF	Exemples dans les canaux du Pas-de-Calais.
<b>Berge naturelle</b>	Berges ne comportant pas de protection de berge artificielle	-	
<b>Berge artificielle avec habitat</b>	Berges présentant des interstices, une texture et un substrat plus biogène que de l'habitat lisse. Sont aussi incluses dans cette catégorie (i) les berges artificielles sans habitat mais présentant de nombreuses frondaisons de branches et (ii) les berges artificielles présentant une dégradation suffisante pour induire une augmentation de l'habitat disponible pour les communautés de poissons par la présence de lassis racinaire, d'interstices, de rugosité	Enrochements, gabions plats, tunage bois	
<b>Berge artificielle sans habitat</b>	Berges ne présentant aucune potentialité d'habitat ou de reproduction pour les communautés de poissons	Palplanche métallique, mur en béton, tunage béton, palplanches béton, palplanches métalliques, perré bitumineux, perré type Sensée, quai, maçonnerie	

Les berges naturelles représentent un pourcentage anecdotique (1 %) des berges des canaux de navigation du Pas-de-Calais dont la majeure partie du linéaire (80.4 %) est couvert par des berges artificielles sans potentialité d'habitat pour les poissons (Figure 6).



**Figure 6. Répartition des différents types de berges en rive gauche et rive droite des canaux de navigation du Pas-de-Calais.**

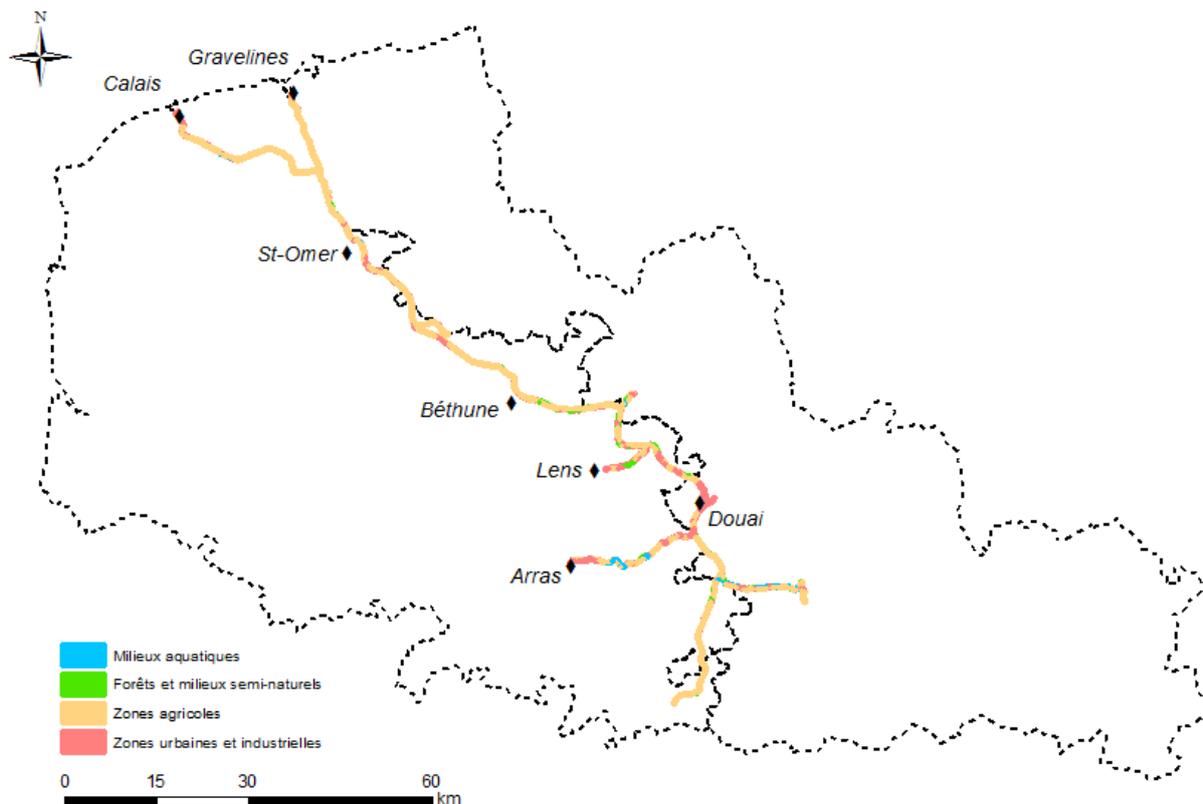
Les pourcentages du linéaire de biefs associés à chaque catégorie de berges ont été extraits pour chaque bief. Pour des raisons statistiques, la variable retenue pour décrire la pression d'artificialisation des berges des canaux de navigation du Pas-de-Calais est le pourcentage de berges artificielles sans habitat (les deux autres variables sont corrélées à cette dernière).

#### 2.2.1.2.2. L'occupation du sol

Les données d'occupation du sol ont été extraites de la base de données Corine Land Cover (CLC) 2012 (Source : [statistiques.developpement-durable.gouv.fr](http://statistiques.developpement-durable.gouv.fr)). Ces données ont été regroupées en quatre grands types d'occupation du territoire correspondant globalement au premier niveau de la nomenclature CLC : les zones urbanisées (« 1. Territoires artificialisés » CLC), les zones agricoles (« 2. Territoires agricoles » CLC), les zones forestières (« 3. Forêts et milieux-semi naturels » CLC) et les milieux aquatiques (regroupement des « 4. Zones humides » et « 5. Surfaces en eau » CLC).

Les pourcentages de recouvrement des quatre grandes catégories d'occupation du sol ont été extraits dans un rayon de 200 m autour de chaque bief. Les canaux de navigation sont majoritairement entourés de zones agricoles (62.3 %) et de zones urbanisées (26.6 %). Les milieux

naturels sont plutôt peu représentés dans la zone d'étude avec seulement 6.5 % de zones forestières et 4.6 % de milieux aquatiques autour des canaux (Figure 7).



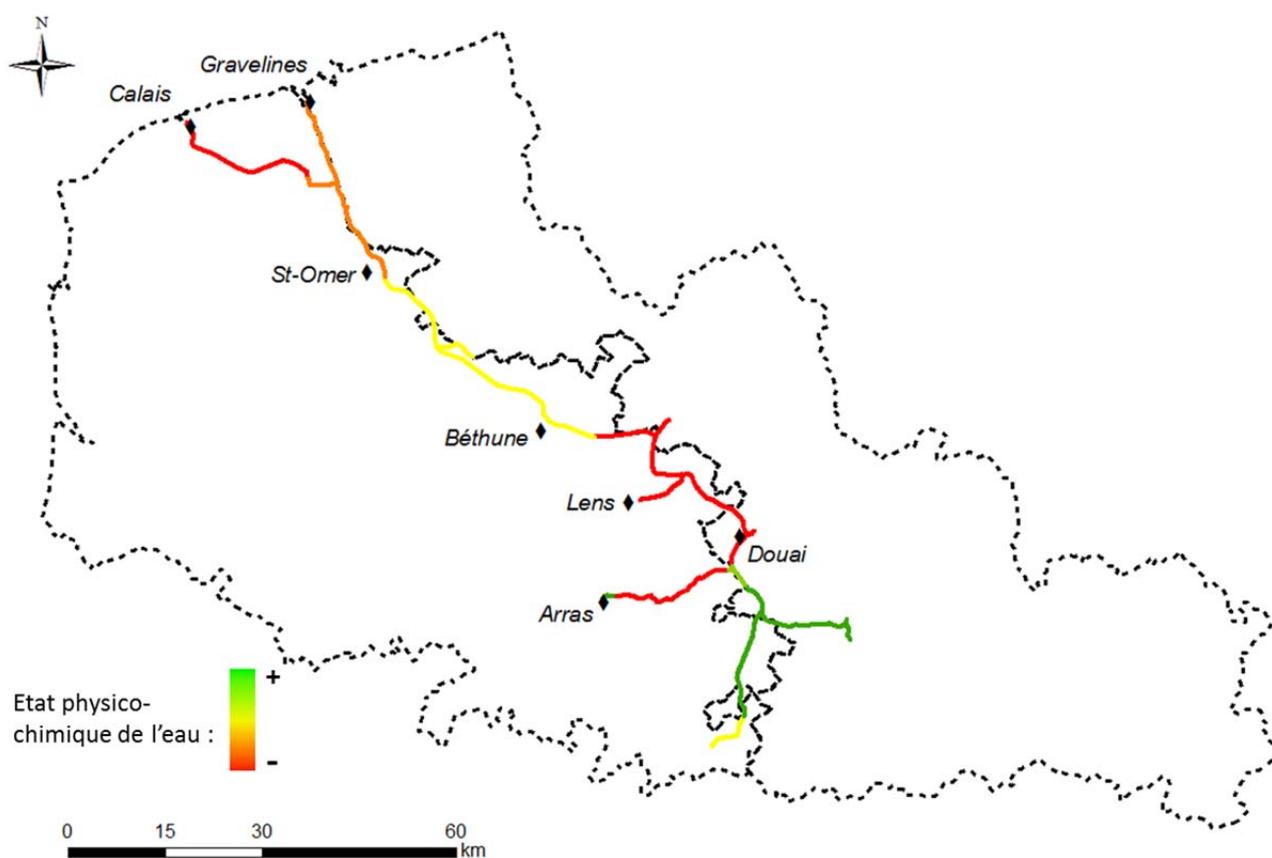
**Figure 7. Répartition des différentes catégories d'occupation du sol considérées dans un rayon de 200 m autour des canaux de navigation du Pas-de-Calais. Source des données : Corine Land Cover 2012.**

Les variables retenues pour décrire la pression d'occupation du sol sont le pourcentage de zones urbanisées et le pourcentage de zones agricoles présentes autour des biefs (les deux autres variables sont corrélées à ces deux dernières).

### 2.2.1.2.3. La qualité physico-chimique de l'eau

Les données utilisées pour caractériser la pression de qualité physico-chimique de l'eau des canaux de navigation ont été fournies par l'Agence de l'Eau Artois-Picardie. Puisque le réseau des stations de mesures de la qualité des eaux suivies par l'Agence ne couvrait que huit des 25 biefs étudiés (source : [www.naiades.eaufrance.fr/](http://www.naiades.eaufrance.fr/), dernier accès 17-19 janvier 2018), une carte synthétique de qualité des masses d'eau fournie par l'Agence de l'Eau a été utilisée (données 2013-2015). L'état physico-chimique de l'eau des canaux de navigation y est classé selon quatre catégories : mauvais, médiocre, moyen et bon. Ces catégories de qualité de l'eau sont définies dans la Directive Cadre sur l'Eau 2000/60/CE à partir de valeurs mesurées pour le bilan en oxygène, la température, les nutriments, l'acidification et la salinité.

Les pourcentages du linéaire de chaque bief inclus dans chacune des catégories de qualité de l'eau ont été extraits de cette carte et ont permis d'élaborer un indice synthétique unique de qualité physico-chimique de l'eau pour chacun des biefs (Figure 8). Pour cela, la proportion de la longueur des biefs comprise dans chacune des quatre catégories d'état physico-chimique de l'eau a été extraite de la carte de l'Agence de l'eau Artois-Picardie. Les quatre variables ainsi formées ont été incluses dans une analyse en composantes principales (ACP). Le premier axe de l'ACP expliquant 42.5 % de l'inertie totale au sein des données a été retenu comme variable synthétique décrivant la qualité de l'eau des biefs. Les biefs se structurent le long de cet axe depuis ceux ayant une bonne qualité chimique (en vert sur la carte) à ceux ayant une qualité chimique plutôt médiocre (en rouge sur la carte).

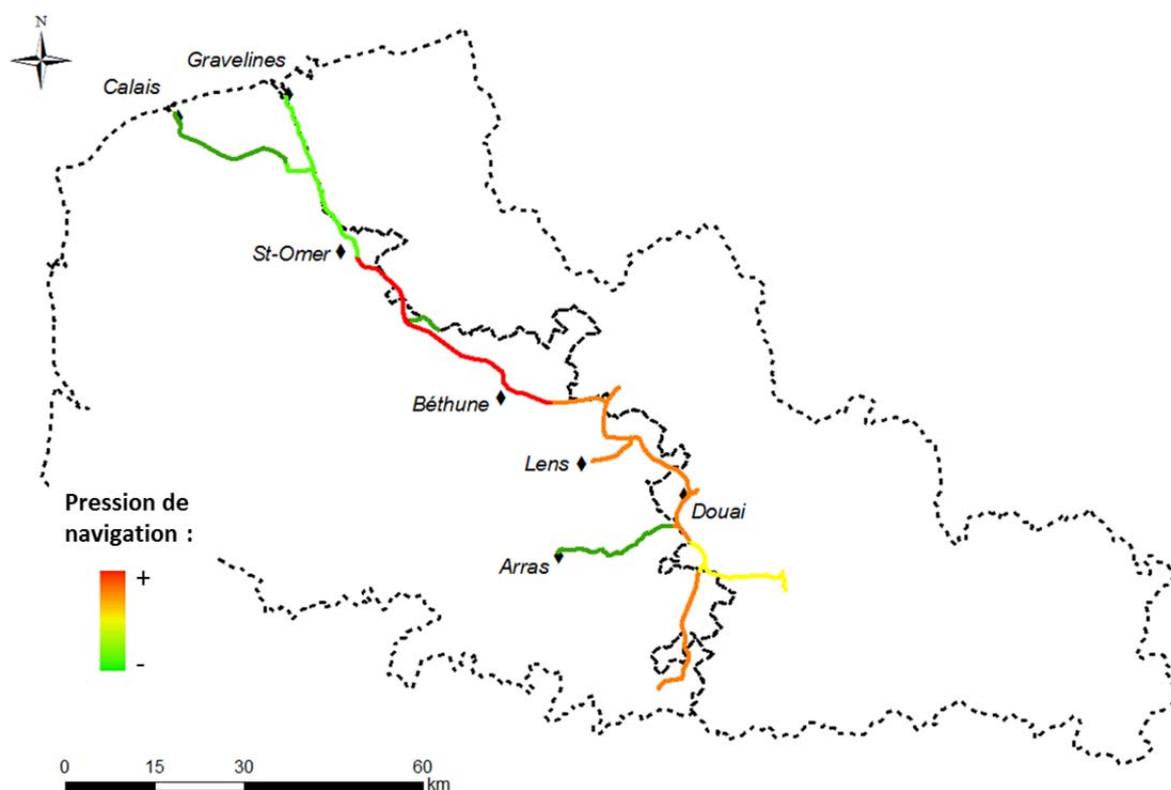


**Figure 8. Indice de qualité physico-chimique de l'eau du réseau canalisé du Pas-de-Calais.**

### 2.2.1.2.4. La navigation

Deux variables décrivant la pression de navigation exercée sur les biefs ont été sélectionnées à partir de données fournies par VNF concernant le trafic commercial :

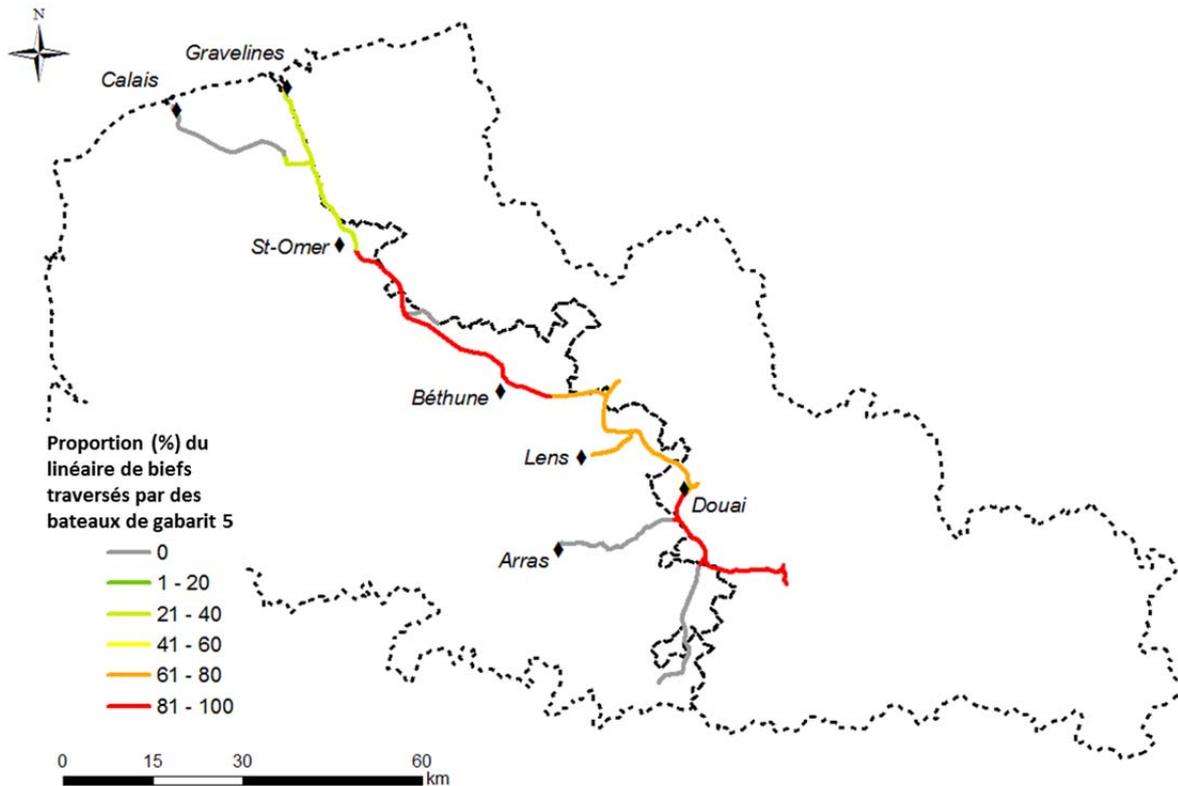
- le tonnage commercial qui représente la quantité de marchandises (en tonnes) ayant transité dans les canaux<sup>1</sup> (source : « Rapport annuel - Observatoire du transport fluvial – Bassin de navigation du Nord-Pas-de-Calais » édité par VNF en 2016 ; Figure 9);



**Figure 9. Pression de navigation exercée sur les biefs du Pas-de-Calais exprimée en tonnes de marchandises ayant transité par les biefs en 2016. Une forte pression, en rouge, correspond à un nombre élevé de marchandises en transit (minimum : 250 tonnes, maximum : 3,9 millions de tonnes, moyenne : 1.7 millions  $\pm$  1.6 millions de tonnes de marchandises).**

<sup>1</sup> Les sections VNF auxquelles sont attribuées des valeurs spécifiques de tonnage ne correspondaient pas exactement à la délimitation des biefs par la présence d'écluses. Par exemple, 20 % d'un bief peut être inclus dans une section VNF « S1 » et les 80 % restant du bief dans une autre section VNF « S2 ». Pour ne considérer qu'une valeur unique de tonnage par bief, le tonnage commercial final correspond à la pondération du tonnage des sections traversées par le bief par la longueur de bief correspondant à ces sections. Pour l'exemple précédent, le tonnage final serait égal à :  $20/100 * \text{tonnage de la section VNF S1} + 80/100 * \text{tonnage de la section VNF S2}$ . Ces valeurs pondérées par bief ont permis de produire la Figure 9.

- La proportion du linéaire des biefs sur laquelle naviguent les bateaux à plus gros gabarit de la zone d'étude (Figure 10) : les bateaux de gabarit de 1500 à 3000 tonnes correspondant à la catégorie CEMT n°5 de VNF (source : « Rapport annuel - Observatoire du transport fluvial – Bassin de navigation du Nord-Pas-de-Calais » édité par VNF en 2016).



**Figure 10. Pression de navigation exercée sur les biefs du Pas-de-Calais exprimée en proportions du linéaire des biefs où transitent des bateaux à grand gabarit (1500 – 3000 tonnes).**

Les biefs les moins impactés par le trafic commercial se trouvent au niveau de la Scarpe canalisée, du canal de Calais et de l'Aa canalisée (Figures 9 et 10). Les biefs les plus impactés par les pressions de navigation se trouvent au niveau du canal à grand gabarit (notamment les canaux de Neuffossé, d'Aire à la Bassée, de la Deûle et de la Sensée).

Le trafic de plaisance n'a pas été considéré dans cette étude car il était fortement corrélé au trafic commercial.

### 2.2.1.2.5. Le soutien d'effectifs

Les données de soutien d'effectifs ont été fournies par la FDAAPPMA62. Au total, 11 719 kg de poissons ont été déversés dans les canaux de navigation du Pas-de-Calais entre 2010 et 2016 (N.B. : *déversements minimums ayant été déclarés auprès des autorités compétentes*). Sur les 25 biefs de la zone d'étude, 13 sont concernés par le soutien d'effectifs (Figure 11) avec une moyenne de  $469 \pm 952$  kg de poissons déversés au total par bief au cours des six années d'étude. Les espèces rempoissonnées correspondent pour 93 % à des gardons *Rutilus rutilus* et tanches *Tinca tinca* confondus, pour 6 % à des brochets et pour 1 % à des carpes communes *Cyprinus carpio*.

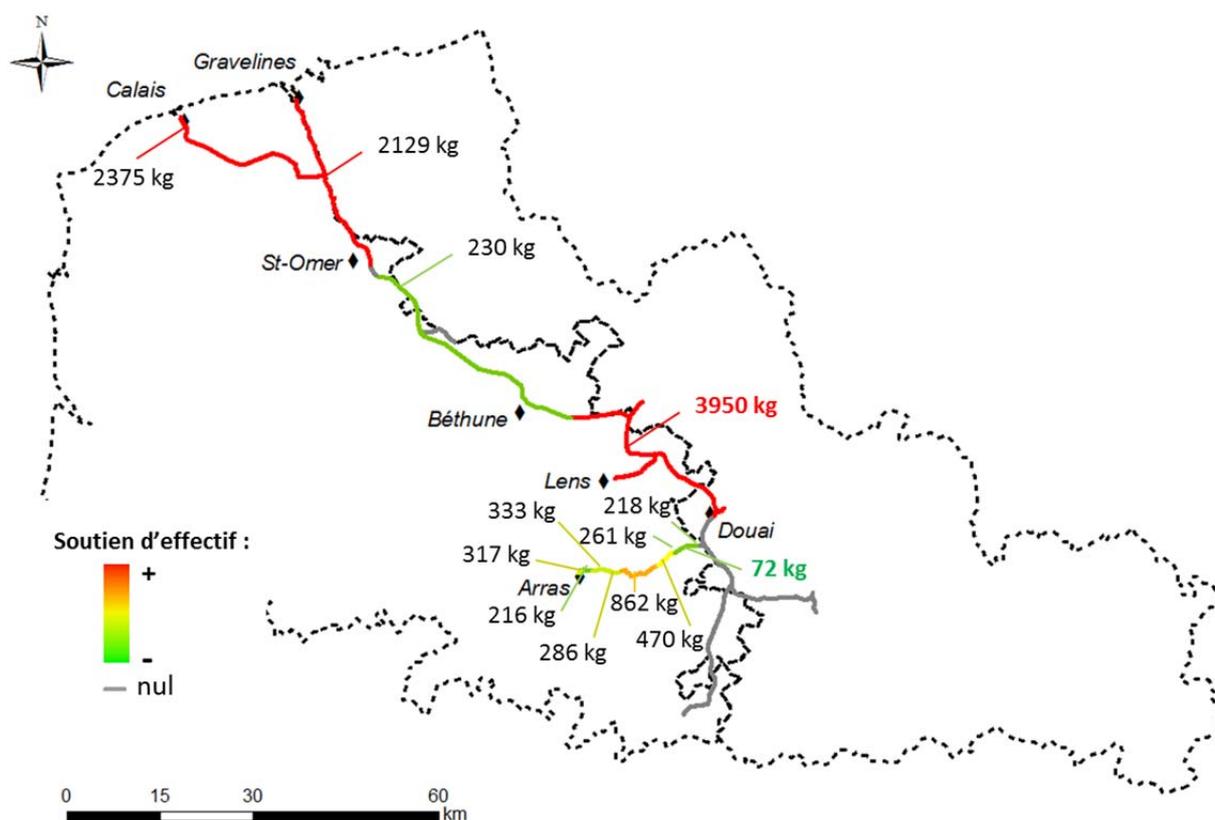
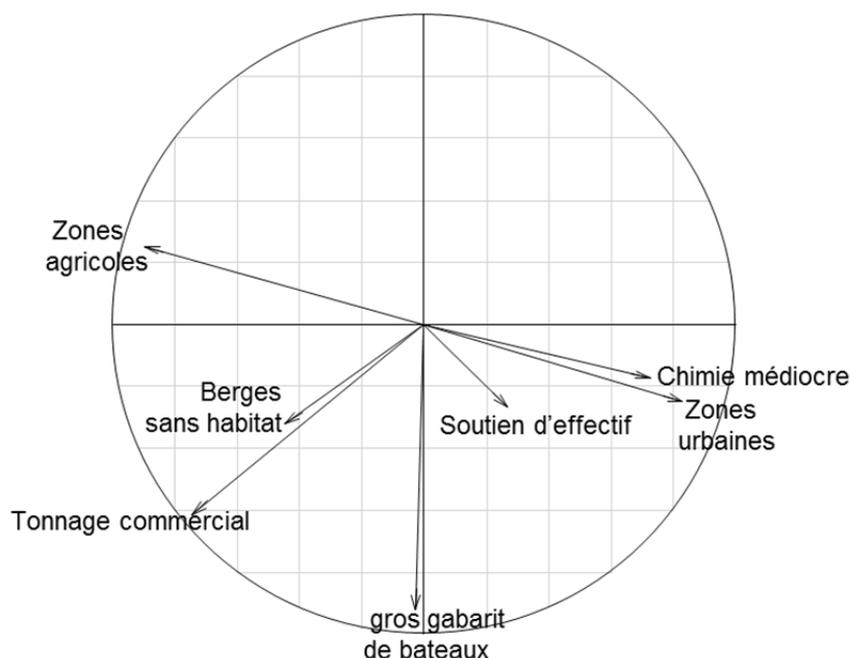


Figure 11. Soutien d'effectifs des populations de poissons des biefs du Pas-de-Calais. Les quantités de poissons déversées entre 2010 et 2016 par bief sont spécifiées. La quantité de poissons déversés la plus élevée est identifiée en rouge et la quantité la plus faible en vert.

### 2.2.1.3. Indices de pression anthropiques

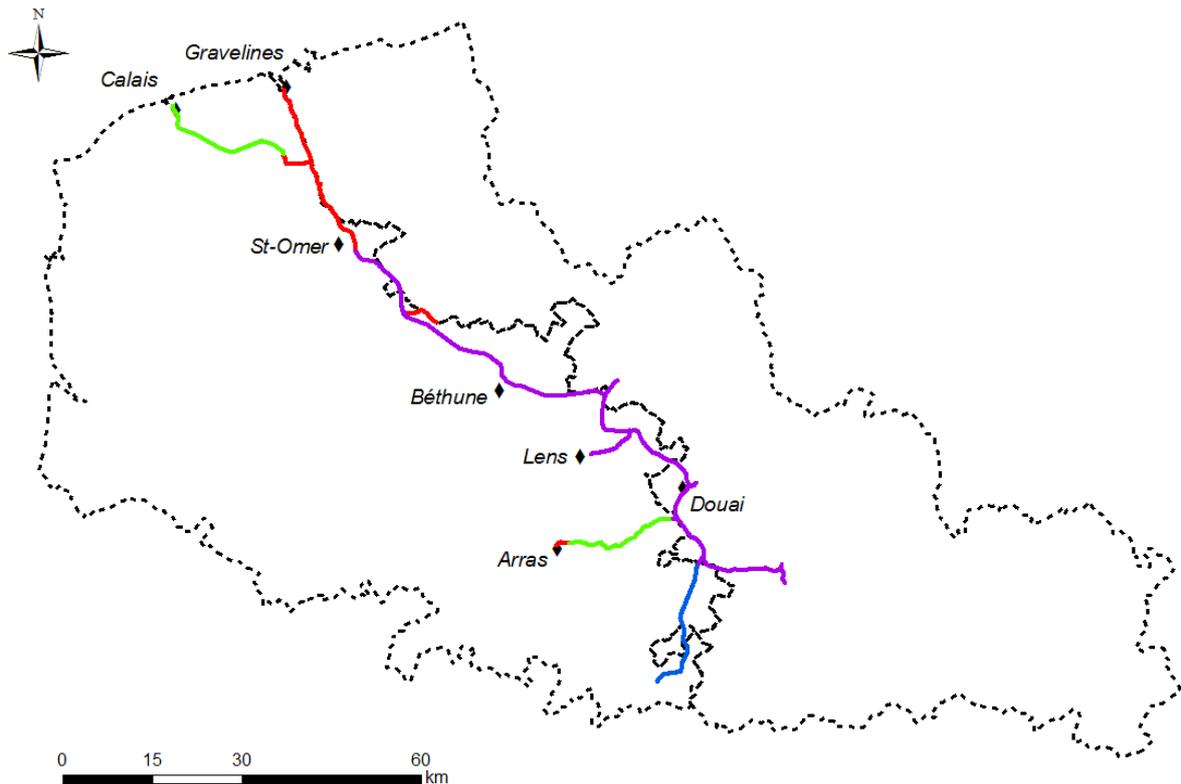
A partir des sept variables anthropiques précédemment décrites, une approche d'analyse multivariée (Analyse en Composantes Principales, ACP) a été utilisée pour étudier les relations entre ces variables de pressions exercées sur chaque bief et essayer de résumer l'information issue de l'ensemble de ces variables (Figure 12). Pour cela, les différentes variables ont été standardisées par une fonction affine entre 0 (faible pression) et 10 (forte pression) afin de les rendre comparables.



**Figure 12. Cercle de corrélation de l'ACP réalisée sur les sept variables de pressions anthropiques. Chacune des variables de pressions est représentée par une flèche. La pression augmente en suivant le sens de la flèche.**

L'ACP réalisée sur ces sept variables révèle une proportion de linéaire de biefs en zones urbaines et agricoles corrélée négativement. Les deux variables décrivant la pression de navigation sont corrélées positivement entre elles mais semblent indépendantes de l'occupation du sol et de la qualité chimique de l'eau des biefs. Les variables décrivant le type de berges et le soutien d'effectifs sont mal représentées sur le premier plan factoriel de l'ACP. Le premier axe de l'ACP qui résume 40.8 % de l'inertie totale décrit un gradient d'occupation du sol tandis que le deuxième axe (22.2 % de l'inertie totale) traduit une pression de navigation décroissante.

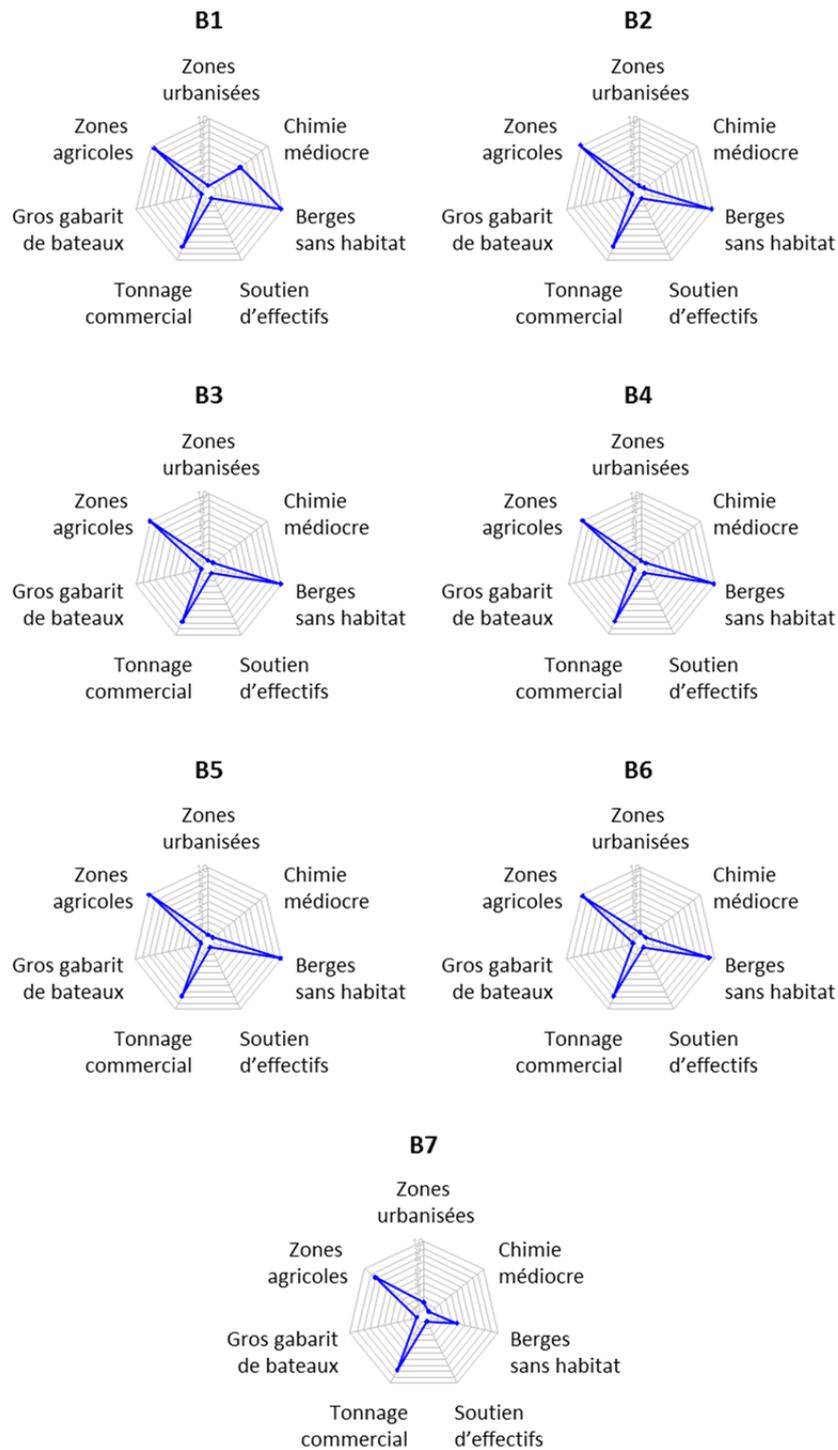
Ces résultats traduisent la forte hétérogénéité du type et de l'intensité des pressions anthropiques qui s'exercent sur chacun des biefs qui ne peut être résumée sous la forme d'un indice unique de pressions. Une approche multi-métrique a donc été utilisée et a permis de regrouper les biefs en quatre groupes au sein desquels s'exercent des pressions comparables (Figure 13). Pour cela, une classification hiérarchique ascendante avec le critère d'agrégation de Ward a été utilisée.



**Figure 13. Regroupement des biefs en quatre groupes au sein desquels les pressions anthropiques exercées sont similaires.**

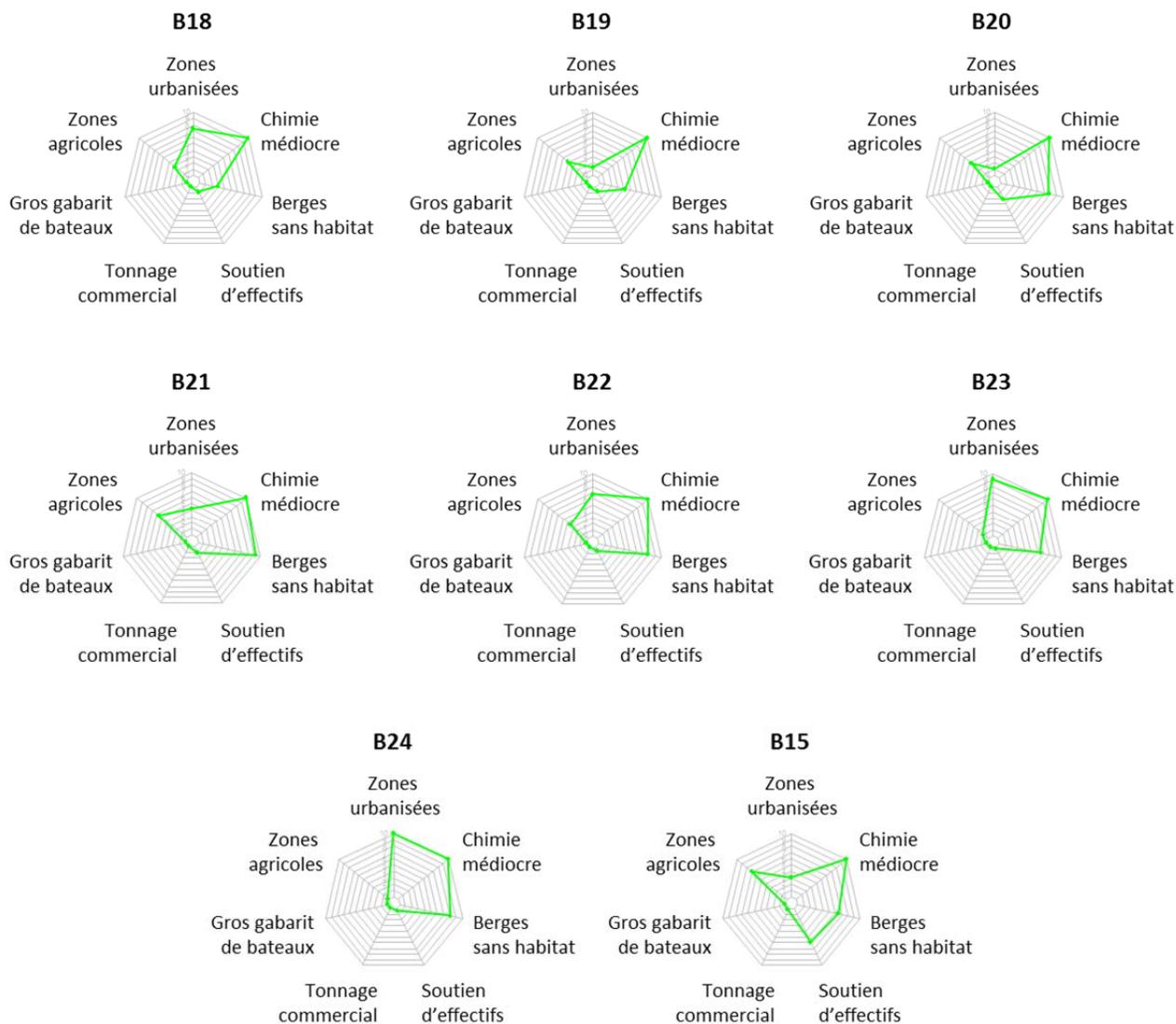
Le type et l'intensité des pressions anthropiques qui s'exercent dans ces groupes de biefs peuvent être représentés dans des graphiques « en radar » pour chacun des biefs (Figures 14, 15, 16, 17). Dans un radar, chaque sommet correspond à une variable de pressions anthropiques. Le type et l'intensité des pressions anthropiques sont représentés pour chaque bief par une forme géométrique en couleur au centre du radar. Plus les sommets de cette forme de couleur sont proches des sommets du radar, plus les pressions anthropiques vers lesquelles ils se dirigent seront fortes pour ce bief. Au sein d'un même groupe de biefs, les radars de pressions ont une forme similaire. Ils permettent d'identifier les pressions anthropiques qui devraient être ciblées de façon prioritaire par des actions de conservation ou de restauration dans les biefs.

Les biefs regroupés au sein du groupe bleu de pressions (Figure 14) appartiennent tous au canal du Nord (Figure 13). Ils sont caractérisés par de fortes pressions de navigation et d'artificialisation des berges et se trouvent dans des zones à dominance agricole.



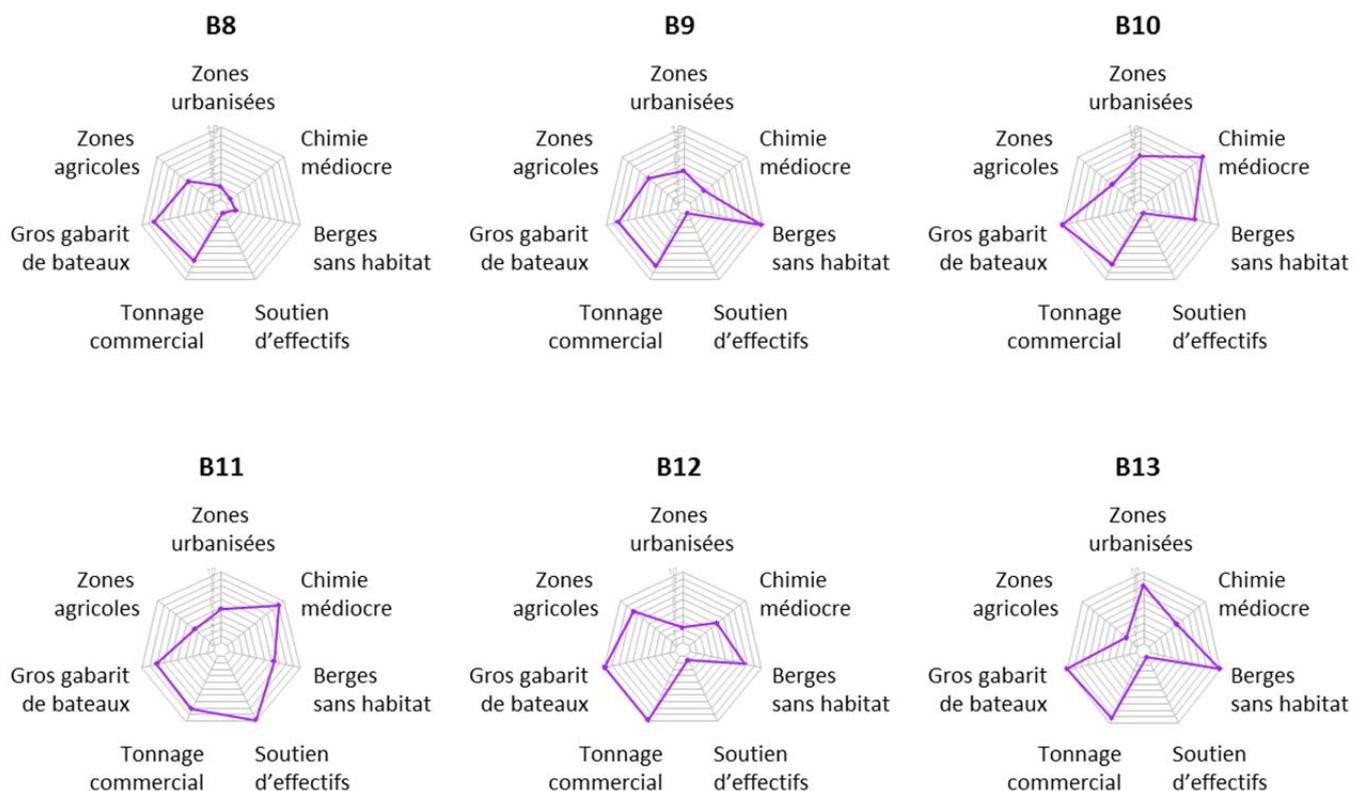
**Figure 14. Graphique en radar représentant les pressions anthropiques exercées au niveau des biefs du groupe bleu de pressions. Voir la Figure 13 pour la localisation des biefs dans la zone d'étude.**

Les biefs regroupés au sein du groupe vert de pressions anthropiques (Figure 15) se trouvent au niveau de la Scarpe canalisée et du canal de Calais (Figure 13). Ces biefs sont caractérisés par de fortes pressions d'artificialisation des berges et de qualité physico-chimique de l'eau et se trouvent dans des zones à dominance urbaine. Ces biefs ont la particularité d'être peu impactés par les pressions de navigation.



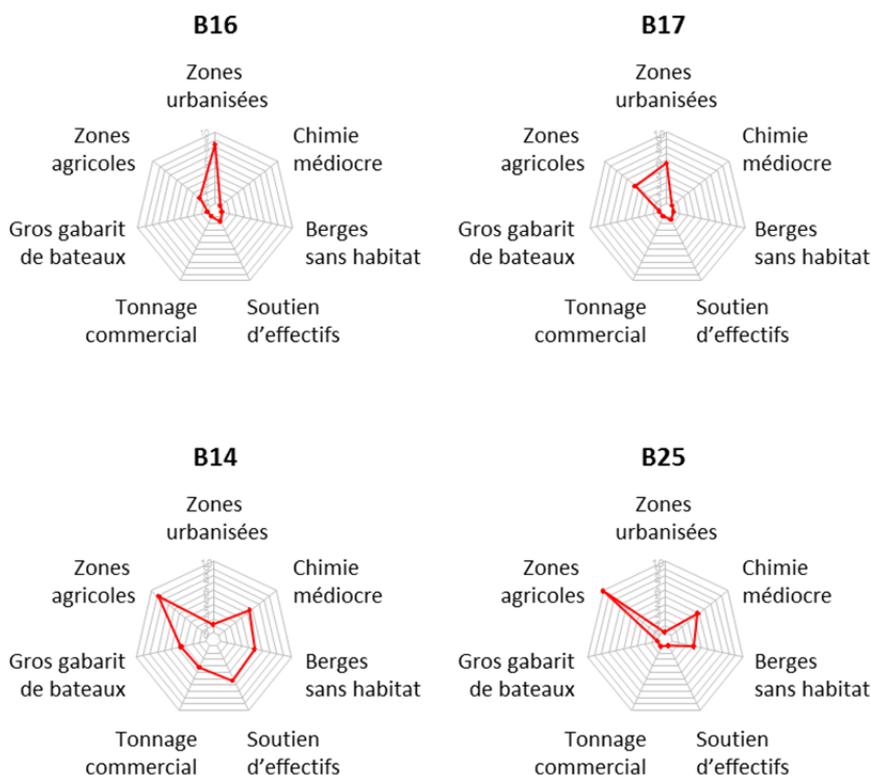
**Figure 15. Graphique en radar représentant les pressions anthropiques exercées au niveau des biefs du groupe vert de pressions. Voir la Figure 13 pour la localisation des biefs dans la zone d'étude.**

Les biefs regroupés au sein du groupe violet de pressions anthropiques (Figure 16) se trouvent au niveau du canal à grand gabarit de la zone d'étude et plus particulièrement au niveau des canaux de Neuffossé, d'Aire à la Bassée, de la Deûle et de la Sensée (Figure 13). Ces biefs sont les plus impactés de la zone d'étude avec de fortes pressions anthropiques exercées dans presque toutes les catégories de pressions considérées. Nous pouvons notamment noter de fortes pressions de navigation, de qualité physico-chimique de l'eau et d'artificialisation des berges.



**Figure 16. Graphique en radar représentant les pressions anthropiques exercées au niveau des biefs du groupe violet de pressions. Voir la Figure 13 pour la localisation des biefs dans la zone d'étude.**

Le groupe rouge de pressions anthropiques regroupent les quatre biefs restants de la zone d'étude (Figure 17) qui sont localisés en amont de la Scarpe canalisée, au niveau de l'Aa canalisée ou de la Lys canalisée (Figure 13). Les pressions exercées au sein de ce groupe de biefs sont plus hétérogènes et leur caractérisation doit être faite au cas par cas. Par exemple, les deux biefs localisés en amont de la Scarpe canalisée (B16 et B17) sont peu impactés par rapport aux autres biefs avec un impact limité à la pression d'occupation du sol.



**Figure 17. Graphique en radar représentant les pressions anthropiques exercées au niveau des biefs du groupe rouge de pressions. Voir la Figure 13 pour la localisation des biefs dans la zone d'étude.**

### 2.2.1.4. Bilan des données disponibles pour caractériser les biefs

Les variables issues d'analyses cartographiques ou de relevés de terrain disponibles pour la caractérisation physique et environnementale des 25 biefs de la zone d'étude sont présentées dans le Tableau 2.

**Tableau 2. Les variables étudiées dans le cadre du projet Connect'AH pour la caractérisation des biefs du Pas-de-Calais et des pressions anthropiques qui s'y exercent.**

Type de variables		Variables considérées
<b>Caractérisation physique et environnementale</b>	<b>Caractéristiques physiques</b>	Longueur des biefs
		Largeur des biefs
		Profondeur
	<b>Position dans le gradient amont-aval</b>	Distance à la mer
	<b>Connectivité latérale</b>	Nombre de confluences
		Longueur des affluents connectés
Nombre et surface des annexes hydrauliques connectées directement, connectées indirectement ou non-connectées aux biefs		
<b>Caractérisation des pressions anthropiques</b>	<b>Artificialisation des berges</b>	% du linéaire des biefs avec berges artificielles sans habitat pour les poissons
		% du linéaire des biefs avec berges artificielles avec habitat pour les poissons
		% du linéaire des biefs avec berges naturelles
	<b>Occupation du sol</b>	% de zones urbanisées autour des biefs
		% de zones agricoles autour des biefs
		% de zones forestières autour des biefs
		% de milieux aquatiques autour des biefs
		<b>Qualité de l'eau</b>
	<b>Navigation</b>	% du linéaire des biefs où transitent des bateaux à gros gabarit (1500 – 3000 tonnes)
		Nombre de tonnes de marchandises ayant transitées par bief
<b>Soutien d'effectifs</b>	Nombre de kilos de poissons déversés par bief	

## **2.2.2. Tâche 2 : caractérisation des annexes hydrauliques à proximité du réseau canalisé**

### **2.2.2.1. Définition des annexes hydrauliques d'intérêt pour le projet**

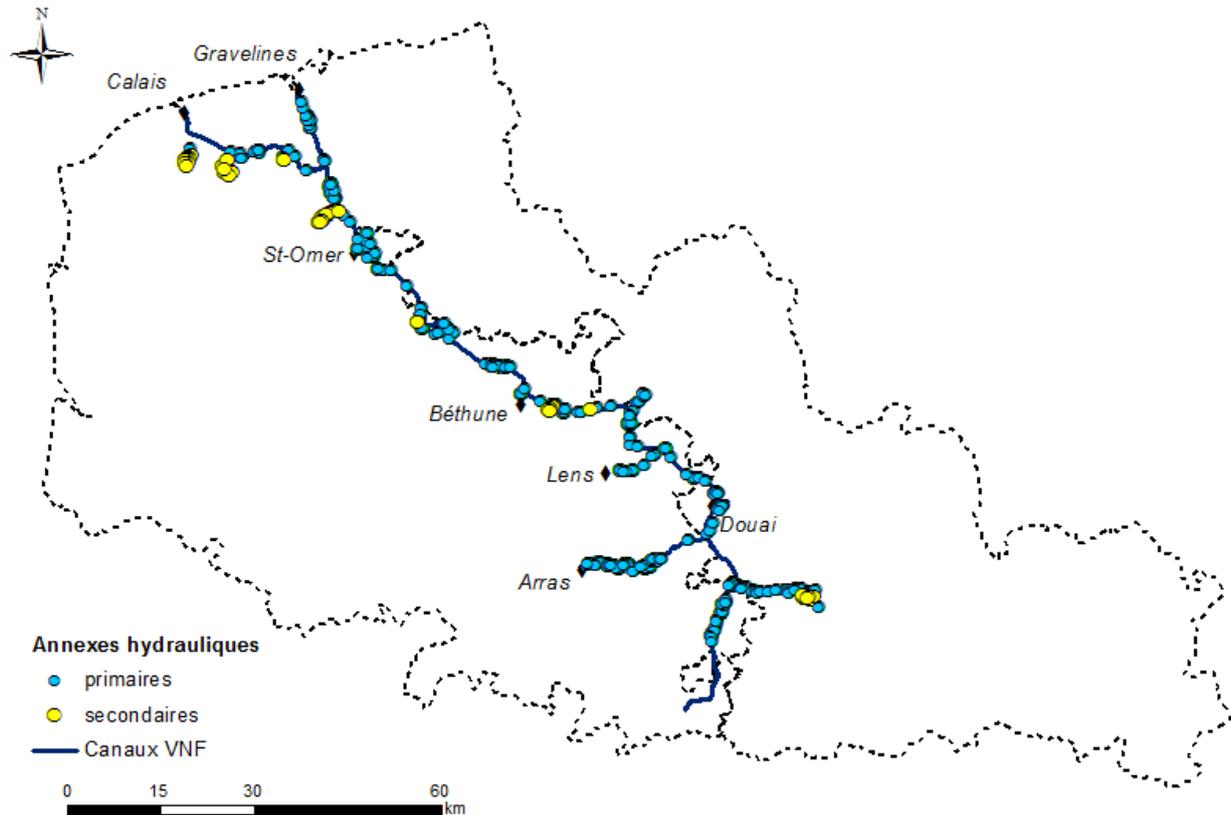
Les annexes hydrauliques considérées comme zones d'accueil potentielles pour les communautés de poissons du réseau canalisé du Pas-de-Calais sont des plans d'eau adjacents aux canaux de navigation. Ces plans d'eau sont inclus dans la définition réglementaire des « zones humides » du code de l'environnement (Article L.211-1 ; loi sur l'eau du 3 janvier 1992) : « terrains, exploités ou non, habituellement inondés ou gorgés d'eau douce, salée ou saumâtre de façon permanente ou temporaire ; la végétation, quand elle existe, y est dominée par des plantes hygrophiles pendant au moins une partie de l'année ». Cependant, comme ils remplissent également des critères plus spécifiques, le terme « annexe hydraulique » (acronyme « AH ») a été préféré à celui de « zone humide » pour désigner ces plans d'eau d'intérêt pour le projet Connect'AH lors du second Comité de Pilotage (COPIL) du projet.

Les annexes hydrauliques d'intérêt remplissent spécifiquement les critères suivants :

- Avoir une profondeur suffisamment importante pour être inondées en permanence et soutenir une communauté viable de poissons toute l'année, notamment pour les fonctions de nourricerie et de reproduction ;
- Mesurer plus de 1000 m<sup>2</sup> de surface pour avoir une efficacité non négligeable sur les communautés de poissons. Cette surface est communément considérée pour favoriser la présence du brochet, espèce repère du territoire ;
- Se trouver à moins de 200 m du réseau de navigation actuel ou du réseau délaissé par la navigation de commerce pour la faisabilité d'une éventuelle (re)connexion.

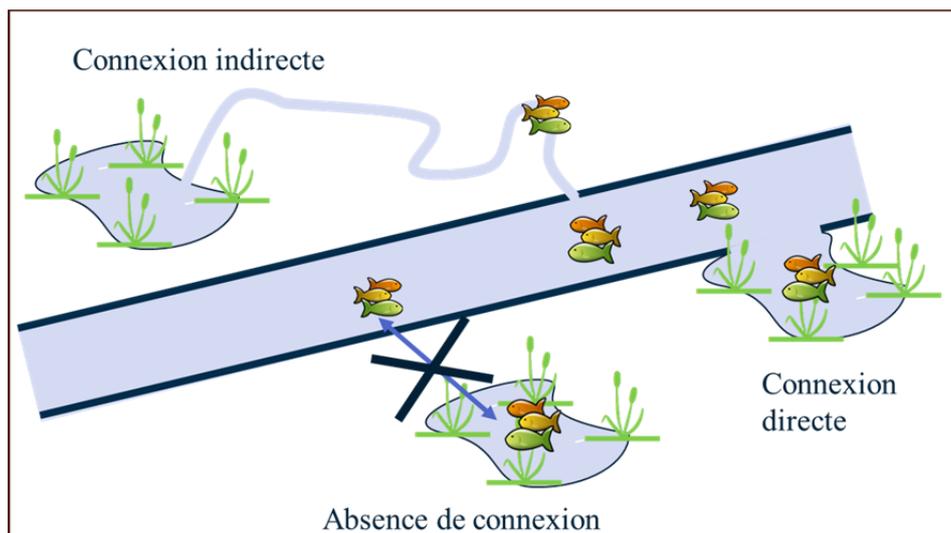
Les annexes hydrauliques se trouvant à moins de 200 m d'un canal délaissé par la navigation de commerce – lui-même considéré comme annexe hydraulique selon la définition ci-dessus – sont appelées « annexes secondaires ». L'inventaire de ces annexes secondaires est importante dans le cas où les canaux délaissés seraient à nouveau utilisés par la navigation commerciale et ne pourraient plus être considérés comme annexes hydrauliques disposant d'habitats alternatifs pour les communautés de poissons du réseau canalisé.

Un recensement à partir de photographies aériennes de la zone d'étude a permis d'identifier 332 annexes hydrauliques remplissant les critères énoncés ci-dessus dont 275 sont des annexes primaires et 57 sont des annexes secondaires (Figure 18). Les stations d'épuration, bassins de lagunage, piscines, forêts ou plaines ponctuellement inondables ont été exclus de l'inventaire.



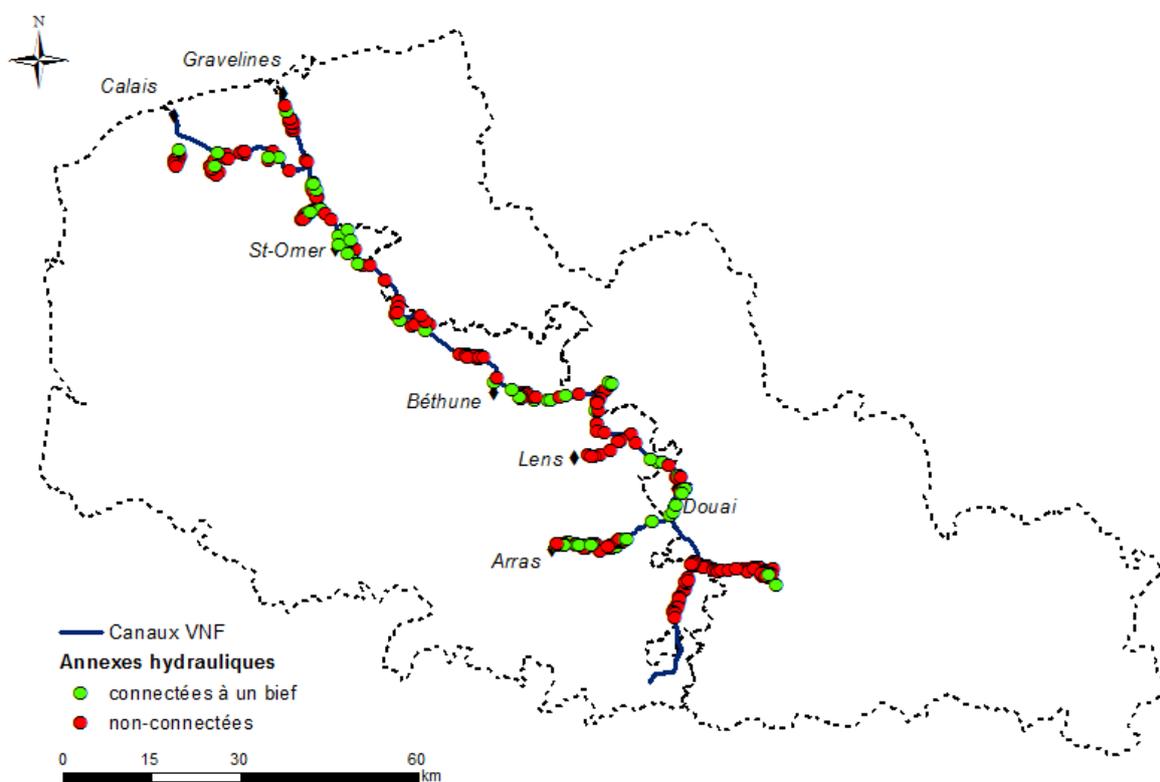
**Figure 18. Localisation des 332 annexes hydrauliques de la zone d'étude et distinction des annexes primaires (i.e. présentes à moins de 200 m du réseau canalisé navigué) et des annexes secondaires (i.e. présentes à moins de 200 m des canaux délaissés par la navigation commerciale, eux-mêmes considérés comme annexes hydrauliques primaires).**

Les annexes hydrauliques de la zone d'étude peuvent être connectées au réseau canalisé de façon directe ou indirecte (e.g. par le biais d'un bras d'eau tel qu'un affluent) permettant ainsi une libre circulation des poissons depuis et vers les canaux de navigation (Figure 19) ou complètement déconnectées des canaux.



**Figure 19. Les trois types de connexion possibles entre les canaux de navigation et les annexes hydrauliques adjacentes.**

Parmi les 332 annexes hydrauliques répertoriées dans la zone d'étude, 257 sont complètement déconnectées du réseau canalisé, 51 sont connectées de façon directe aux canaux de navigation et 24 de façon indirecte (Figure 20).



**Figure 20. Localisation des annexes hydrauliques connectées et déconnectées des canaux de navigation du Pas-de-Calais.**

Dans la zone d'étude, un grand nombre d'annexes hydrauliques considérées pour le projet est inclus dans un ou plusieurs périmètres de protection à portée réglementaire ou non et/ou fait l'objet d'inventaires en raison de leur caractère remarquable (Tableau 3).

**Tableau 3. Dispositifs de protection concernés par les annexes hydrauliques de la zone d'étude.**

Dispositif	Niveau	Statut	Abréviation	Nombre d'annexes
Protection avec portée réglementaire	International	Réserve de biosphère (zone centrale, UNESCO)	MAB	1
	Européen	Sites d'intérêt communautaire/ Zones spéciales de conservation (réseau Natura 2000)	SIC/ZSC	4
		Zones de protection spéciale (réseau Natura 2000)	ZPS	1
	National	Réserves Naturelles Nationales	RNN	1
	Régional	Réserves Naturelles Régionales	RNR	1
	Départemental	Arrêté de protection de biotope	APB	1
Protection sans portée réglementaire à elle-seule	International	Réserve de biosphère (zone tampon et zone de transition)	MAB	40
		Zones humides protégées par la convention de Ramsar	RAMSAR	30
	Régional	Parc Naturel Régional	PNR	54
Instrument de connaissances (inventaire) et d'aménagement du territoire sans portée réglementaire	National	Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique de type 1	ZNIEFF1	164
		Zones Naturelles d'Intérêt Ecologiques, Faunistiques et Floristiques de type 2	ZNIEFF2	187

Le marais audomarois est par exemple l'annexe hydraulique qui cumule le plus de statuts réglementaires (*i.e.* RNN, SIC, ZPS, MAB zone centrale), en plus d'autres statuts à portée non réglementaire (*i.e.* PNR, RAMSAR, ZNIEFF de type 1 et 2). Les annexes hydrauliques bénéficiant de statuts de protection sont cartographiées dans la Figure 21. Les annexes hydrauliques ayant les plus forts statuts de protection sont situées dans le nord de la zone d'étude.

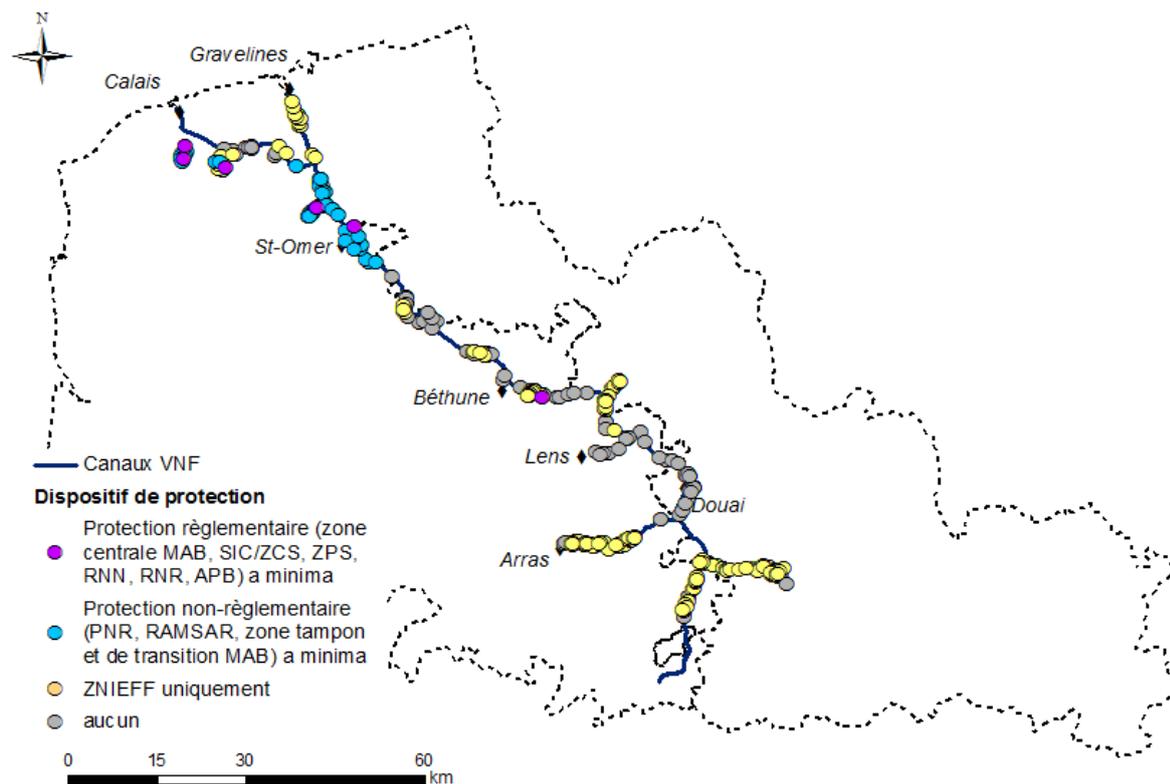


Figure 21. Localisation des annexes hydrauliques faisant l'objet de statuts de protection réglementaire ou non et/ou d'inventaire pour leur caractère remarquable.

## 2.2.2.2. Les caractéristiques environnementales considérées pour caractériser les annexes hydrauliques

### 2.2.2.2.1. Caractérisation cartographique

Les 332 annexes hydrauliques de la zone d'étude ont fait l'objet d'une première caractérisation cartographique, ce qui a permis d'extraire plusieurs variables environnementales décrivant chacune de ces annexes :

#### ▪ Surface et périmètre

La surface des annexes hydrauliques ainsi que leur périmètre ont été calculées.

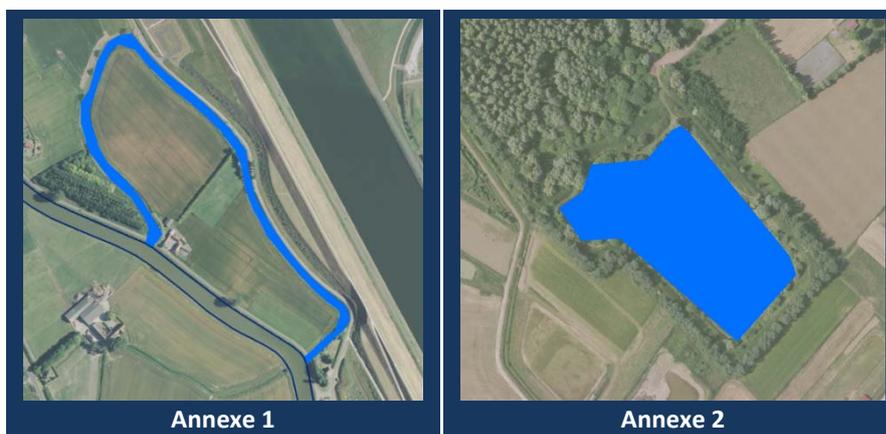
Si 50 % des annexes hydrauliques font moins de 5 100 m<sup>2</sup> de surface, la zone du marais audomarois considérée dans l'étude est l'annexe hydraulique la plus étendue (surface de 1 147 085 m<sup>2</sup>). La plus petite annexe hydraulique considérée présente une surface de 1 010 m<sup>2</sup>.

### ▪ Indice de disponibilité des habitats de berge (P/S)

Les variables de périmètre et de surface des annexes hydrauliques ont permis de calculer un indice de disponibilité des habitats de berge par rapport aux habitats de pleine eau pour chaque annexe hydraulique. Cet indice est décrit selon la formule suivante :  $P/S = \frac{\text{Périmètre (P)}}{\text{Surface (S)}}$ .

Dans l'exemple du Tableau 4, la configuration très différente de deux annexes hydrauliques de surfaces pourtant similaires illustre des valeurs de P/S contrastées. L'annexe hydraulique n°1 de l'exemple, de forme plus longiligne, bénéficie d'une plus grande surface de berges par rapport aux habitats de pleine eau. Cette annexe est ainsi supposée pouvoir fournir un plus grand nombre d'habitats de berges favorables à la présence de poissons par rapport à l'annexe n°2.

**Tableau 4. Exemple de la relation existante entre le périmètre et la surface des annexes hydrauliques et la disponibilité des habitats de berges pour les poissons. Source photos : BDOrtho, IGN.**

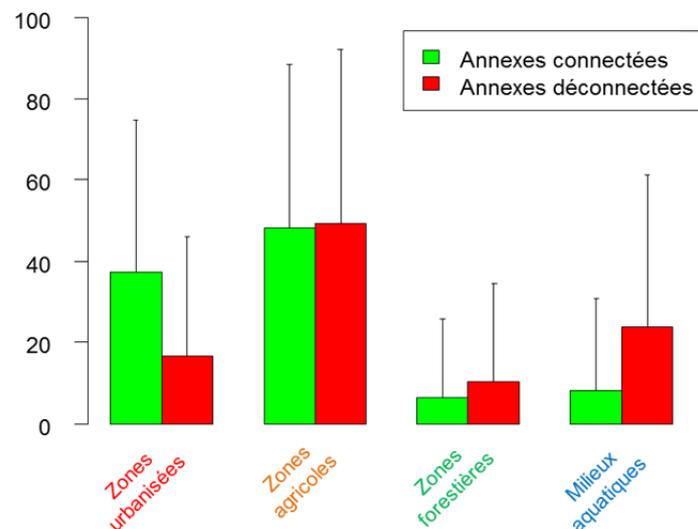


Surface (m <sup>2</sup> )	18 200 m <sup>2</sup>	17 680 m <sup>2</sup>
Périmètre (m)	2430 m	580 m
Périmètre/Surface	0.13	0.03

Toutefois, un indice P/S élevé n'implique pas systématiquement la présence de très nombreux habitats de berges, notamment dans le cas de berges artificialisées ne disposant d'aucun habitat favorable aux communautés de poissons (e.g. palplanches métalliques).

## ▪ Occupation du sol

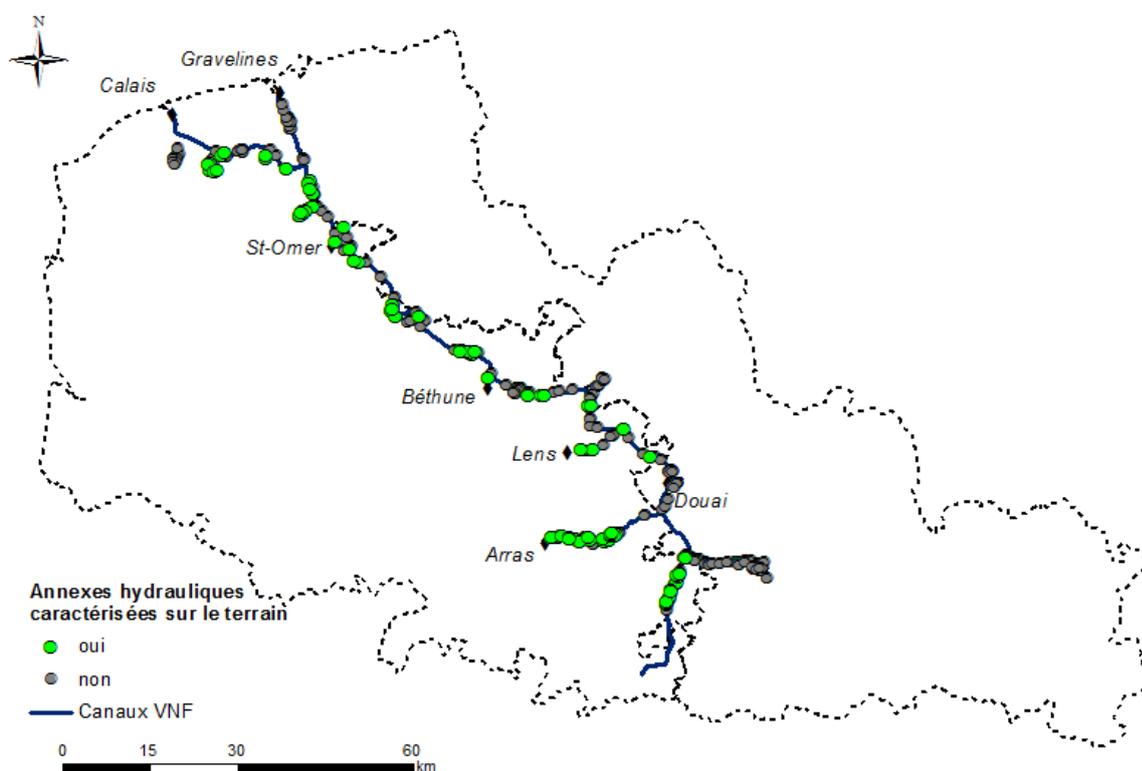
Comme pour les biefs, les pourcentages de recouvrement des quatre catégories d'occupation du sol issues de la base de données Corine Land Cover 2012 (*i.e.* zones urbanisées, zones agricoles, zones forestières, milieux aquatiques) ont été extraits dans un rayon de 200 m autour de chaque annexe hydraulique. Les annexes hydrauliques de la zone d'étude sont principalement entourées de zones agricoles et de zones urbanisées (Figure 22). Le type d'occupation du sol entourant les annexes hydrauliques n'est pas différent entre annexes hydrauliques connectées ou déconnectées (tests de Wilcoxon-Mann-Whitney non-significatifs ( $p > 0.05$ ) pour chacune des quatre catégories d'occupation du sol considérées).



**Figure 22. Pourcentage de recouvrement moyen des quatre grandes catégories d'occupation du sol considérées pour l'étude dans la zone tampon de 200 m entourant les annexes hydrauliques déconnectées ou connectées au réseau canalisé du Pas-de-Calais.**

### 2.2.2.2. Caractérisation sur le terrain

Parmi les 332 annexes hydrauliques répertoriées dans la zone d'étude, 90 d'entre elles ont fait l'objet d'une caractérisation plus fine sur le terrain (Figure 23). Ces 90 annexes hydrauliques ont fait l'objet d'autorisation d'accès par les propriétaires des parcelles sur lesquelles elles se trouvent. Elles sont distribuées sur l'ensemble de la zone d'étude afin d'être les plus représentatives possibles des annexes hydrauliques du réseau canalisé du Pas-de-Calais. Elles ont également été choisies en respectant la même répartition des annexes connectées (environ 30 %, 24 annexes) par rapport aux annexes déconnectées (environ 70 %, 66 annexes) dans la zone d'étude.



**Figure 23. Localisation des 90 annexes hydrauliques ayant bénéficié d'une caractérisation plus fine sur le terrain.**

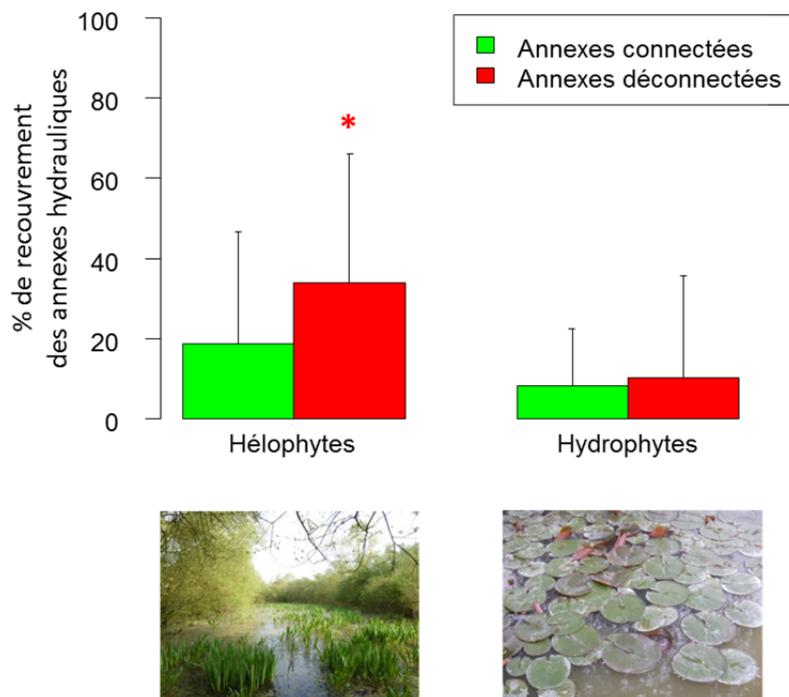
Les variables environnementales relevées sur le terrain ont été les suivantes :

- **Végétation aquatique**

Le pourcentage de recouvrement de la surface en eau des annexes hydrauliques par de la végétation aquatique a été relevé dans les 90 annexes sélectionnées (Figure 24). Les hydrophytes (*i.e.* plantes aquatiques dont le système végétatif se développe entièrement dans l'eau ou à sa surface, par exemple les nénuphars et lentilles d'eau) sont plutôt rares dans la zone d'étude puisqu'elles ne couvrent en moyenne que  $9.9 \pm 24.0$  % de la surface des annexes hydrauliques. Le pourcentage de

recouvrement des hydrophytes n'est pas significativement différent entre annexes hydrauliques connectées et déconnectées du réseau canalisé (test de Wilcoxon-Mann-Whitney non-significatif :  $p > 0.05$ ).

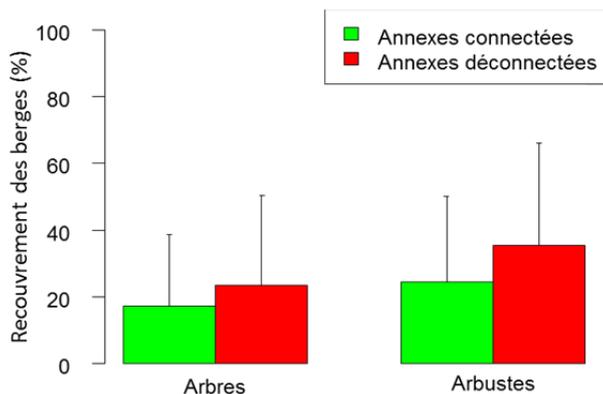
Les héliophytes (*i.e.* plantes aquatiques dont le système souterrain se développe dans un substrat gorgé d'eau alors que les appareils végétatifs et reproducteurs de la plante sont aériens, par exemple les joncs et roseaux) couvrent en moyenne un tiers des annexes hydrauliques de la zone d'étude ( $29.9 \pm 31.6$  % de la surface en eau). Les héliophytes couvrent une surface plus importante dans les annexes déconnectées du réseau canalisé que dans les annexes connectées (test de Wilcoxon-Mann-Whitney significatif :  $W = 535.5$ ,  $p = 0.02$ ).



**Figure 24. Pourcentage de recouvrement des annexes hydrauliques par les héliophytes et hydrophytes. L'astérisque rouge indique où se situe la différence statistique significative. Source photos : FDAAPPMA62.**

#### ▪ Végétation ligneuse des berges

Le pourcentage du linéaire des berges (dans un rayon de 5 m autour des annexes hydrauliques) couvert par des arbres et arbustes a été relevé pour les 90 annexes hydrauliques sélectionnées (Figure 25). La présence de végétation ligneuse sur les berges fournit des zones d'ombrage qui participent notamment à la régulation des températures de l'eau, à l'amélioration de la productivité, de la quantité (*e.g.* racines, frondaisons de branches) et de la qualité des habitats disponibles pour les poissons.

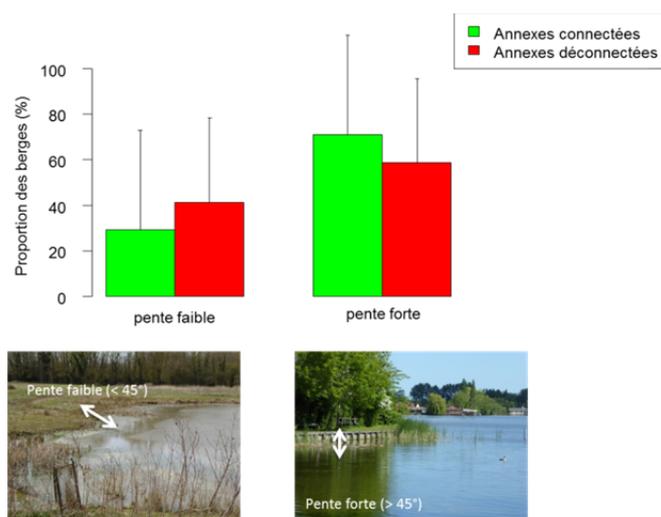


**Figure 25. Recouvrement (%) des berges des annexes hydrauliques par les arbres et arbustes.**

Les annexes hydrauliques adjacentes au réseau canalisé du Pas-de-Calais sont plutôt faiblement entourées d'arbres et/ou d'arbustes avec une couverture moyenne de leur linéaire de berges par ces végétaux inférieure à 35 % (*i.e.*  $21.6 \pm 25.8$  % de berges couvertes par des arbres et  $32.5 \pm 29.5$  % de berges couvertes par des arbustes). La couverture des berges par la végétation ligneuse n'est pas significativement différente entre les annexes hydrauliques connectées et déconnectées des canaux de navigation (tests de Wilcoxon-Mann-Whitney non-significatifs :  $p > 0.05$ ).

#### ▪ Pente des berges

La pente des berges des annexes a été relevée pour les 90 annexes hydrauliques sélectionnées. Le pourcentage du linéaire des berges présentant une pente faible (inférieure à  $45^\circ$ ) et une pente forte (supérieure ou égale à  $45^\circ$ ) est présentée en Figure 26. La pente des berges n'est pas significativement différente entre les annexes connectées et déconnectées (tests de Wilcoxon-Mann-Whitney non-significatifs :  $p > 0.05$ ) et est plutôt forte.

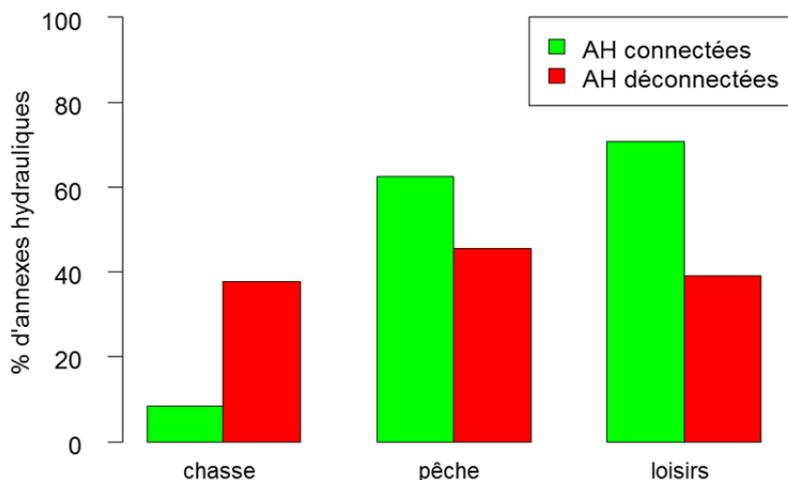


**Figure 26. Proportions des berges des annexes hydrauliques avec pente forte et pente faible.**

Source photos : FDAAPPMA62.

### ▪ Usages anthropiques

La présence d'usages anthropiques tels que la pêche, la chasse et l'utilisation récréative des annexes (e.g. navigation de plaisance, randonnées) a été relevée pour l'ensemble des 90 annexes hydrauliques caractérisées sur le terrain (Figure 27).



**Figure 27. Proportion d'annexes hydrauliques où la présence d'usages anthropiques tels que la chasse, la pêche et l'utilisation récréative des plans d'eau a été observée. Les pourcentages sont donnés par rapport au nombre total d'annexes connectées en vert et d'annexes déconnectées en rouge caractérisées sur le terrain. Une même annexe peut faire l'objet de plusieurs usages.**

Si tous les usages considérés sont plutôt bien représentés au sein des annexes hydrauliques déconnectées du réseau canalisé (*i.e.* observation des usages dans environ 40 % de ces annexes), la chasse est plutôt peu pratiquée dans les annexes connectées (seulement 2 annexes sur 24).

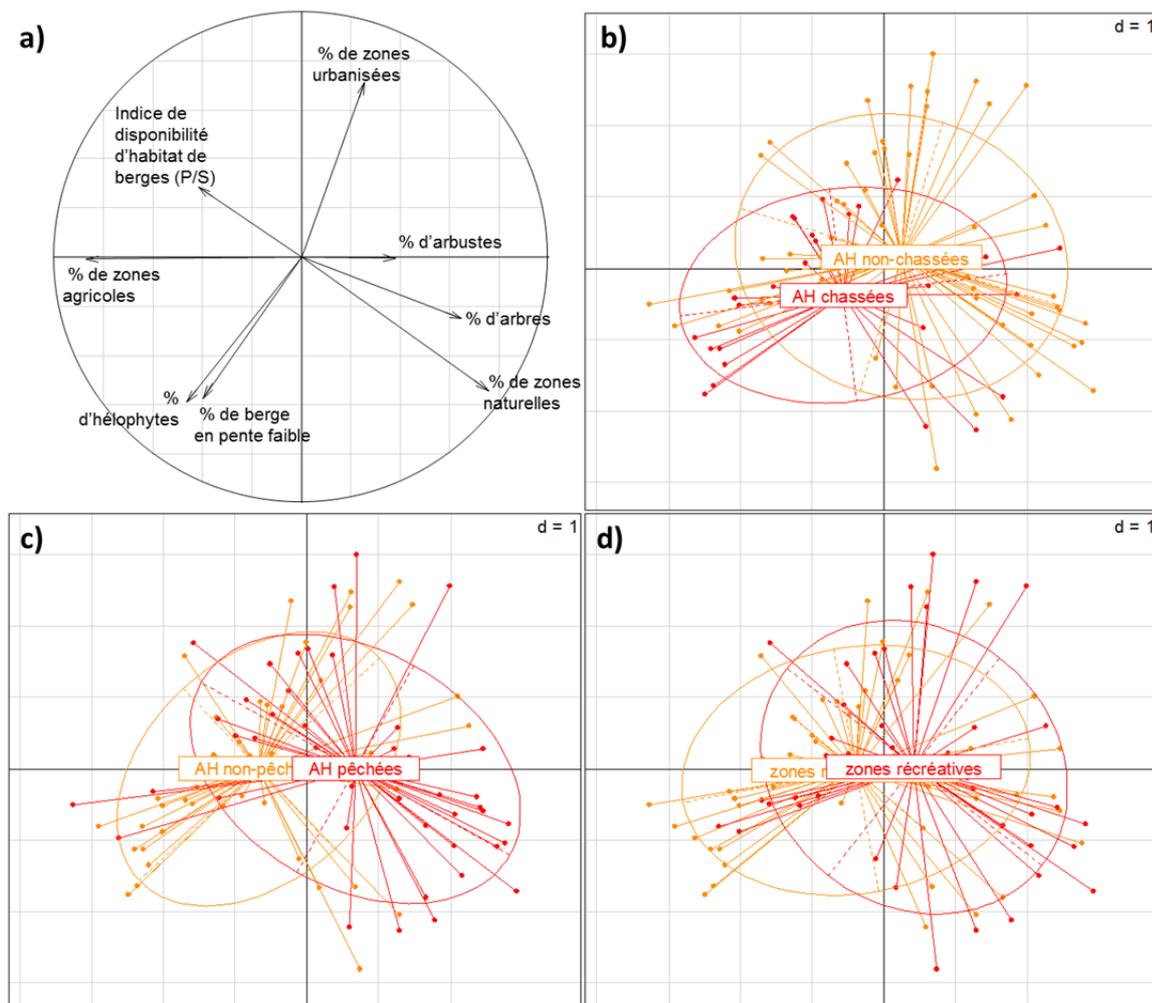
### 2.2.2.3. Bilan des données disponibles pour caractériser les annexes hydrauliques

Les variables issues d'analyses cartographiques ou de relevés de terrain disponibles pour la caractérisation physique et environnementale des annexes hydrauliques de la zone d'étude sont présentées dans le Tableau 5.

**Tableau 5. Les variables étudiées dans le cadre du projet Connect'AH pour la caractérisation des annexes hydrauliques du réseau canalisé du Pas-de-Calais.**

Variables environnementales	Nombre d'annexes hydrauliques concernées par ces données
Indice de disponibilité des berges (Périmètre/Surface)	332
Bief(s) le(s) plus proche(s)	
Type de connexion avec le(s) bief(s) le(s) plus proche(s)	
Occupation du sol autour de l'annexe hydraulique	90
Végétation aquatique dans l'annexe hydraulique	
Végétation des berges	
Pente des berges	
Type d'usages (pêche, chasse, zone de loisirs)	

Une analyse en composante principale (ACP) a été utilisée afin de mettre en évidence les relations entre les variables environnementales disponibles pour les 90 annexes hydrauliques caractérisées sur le terrain dans la zone d'étude (Figure 28). L'ACP a été réalisée sur des variables environnementales transformées par la fonction log pour les variables continues ou par la racine carrée de la fonction arcsin pour les proportions. Pour des raisons statistiques, huit variables environnementales ont été retenues pour cette analyse et sont présentées dans la Figure 28a. Les deux catégories d'occupation du sol « zones forestières » et « milieux aquatiques », trop peu représentées séparément pour que les variables soient statistiquement exploitables, ont été regroupées sous l'appellation « zones naturelles ».



**Figure 28. (a) Cercle de corrélation de l'ACP réalisée sur les huit variables environnementales qui caractérisent les annexes hydrauliques (AH) du réseau canalisé du Pas-de-Calais. Chacune des variables environnementales est représentée par une flèche dont la valeur augmente en suivant le sens de la flèche. (b, c, d) projection des annexes hydrauliques représentées par des points ( $n = 90$ ) dans l'ACP en fonction du type d'usages anthropiques (chasse, pêche, activités récréatives) qui y ont été observés ou non.**

L'ACP révèle que la présence d'hélophytes dans les annexes hydrauliques est fortement liée à la présence de berges de pente faible. La présence d'activités de chasse est plutôt observée dans les annexes hydrauliques avec des berges peu pentues, couvertes d'hélophytes et localisées en zones rurales (*i.e.* fortes proportions de zones agricoles). Les annexes hydrauliques utilisées pour la pêche ou comme zones de loisirs sont entourées de milieux plutôt naturels (ou plus urbains) et sont globalement plus végétalisées.

### 2.2.3. Tâche 3 : caractérisation des communautés de poissons de la zone d'étude

#### 2.2.3.1. Méthode d'échantillonnage des communautés de poissons

Les communautés de poissons ont été échantillonnées aux printemps 2016 et 2017 dans 12 biefs du Pas-de-Calais (Figure 29) et 48 annexes hydrauliques adjacentes (Figure 30). Ces 60 sites échantillonnés avaient tous fait l'objet d'une caractérisation fine sur le terrain dans le cadre des tâches 1 et 2 du projet.

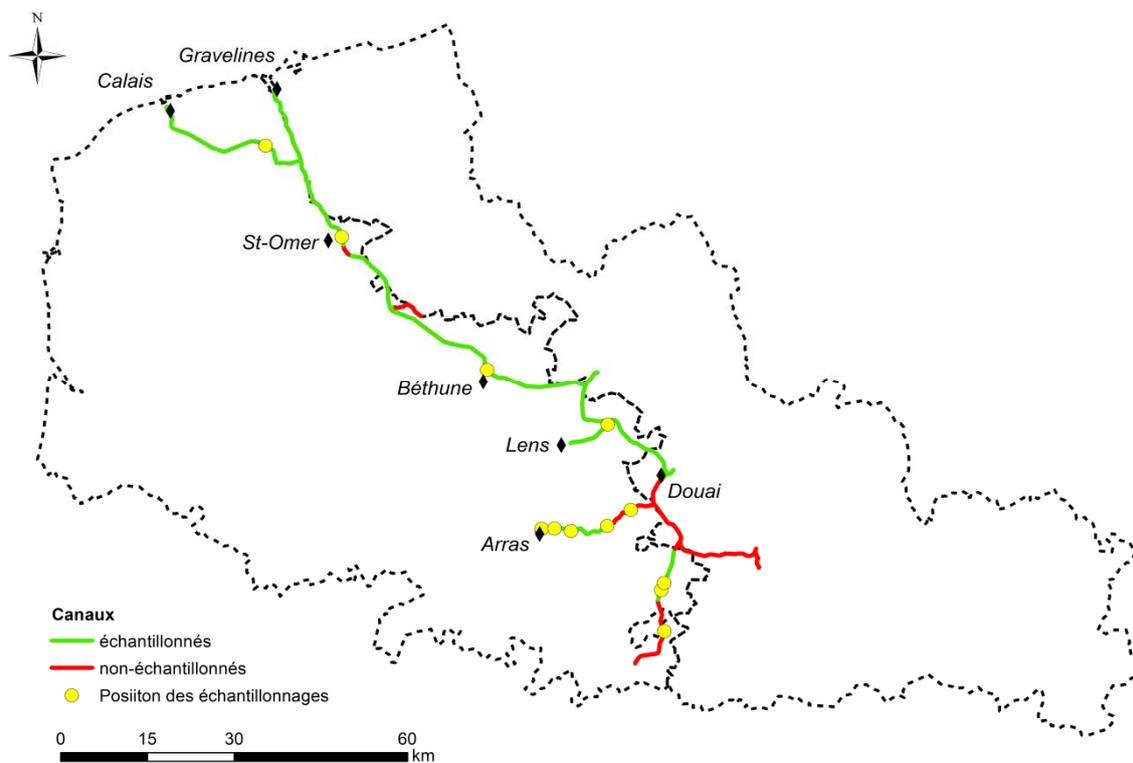
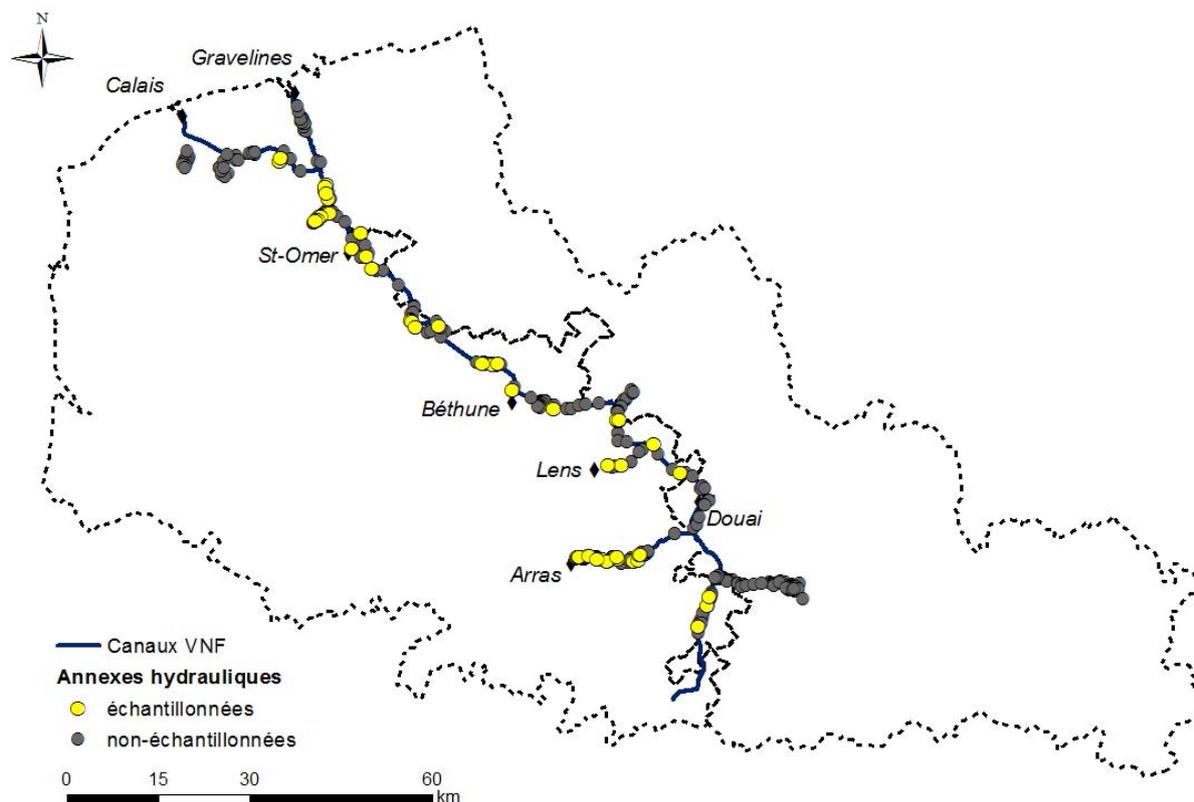


Figure 29. Répartition des biefs échantillonnés en 2016 et 2017 pour les communautés de poissons.



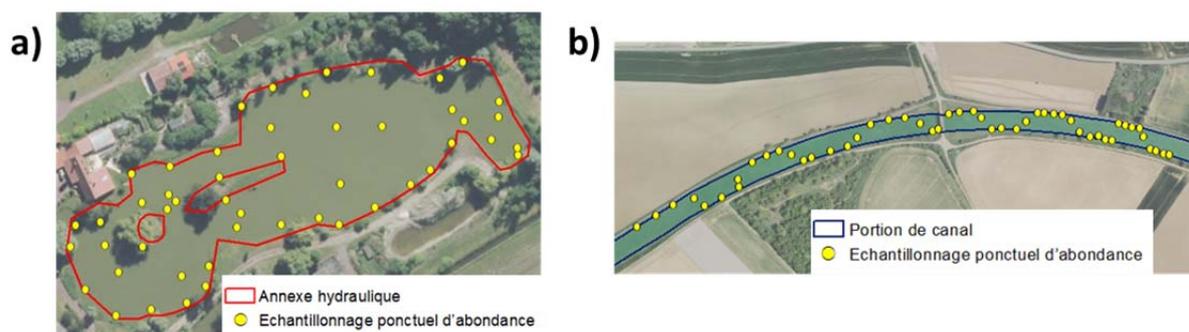
**Figure 30. Répartition des annexes hydrauliques échantillonnées en 2016 et 2017 pour les communautés de poissons.**

La méthode des Echantillonnages Ponctuels d'Abondance (EPA) par pêche électrique a été utilisée selon les recommandations des études de Nelva et al. (1979) et Lasne et al. (2007). Cette méthode permet de calculer des données d'abondance corrigées par l'effort d'échantillonnage et exprimées en Capture Par Unité d'Effort (CPUE) :

$$CPUE = \frac{\text{Nombre d'individus de poissons pêchés dans le site}}{\text{Nombre d'EPA réalisés dans le site}}$$

Les pêches électriques ont été réalisées avec une anode plongée dans l'eau pour chaque EPA afin d'étourdir les poissons des canaux de navigation et des annexes hydrauliques. Les poissons ont ensuite été collectés par une épuisette, identifiés à l'espèce, mesurés, dénombrés et relâchés vivants au point de prélèvement. La surface couverte par chaque EPA est d'environ 1 m<sup>2</sup>.

Les EPA ont été distribués aléatoirement dans les annexes hydrauliques afin de couvrir toute la surface en eau des annexes et de leurs berges (Figure 31a). Dans les biefs, les EPA ont été distribués le long d'une ligne formant un zig-zag d'une berge à l'autre afin d'échantillonner de façon prioritaire les zones de berges des deux rives (*i.e.* plus favorables aux poissons) tout en couvrant également les habitats de pleine eau des biefs (Figure 31b).



**Figure 31. Exemple de distribution des Echantillonnages Ponctuels d'Abondance dans une annexe hydraulique (a) et dans un bief (b). Source photos : BDOrtho, IGN.**

Au total, 50 EPA ont été échantillonnés une seule fois par site lorsque cela était possible pour un total de 580 EPA pour les 12 biefs et 2 305 EPA pour les 48 annexes hydrauliques (Tableau 6). La différence dans le nombre d'EPA réalisés par site résulte notamment de l'hétérogénéité des surfaces en eau des sites échantillonnés. Le marais audomarois qui inclut la Réserve Naturelle Nationale des étangs du Romelaëre correspond à l'annexe hydraulique où l'effort d'échantillonnage a été le plus important (75 EPA) du fait de sa plus grande surface (plus d'un million de mètres carrés).

**Tableau 6. Nombre d'Echantillonnages Ponctuels d'Abondance (EPA) réalisés par site échantillonné.**

Nombre d'EPA par site	Nombre d'Annexes hydrauliques	Nombre de biefs
20	1	-
30	4	1
40	1	-
50	41	11
75	1	-

Les taux de capture des poissons sont relativement faibles dans la zone d'étude avec 1.1 et 1.6 poissons pêchés par EPA en moyenne dans les biefs et les annexes hydrauliques respectivement. Les pêches effectuées au niveau du bief n°11 (canal à grand gabarit), et plus précisément au niveau du canal de Lens (Figure 29), ont été exclues des analyses (tâches 3 et 4 du projet) puisque 50 EPA n'ont permis de capturer qu'un seul individu de poissons (*i.e.* un juvénile de tanche) rendant cette donnée statistiquement non-exploitable. Seules les pêches réalisées au sein des 11 autres biefs échantillonnés ont donc été conservées pour l'étude des communautés de poissons du réseau canalisé du Pas-de-Calais.

### 2.2.3.2. Caractérisation des communautés du réseau canalisé du Pas-de-Calais et des annexes hydrauliques adjacentes

#### ▪ Espèces échantillonnées dans la zone d'étude :

Au total, 26 espèces de poissons réparties dans huit familles différentes (Figure 32) ont été échantillonnées dans la zone d'étude. La famille des Cyprinidés est la plus représentée parmi les espèces pêchées. Parmi les 26 espèces échantillonnées, cinq bénéficient d'un statut de conservation et sept sont des espèces exotiques introduites dans la zone d'étude (Tableau 7).

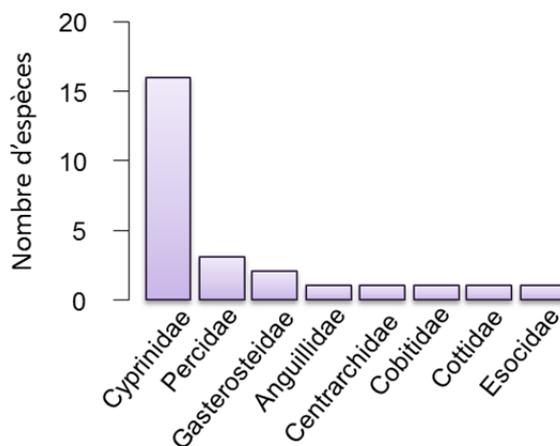


Figure 32. Nombre d'espèces de poissons pêchées dans la zone d'étude par famille.

Au total, 17 et 25 espèces de poissons ont été respectivement capturées dans les canaux de navigation et dans les annexes hydrauliques, dont 16 présentes dans les deux types de milieux. Toutes espèces confondues, un total de 4 355 individus a été capturé, dont 87 % des effectifs dans les annexes hydrauliques et 13 % dans les canaux. Les gardons, les perches communes *Perca fluviatilis* et les carpes communes dominent les effectifs capturés dans les annexes hydrauliques alors que les espèces les plus abondamment capturées dans les canaux sont les gardons, les épinoches *Gasterosteus aculeatus* et les chabots celtiques *Cottus perifretum*<sup>2</sup> (Tableau 7).

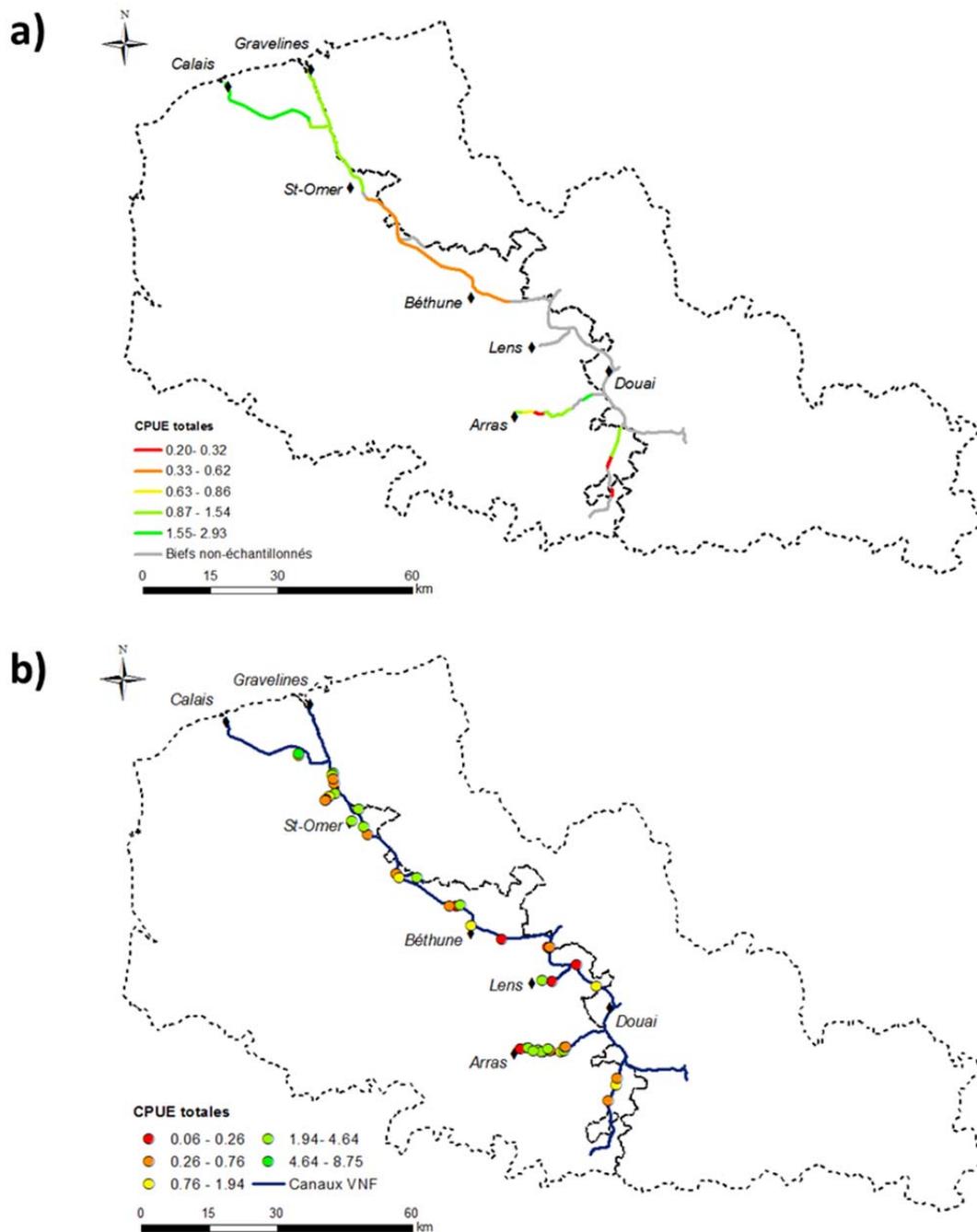
Les trois espèces échantillonnées présentant un fort statut de conservation en France, *i.e.* l'anguille *Anguilla anguilla*, le brochet et la loche épineuse *Cobitis taenia*, ont été respectivement capturées dans 23 %, 33 % et 13 % des annexes hydrauliques et dans 9 %, 27 % des canaux pour les deux premières espèces tandis que la loche épineuse n'a été capturée dans aucun des biefs.

<sup>2</sup> Jusqu'à récemment (Freyhof et al., 2005), tous les chabots du territoire métropolitain français étaient regroupés sous l'appellation « chabot commun *Cottus gobio* », que l'on retrouve encore dans de nombreux documents administratifs et techniques. Des études morphologiques et/ou génétiques ont permis de différencier une dizaine d'espèce en France dont le chabot celtique qui se trouve notamment dans le Pas-de-Calais. Freyhof, J., M. Kottelat and A. Nolte, 2005. Taxonomic diversity of European *Cottus* with description of eight new species (Teleostei : Cottidae). Ichthyol. Explor. Freshwat. 16(2) :107-172.

**Tableau 7. Espèces de poissons capturées dans les biefs et les annexes hydrauliques (AH) échantillonnés du Pas-de-Calais. n : nombre de sites échantillonnés. CPUE : Capture par Unité d'Effort (i.e. nombre moyen d'individus capturés par points de pêche ± écart-type). Occurrence : nombre de sites où l'espèce a été capturée.**

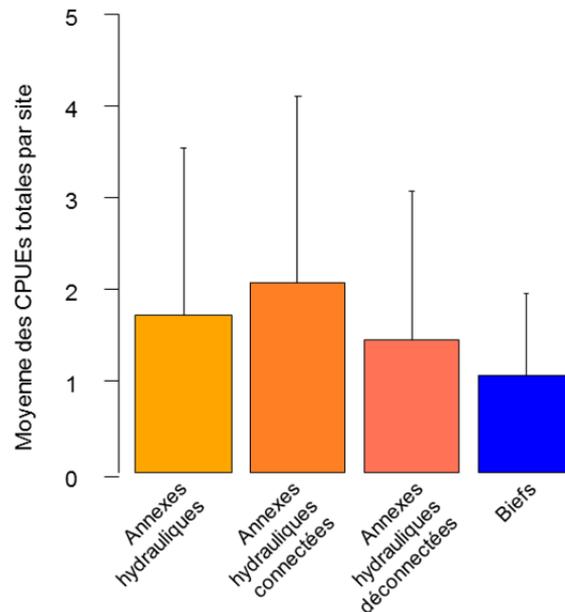
Nom commun	Nom scientifique	Famille	Code	Origine	CPUE moyennes		Occurrence	
					Biefs (n = 11)	AH (n = 48)	Biefs	AH
Able de Heckel	<i>Leucaspis delineatus</i>	Cyprinidae	ABH	native	-	0.01 ± 0.08	0	2
Ablette	<i>Alburnus alburnus</i>	Cyprinidae	ABL	native	0.02 ± 0.07	0.04 ± 0.09	1	17
Anguille	<i>Anguilla anguilla</i>	Anguillidae	ANG	native	0.04 ± 0.15	0.03 ± 0.09	1	11
Bouvière	<i>Rhodeus amarus</i>	Cyprinidae	BOU	native	-	0.01 ± 0.03	0	6
Brème bordelière	<i>Blicca bjoerkna</i>	Cyprinidae	BRB	native	0.01 ± 0.03	0.07 ± 0.19	2	15
Brème commune	<i>Abramis brama</i>	Cyprinidae	BRE	native	0.02 ± 0.03	0.06 ± 0.16	3	19
Brochet	<i>Esox lucius</i>	Esocidae	BRO	native	0.01 ± 0.01	0.01 ± 0.03	3	16
Carassins	<i>Carassius sp.</i>	Cyprinidae	CAS	exotique	-	0.01 ± 0.04	0	8
Carpe commune	<i>Cyprinus carpio</i>	Cyprinidae	CCO	exotique	0.01 ± 0.07	0.18 ± 1.06	4	20
Chabot celtique	<i>Cottus perifretum</i>	Cottidae	CHA	native	0.12 ± 0.22	0.00 ± 0.00	5	1
Chevaine	<i>Squalius cephalus</i>	Cyprinidae	CHE	native	0.01 ± 0.02	-	1	0
Carpe Amour	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Cyprinidae	CTI	exotique	-	0.00 ± 0.00	0	1
Epinoche	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Gasterosteidae	EPI	native	0.32 ± 0.47	0.03 ± 0.10	6	11
Epinochette	<i>Pungitius laevis</i>	Gasterosteidae	EPT	native	0.03 ± 0.08	0.00 ± 0.01	4	1
Gardon	<i>Rutilus rutilus</i>	Cyprinidae	GAR	native	0.31 ± 0.33	0.71 ± 1.01	7	41
Goujon commun	<i>Gobio gobio</i>	Cyprinidae	GOU	native	0.00 ± 0.01	0.03 ± 0.11	1	8
Grémille	<i>Gymnocephalus cernua</i>	Percidae	GRE	native	0.01 ± 0.02	0.01 ± 0.02	3	9
Ide mélanote	<i>Leuciscus idus</i>	Cyprinidae	IDE	exotique	-	0.00 ± 0.00	0	1
Loche épineuse	<i>Cobitis taenia</i>	Cobitidae	LOR	native	-	0.01 ± 0.04	0	6
Perche commune	<i>Perca fluviatilis</i>	Percidae	PER	native	0.05 ± 0.09	0.29 ± 0.49	5	34
Perche soleil	<i>Lepomis gibbosus</i>	Centrarchidae	PES	exotique	-	0.02 ± 0.05	0	7
Pseudorasbora	<i>Pseudorasbora parva</i>	Cyprinidae	PSR	exotique	-	0.07 ± 0.50	0	2
Rotengle	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Cyprinidae	ROT	native	0.09 ± 0.29	0.08 ± 0.19	3	28
Sandre	<i>Sander lucioperca</i>	Percidae	SAN	exotique	0.01 ± 0.02	0.02 ± 0.07	3	10
Tanche	<i>Tinca tinca</i>	Cyprinidae	TAN	native	0.00 ± 0.01	0.03 ± 0.09	1	22
Vandoise commune	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Cyprinidae	VAN	native	-	0.00 ± 0.00	0	1

La répartition des poissons est hétérogène au sein de la zone d'étude où il ne semble pas y avoir de patrons spatiaux au niveau de la distribution des abondances totales de poissons toutes espèces confondues (Figure 33).



**Figure 33. Abondances totales des poissons échantillonnées (a) dans les biefs et (b) dans les annexes hydrauliques de la zone d'étude exprimées en Captures Par Unité d'Effort (CPUE).**

On note la faible abondance de poissons au niveau des biefs n°12 et n°13 du canal à grand gabarit localisés entre Saint-Omer et Béthune (Figure 33a). De plus, il n'existe pas de différence significative entre les abondances totales de poissons toutes espèces confondues entre les annexes hydrauliques et les biefs ni entre les annexes connectées et les annexes déconnectées (tests de Mann-Whitney-Wilcoxon non-significatifs :  $p > 0.05$  ; Figure 34).



**Figure 34. Abondances totales (i.e. toutes espèces confondues) moyennes dans les différents sites de la zone d'étude et exprimées en Capture Par Unité d'Effort (CPUE).**

Les individus d'espèces exotiques pêchés dans les biefs sont les plus abondants au niveau du bief n°14, localisé entre Saint-Omer et Gravelines (Aa canalisée et canal de Neuffossé) et au niveau des biefs n°12 et n°13 du canal à grand gabarit, localisés entre Saint-Omer et Béthune (Figure 35a). Ils ne représentent cependant qu'au maximum 8 % des individus pêchés par site. Cette proportion d'individus d'espèces exotiques est beaucoup plus élevée dans les annexes hydrauliques où elle peut atteindre 98 % (Figure 35b).

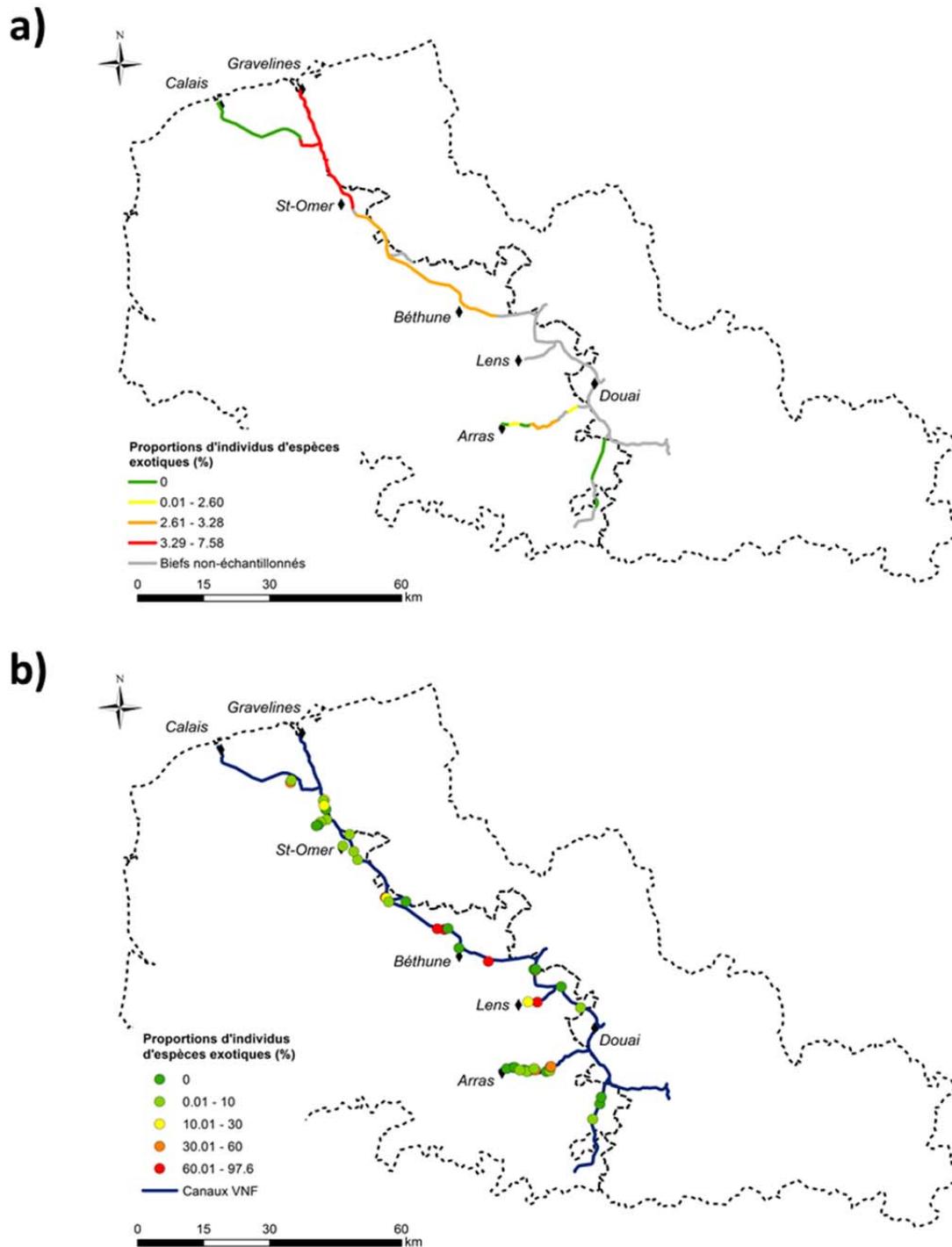
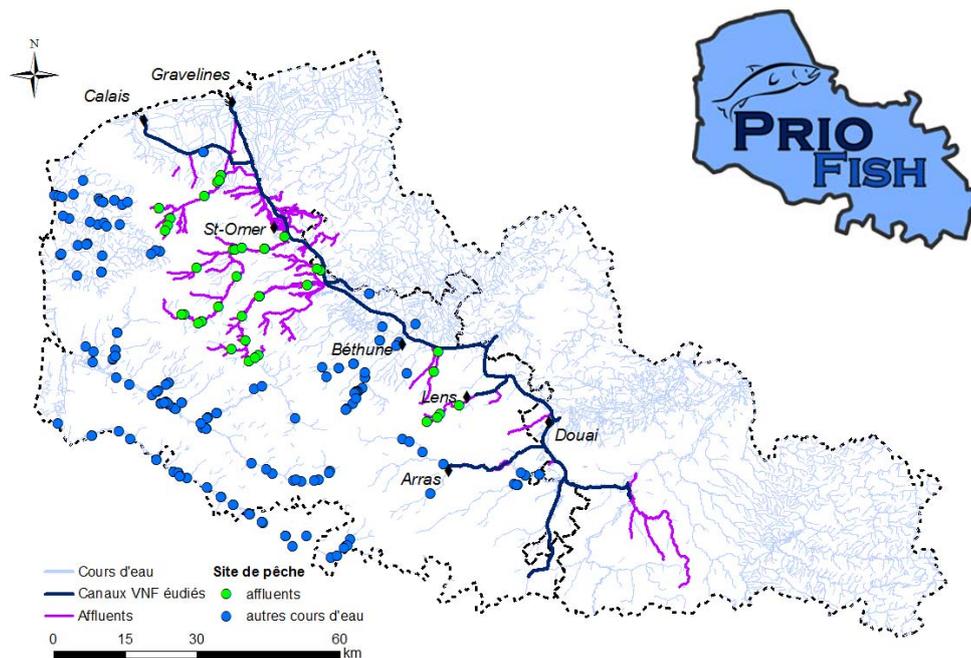


Figure 35. Proportions d'individus d'espèces exotiques pêchés (a) dans les biefs et (b) dans les annexes hydrauliques.

▪ **Comparaison avec les communautés de poissons pêchées dans le cadre du projet PRIOFISH :**

Le projet PRIOFISH 2011-2014, financé par l'Agence de l'Eau Artois-Picardie et la Région Hauts-de-France et mené par le laboratoire EcoLab en partenariat avec la FDAAPPMA62, a notamment permis d'améliorer les connaissances sur les communautés de poissons des cours d'eau non canalisés du Pas-de-Calais. Ces données ont été exploitées dans le cadre de la thèse d'Anthony Maire soutenue en novembre 2014 (Maire, 2014). Les sites de pêche du projet PRIOFISH étaient localisés dans certains affluents des canaux de navigation étudiés dans le cadre du projet Connect'AH et au sein d'autres bassins versants du département (Figure 36).



**Figure 36. Localisation des sites d'échantillonnage des communautés de poissons dans les autres hydrosystèmes du Pas-de-Calais étudiés dans le cadre du projet PRIOFISH.**

La comparaison des communautés de poissons échantillonnées dans le cadre des projets PRIOFISH et Connect'AH ne peut être réalisée qu'en termes de présence/absence d'espèces du fait des différents protocoles d'échantillonnage employés. Cependant, elle permet de mettre en évidence que :

- Aucune espèce de poissons n'est spécifique aux canaux de navigation puisque les espèces pêchées dans les biefs sont également présentes dans les autres hydrosystèmes du département (annexes hydrauliques, affluents connectées, autres cours d'eau non-canalisé) ;
- Quatre espèces de poissons : la bouvière *Rhodeus amarus*, le pseudorasbora *Pseudorasbora parva*, l'ide mélanote *Leuciscus idus* et la carpe amour *Ctenopharyngodon idella* ; n'ont été détectées que dans les annexes hydrauliques échantillonnées dans le cadre de Connect'AH et sont absentes du reste des hydrosystèmes du département. Les trois dernières espèces citées sont des espèces exotiques ;

- 11 espèces de poissons répertoriées dans les affluents connectés et/ou les autres hydrosystèmes du Pas-de-Calais sont absentes des biefs et des annexes hydrauliques étudiés dans le cadre de Connect'AH. Six de ces espèces sont notamment présentes dans les affluents des biefs en plus d'autres bassins versants : la loche franche *Barbatula barbatula*, la lamproie de Planer *Lampetra planeri*, le saumon Atlantique *Salmo salar*, la truite-arc-en-ciel *Oncorhynchus mykiss* (espèce exotique), la truite commune *Salmo trutta*, le vairon commun *Phoxinus phoxinus*. Les cinq autres espèces ne sont présentes que dans les autres bassins versants du Pas-de-Calais : la carpe argentée *Hypophthalmichthys molitrix* (espèce exotique), le flet *Platichthys flesus*, la lamproie marine *Petromyzon marinus*, la lamproie de rivière *Lampetra fluviatilis* et l'omble de fontaine *Salvelinus fontinalis* (espèce exotique).

#### **2.2.4. Tâche 4 : caractérisation de la fonctionnalité des biefs et des annexes hydrauliques pour les communautés de poissons du réseau canalisé**

La fonctionnalité des annexes hydrauliques et des canaux de navigation pour les communautés de poissons a été étudiée selon quatre approches différentes :

- La capacité des annexes et des canaux à fournir des zones de reproduction et de nurserie pour les juvéniles favorables aux communautés de poissons ;
- Des indices de diversité basés sur les communautés de poissons ;
- La structure des communautés de poissons en termes de composition d'espèces et de distribution géographique ;
- L'influence de variables environnementales sur la distribution des communautés de poissons à l'échelle du site et du point de pêche (*i.e.* de l'EPA).

La fonctionnalité des canaux de navigation et des annexes hydrauliques, notamment dans le cas des trois dernières approches énoncées ci-dessus, a été étudiée en relation avec la connectivité latérale qui existe au sein de la zone d'étude. En effet, le projet Connect'AH se basait sur l'hypothèse que l'amélioration de la connectivité latérale entre les biefs et les annexes hydrauliques adjacentes permettrait de favoriser la fonctionnalité des communautés de poissons, notamment en termes d'abondance et de diversité.

La tâche 4 du projet avait donc pour but d'étudier la façon dont les communautés de poissons se structurent i) à l'échelle de toute la zone d'étude mais aussi ii) dans les biefs par rapport aux annexes hydrauliques et iii) dans les annexes connectées par rapport aux annexes déconnectées. L'influence de la connectivité a également été mise en relation avec les autres variables environnementales pouvant affecter la distribution des communautés de poissons.

##### **2.2.4.1. Zones de reproduction et de nurserie**

Un milieu peut être considéré comme fonctionnel si les populations qu'il héberge présentent une bonne représentativité des juvéniles. La présence de juvéniles de l'année est en effet un indicateur d'une possibilité de reproduction naturelle et de la présence d'habitats appropriés et nécessaires à la

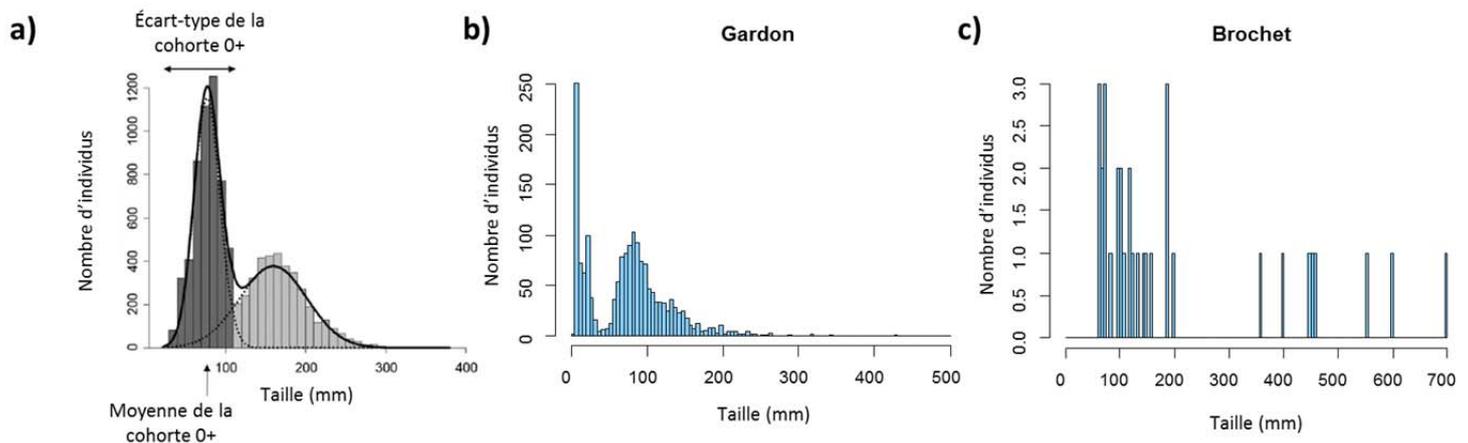
ponde, la reproduction, l'alimentation et la croissance des juvéniles. Ces zones de croissance des juvéniles sont appelées « zone de nourricerie ». Elles fournissent des conditions physico-chimiques adaptées aux besoins physiologiques des espèces, des ressources trophiques suffisantes, des habitats de protection contre les prédateurs et sont connectées aux autres habitats essentiels pour le cycle de vie des espèces (*i.e.* colonisation des nourriceries par les stades précoces de développement et émigration par les stades matures ; Beck et al., 2001).

La méthodologie utilisée pour identifier la présence de juvéniles dans une communauté de poissons est basée sur la détermination de la structure en tailles des communautés. Les tailles moyennes, minimales et maximales des poissons échantillonnées dans les canaux de navigation et dans les annexes hydrauliques du Pas-de-Calais sont présentées dans le Tableau 8.

**Tableau 8. Tailles des poissons échantillonnés dans les biefs et les annexes hydrauliques adjacentes du Pas-de-Calais.**

Espèces	Biefs					Annexes hydrauliques				
	Taille moyenne (mm)	Ecart-type	Taille minimale (mm)	Taille maximale (mm)	Nombre de poissons mesurés	Taille moyenne (mm)	Ecart-type	Taille minimale (mm)	Taille maximale (mm)	Nombre de poissons mesurés
Able de Heckel	-	-	-	-	-	66.54	6.33	42.00	77.00	28
Ablette	106.17	26.93	47.00	154.00	12	71.82	37.14	5.00	163.00	87
Anguille	468.38	95.91	270.00	650.00	16	343.75	127.86	30.00	700.00	72
Bouvière	-	-	-	-	-	47.10	12.97	18.00	75.00	20
Brème bordelière	189.67	32.68	143.00	227.00	6	111.32	56.86	10.00	404.00	149
Brème commune	319.78	124.98	81.00	477.00	9	110.53	108.57	12.00	562.00	145
Brochet	358.00	210.47	66.00	554.00	4	185.55	167.59	63.00	700.00	29
Carassins	-	-	-	-	-	219.80	114.07	24.00	416.00	15
Carpe commune	590.17	88.16	490.00	721.00	6	48.36	119.51	5.00	860.00	429
Chabot celtique	43.93	24.18	10.00	97.00	72	80.00	-	80.00	80.00	1
Chevaine	428.00	103.70	357.00	547.00	3	-	-	-	-	-
Carpe Amour	-	-	-	-	-	600.00	-	600.00	600.00	1
Epinoche	37.26	20.58	5.00	71.00	186	14.21	8.99	10.00	65.00	66
Epinochette	29.30	16.68	10.00	50.00	20	43.00	-	43.00	43.00	1
Gardon	129.03	56.86	10.00	344.00	174	69.37	48.81	5.00	428.00	1523
Goujon commun	127.00	-	127.00	127.00	1	83.40	14.61	50.00	134.00	62
Grémille	99.80	27.91	70.00	144.00	5	67.05	24.03	23.00	122.00	22
Idé mélanote	-	-	-	-	-	143.00	-	143.00	143.00	1
Loche épineuse	-	-	-	-	-	63.25	21.11	30.00	101.00	12
Perche commune	113.22	66.38	10.00	246.00	27	47.33	29.74	10.00	246.00	683
Perche soleil	-	-	-	-	-	74.45	25.49	34.00	124.00	40
Pseudorasbora	-	-	-	-	-	52.59	14.06	15.00	75.00	104
Rotengle	23.69	36.47	15.00	204.00	32	62.58	64.89	7.00	445.00	170
Sandre	474.17	141.11	248.00	642.00	6	62.18	75.94	10.00	334.00	45
Tanche	391.00	-	391.00	391.00	1	106.78	122.93	10.00	458.00	69
Vandoise commune	-	-	-	-	-	101.00	-	101.00	101.00	1

Des histogrammes de fréquences représentant le nombre d'individus par espèce présents dans une population en fonction de différentes classes de tailles permettent de séparer les communautés en différentes cohortes (*i.e.* individus nés la même année ; Figure 37). A partir de ces histogrammes, il est théoriquement possible de déterminer la taille limite de la cohorte des juvéniles (Figure 37a). Cette détermination graphique des limites de tailles des cohortes de juvéniles et d'individus plus âgés semble possible pour certaines espèces échantillonnées dans le cadre du projet Connect'AH. Par exemple, l'histogramme des fréquences de tailles du gardon (*i.e.* toutes les données de capture dans les biefs et les annexes hydrauliques ont été rassemblées, Figure 37b) présente plusieurs pics d'abondances pour certaines classes de tailles comme c'est le cas pour l'histogramme théorique (Figure 37a). Cependant, pour d'autres espèces (*e.g.* le brochet ; Figure 37c), les cohortes sont plus difficiles à différencier graphiquement du fait du faible nombre d'individus échantillonnés et de certaines classes de tailles non-représentées dans l'échantillonnage témoignant soit d'une réelle absence de ces cohortes des milieux échantillonnés soit d'un échantillonnage partiel des populations.

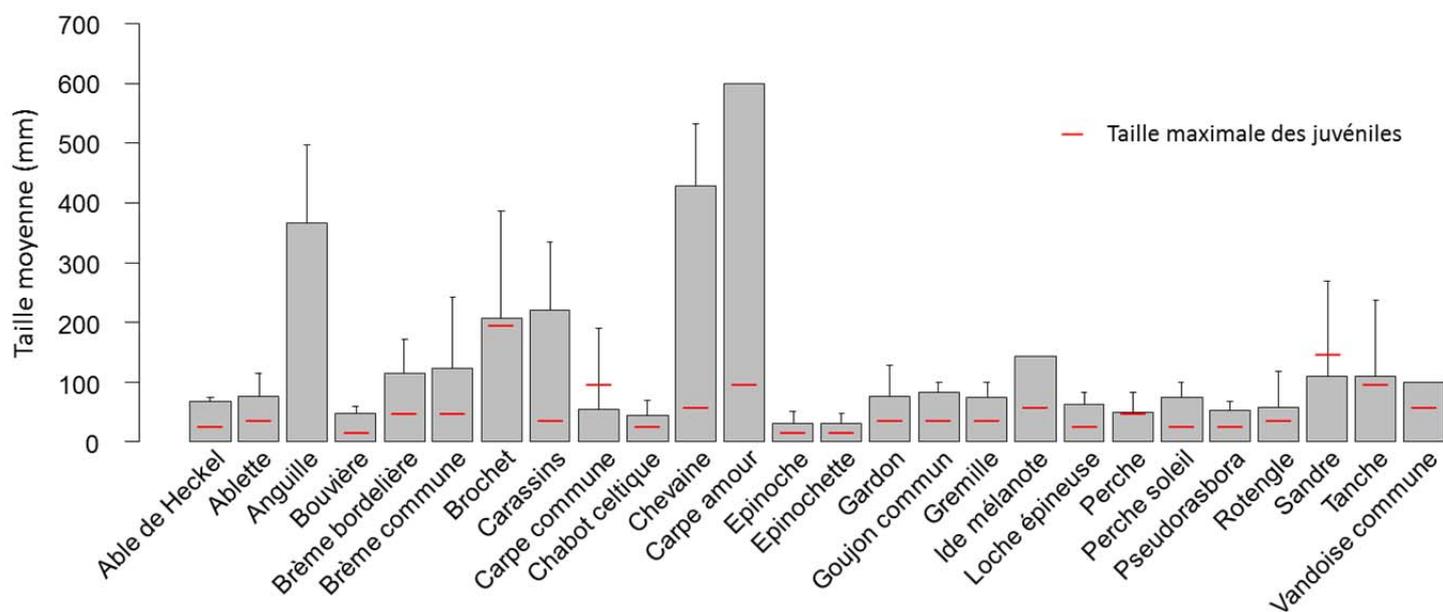


**Figure 37. Histogrammes des fréquences de tailles des poissons. (a) Histogramme théorique modifié d'après Bergerot et al. (2017) permettant d'identifier les différentes cohortes présentes dans une population de poissons. Les barres grises foncées identifient les poissons de la cohorte 0+ correspondant aux juvéniles nés dans l'année. Les barres grises claires identifient les individus plus âgés. Histogramme des fréquences de tailles des gardons (b) et brochets (c) échantillonnés dans les biefs et les annexes hydrauliques de la zone d'étude (*i.e.* tous sites confondus).**

La détermination des cohortes par la méthode des histogrammes de fréquence n'a finalement pas été utilisée pour des analyses plus poussées dans le cadre du projet Connect'AH car les espèces de poissons capturées étaient globalement trop peu abondantes dans la zone d'étude.

La présence de juvéniles au sein des communautés de poissons des sites échantillonnés a ainsi été déterminée à partir d'une classification basée sur des critères de tailles des individus à dire d'experts (Benoit Rigault, FDAAPPMA62). La taille maximale pour chaque espèce au-dessus de laquelle un individu de poissons n'est plus considéré comme un juvénile de l'année a été déterminée

(Figure 38). La taille moyenne de certaines espèces de poissons comme le brochet, la perche commune, le sandre et la tanche est inférieure à la taille maximale des juvéniles, attestant de communautés composées en majorité d'individus juvéniles nés dans l'année. Au contraire, la présence de communautés dont les tailles moyennes de poissons sont supérieures à la taille maximale des juvéniles attestent de la présence majoritaire d'individus plus âgés (e.g. carassins, chevaine, carpe amour).



**Figure 38. Tailles moyennes des individus de poissons échantillonnés dans les canaux de navigation et les annexes hydrauliques du Pas-de-Calais (i.e. tous sites confondus). Les écarts-types sont également présentés lorsque plus d'un poisson a été échantillonné par espèce. Les traits rouges identifient les tailles maximales au-delà desquelles les individus de poissons ne sont plus considérés comme des juvéniles nés dans l'année. Cette information n'est pas donnée pour l'anguille européenne qui est présente dans les milieux d'eau douce du Pas-de-Calais à l'état de juvénile plus ou moins âgé.**

La présence de juvéniles attestant de milieux fonctionnels de reproduction et de nourricerie a été identifiée pour 19 des 26 espèces échantillonnées dans la zone d'étude dont quatre espèces exotiques (i.e. carassins, carpe commune, pseudorasbora, sandre; Tableau 9).

**Tableau 9. Présence de juvéniles échantillonnés dans les canaux de navigation et annexes hydrauliques du Pas-de-Calais. \* : espèces exotiques.**

Espèces	Présence de juvéniles	
	dans les biefs	dans les annexes hydrauliques
Able de Heckel		
Ablette		x
Anguille européenne		x
Bouvière		x
Brème bordelière		x
Brème commune		x
Brochet	x	x
Carassins*		x
Carpe commune*		x
Chabot celtique	x	
Chevaine		
Carpe Amour*		
Epinoche	x	x
Epinochette	x	
Gardon	x	x
Goujon commun		
Grémille		x
Ide mélanote*		
Loche épineuse		x
Perche commune	x	x
Perche soleil*		
Pseudorasbora*		x
Rotengle	x	x
Sandre*		x
Tanche	x	x
Vandoise commune		

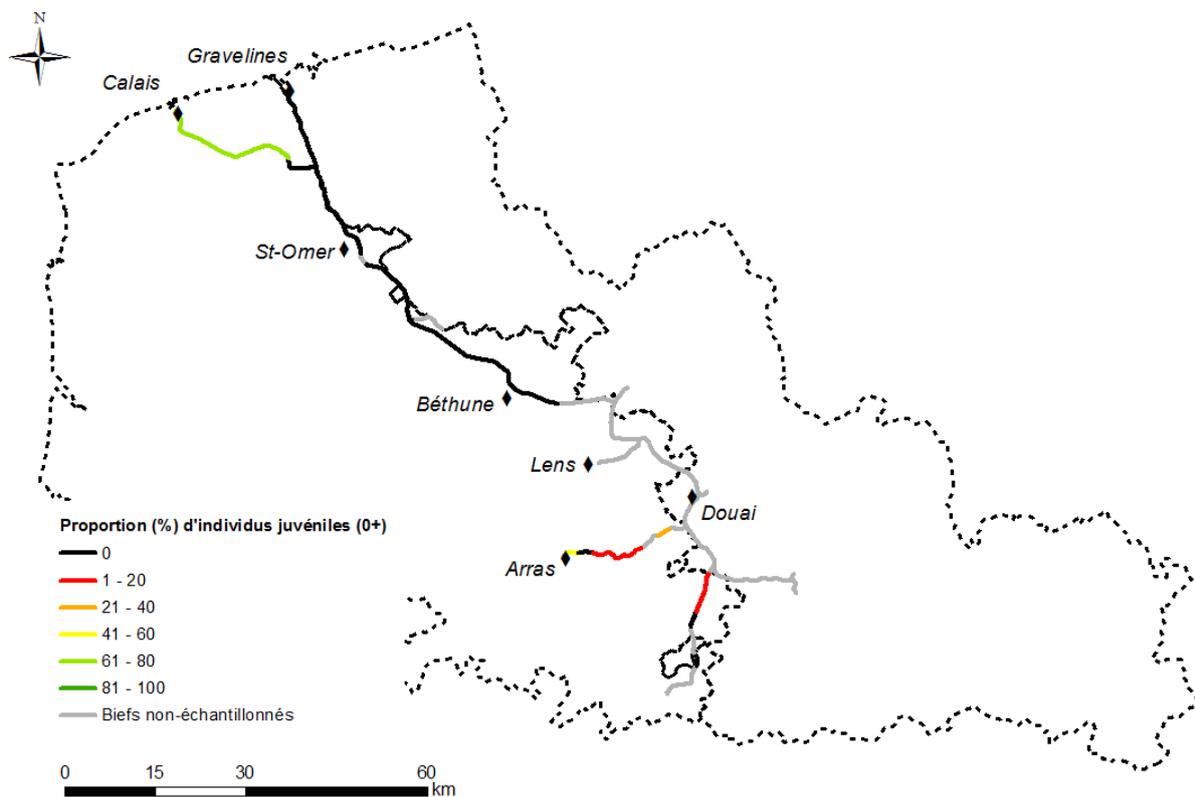
L'absence de détection de juvéniles de l'année pour sept espèces de poissons échantillonnés à des stades plus âgés dans les biefs et annexes hydrauliques du Pas-de-Calais (Tableau 9) peut indiquer :

- Une absence de reproduction de ces espèces dans ces milieux ;
- Ou une mauvaise détection des juvéniles par les méthodes d'échantillonnages utilisées pour l'étude (*i.e.* densités trop faibles pour être échantillonnées ou méthodes d'échantillonnage non-adaptées pour la détection des juvéniles de certaines espèces).

Il est à noter que la carpe amour est connue pour ne pas être capable de se reproduire sur le territoire français où elle a été introduite (Keith et al., 2011).

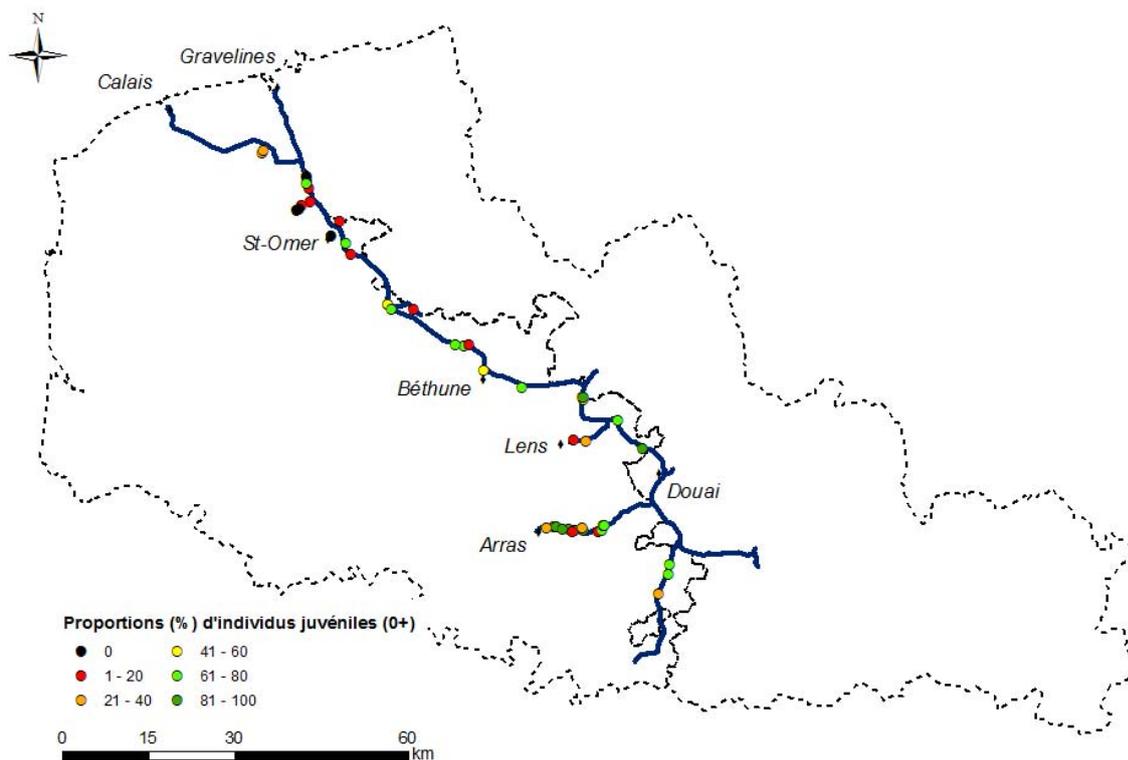
La présence de juvéniles, toutes espèces confondues, a été détectée dans sept des 11 biefs échantillonnés dans le Pas-de-Calais (Figure 39). Les juvéniles détectés dans les biefs appartiennent tous à des espèces natives. Aucun juvénile n'a été détecté dans le canal à grand gabarit ni dans l'Aa

canalisé (*i.e.* linéaire entre Gravelines et Béthune). La zone du réseau canalisé la plus favorable à la présence de juvéniles correspond au canal de Calais qui bénéficie de connexions directes avec les canaux de Guînes, d'Ardres et d'Audruicq. Ces canaux sont actuellement délaissés par la navigation commerciale et représentent des annexes hydrauliques favorables à la reproduction et à la croissance des juvéniles de poissons, y compris d'espèces d'intérêt patrimonial. Il est à noter que la favorabilité de ces canaux délaissés pour les communautés de poissons est directement liée aux modes de gestion qui y sont appliqués (*e.g.* fréquence de curage) et qui devraient donc faire l'objet de concertations entre les gestionnaires locaux de ces milieux et ceux de la biodiversité.



**Figure 39. Proportion d'individus juvéniles détectés dans les biefs échantillonnés du Pas-de-Calais.**

La présence de juvéniles a été identifiée dans 44 des 48 annexes hydrauliques échantillonnées (Figure 40). La reproduction d'espèces exotiques a été identifiée dans près de 50 % de ces annexes (2 annexes avec des juvéniles d'espèces exotiques exclusivement et 18 annexes avec des juvéniles d'espèces exotiques et natives). La présence de juvéniles est spatialement très hétérogène dans les annexes hydrauliques avec des annexes où les juvéniles sont fortement ou faiblement abondants réparties sur l'ensemble de la zone d'étude.



**Figure 40. Proportion d'individus juvéniles détectés dans les annexes hydrauliques du réseau canalisé du Pas-de-Calais.**

#### 2.2.4.2. Indices de diversité basés sur les communautés

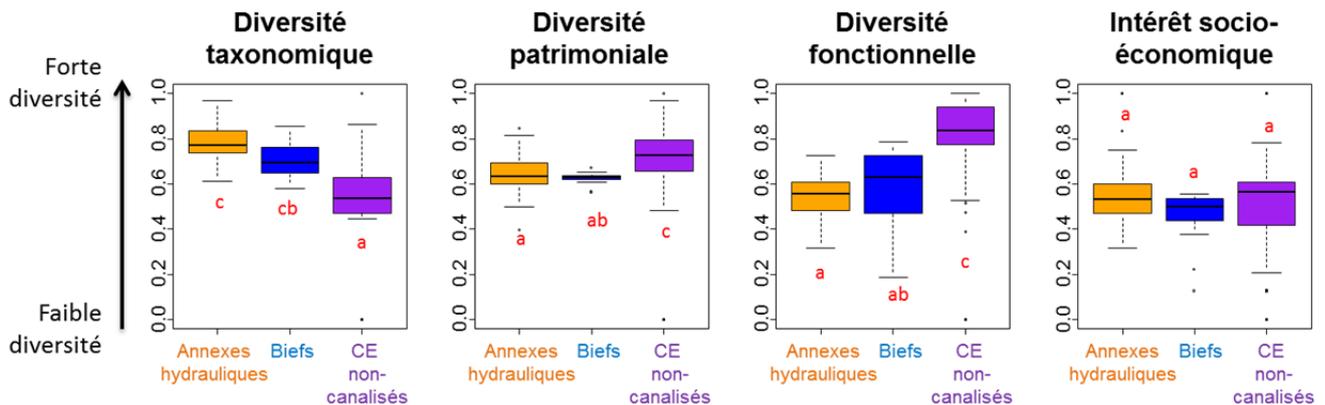
##### ▪ Approche multi-facettes de la diversité des communautés

Dans le cadre du projet PRIOFISH (Maire, 2014), une méthode a été développée afin de pouvoir identifier les tronçons de rivières où la mise en place de mesures de gestion (*i.e.* conservation, restauration) permettrait de maximiser les bénéfices écologiques pour la biodiversité de ces rivières tout en minimisant les coûts d'implémentation de ces mesures. Cette méthode s'appuyait sur l'évaluation de quatre facettes de diversité ciblant les communautés de poissons : la diversité taxonomique, la diversité fonctionnelle, l'intérêt patrimonial et l'intérêt socio-économique des communautés.

Dans un objectif de comparaison des communautés de poissons des cours d'eau non-canalisés du Pas-de-Calais avec celles échantillonnées dans le cadre du projet Connect'AH dans les canaux de navigation et les annexes hydrauliques adjacentes, ces facettes de diversité ont été recalculées et sont présentées dans la Figure 41<sup>3</sup>. D'après Maire (2014), plus les communautés sont riches,

<sup>3</sup> Du fait de protocoles d'échantillonnages hétérogènes utilisés dans le cadre des projets Connect'AH et PRIOFISH, les données de présence/absence des espèces de poissons, et non d'abondances, ont été utilisées pour calculer ces indices. Il est à noter que les échantillonnages menés dans le cadre du projet PRIOFISH ont été réalisés dans 182 sites entre 1994 et 2013.

originales et constituées d'espèces rares, plus leur diversité taxonomique est grande. Plus la proportion d'espèces natives et menacées d'une communauté est élevée, plus son intérêt patrimonial est fort. Plus les espèces composant une communauté sont fonctionnellement singulières et originales, et plus les traits biologiques de ces espèces sont diversifiés (*e.g.* diversité du régime alimentaire), plus la diversité fonctionnelle de cet assemblage est élevée. Plus l'attractivité pour les pêcheurs des espèces constituant une communauté est grande (*i.e.* fort intérêt halieutique), plus la communauté a un intérêt socio-économique élevé.



**Figure 41. Comparaison de quatre facettes de diversité basées sur les communautés de poissons des canaux de navigation, des annexes hydrauliques adjacentes et des cours d'eau (CE) non-canalises du département du Pas-de-Calais. a, b, c = résultats des tests de comparaisons post-hoc de Kruskal-Wallis. Par convention, deux lettres identiques au sein d'une figure indiquent une différence non-significative.**

Par rapport aux communautés des cours d'eau non-canalises du Pas-de-Calais, les communautés des biefs et annexes hydrauliques adjacentes présentent une diversité taxonomique plus forte (tests post-hoc de Kruskal-Wallis i) significatifs ( $p < 0.05$ ) entre les annexes hydrauliques et les cours d'eau non-canalises, ii) significatifs entre les biefs et les cours d'eau non-canalises et ii) non-significatifs ( $p > 0.05$ ) entre les annexes hydrauliques et les biefs). Le plus grand nombre d'espèces pêchées par site dans le cadre des échantillonnages des biefs et annexes hydrauliques par rapport aux autres cours d'eau du département est certainement à l'origine de ce résultat. Les communautés des biefs et annexes hydrauliques présentent également des indices de diversité patrimoniale et fonctionnelle plus faibles que ceux des cours d'eau non-canalises du département (tests post-hoc de Kruskal-Wallis i) significatifs ( $p < 0.05$ ) entre les annexes hydrauliques et les cours d'eau non-canalises, ii) significatifs entre les biefs et les cours d'eau non-canalises et ii) non-significatifs ( $p > 0.05$ ) entre les annexes hydrauliques et les biefs). Cela peut être expliqué par un plus grand nombre d'espèces exotiques et des communautés composées d'espèces aux caractéristiques biologiques et écologiques plus redondantes répertoriées dans les communautés du réseau canalisé et de ses annexes par rapport aux communautés des cours d'eau non-canalises. Enfin, l'intérêt halieutique des communautés de poissons est similaire (test de Kruskal-Wallis non-significatif :  $p > 0.05$ ) au sein des hydrosystèmes échantillonnés.

Au regard de ces quatre facettes de diversité, les communautés des biefs et des annexes hydrauliques adjacentes semblent homogènes (Figure 41).

▪ **Autres indices de diversité  $\alpha$ ,  $\beta$  et fonctionnelle :**

Des indices de diversité  $\alpha$  (*i.e.* basée sur les espèces présentes dans une communauté), de diversité  $\beta$  (*i.e.* basée sur la dissimilarité des communautés en termes de composition et d'abondance d'espèces entre sites) et d'autres indices traduisant la diversité fonctionnelle des communautés (*i.e.* basée sur les caractéristiques biologiques, écologiques et fonctionnelles des espèces dans les communautés) ont également été calculés à partir des données d'abondances des poissons dans les communautés des 11 biefs et des 48 annexes hydrauliques échantillonnés dans le cadre du projet Connect'AH<sup>4</sup>.

**Diversité  $\alpha$  :**

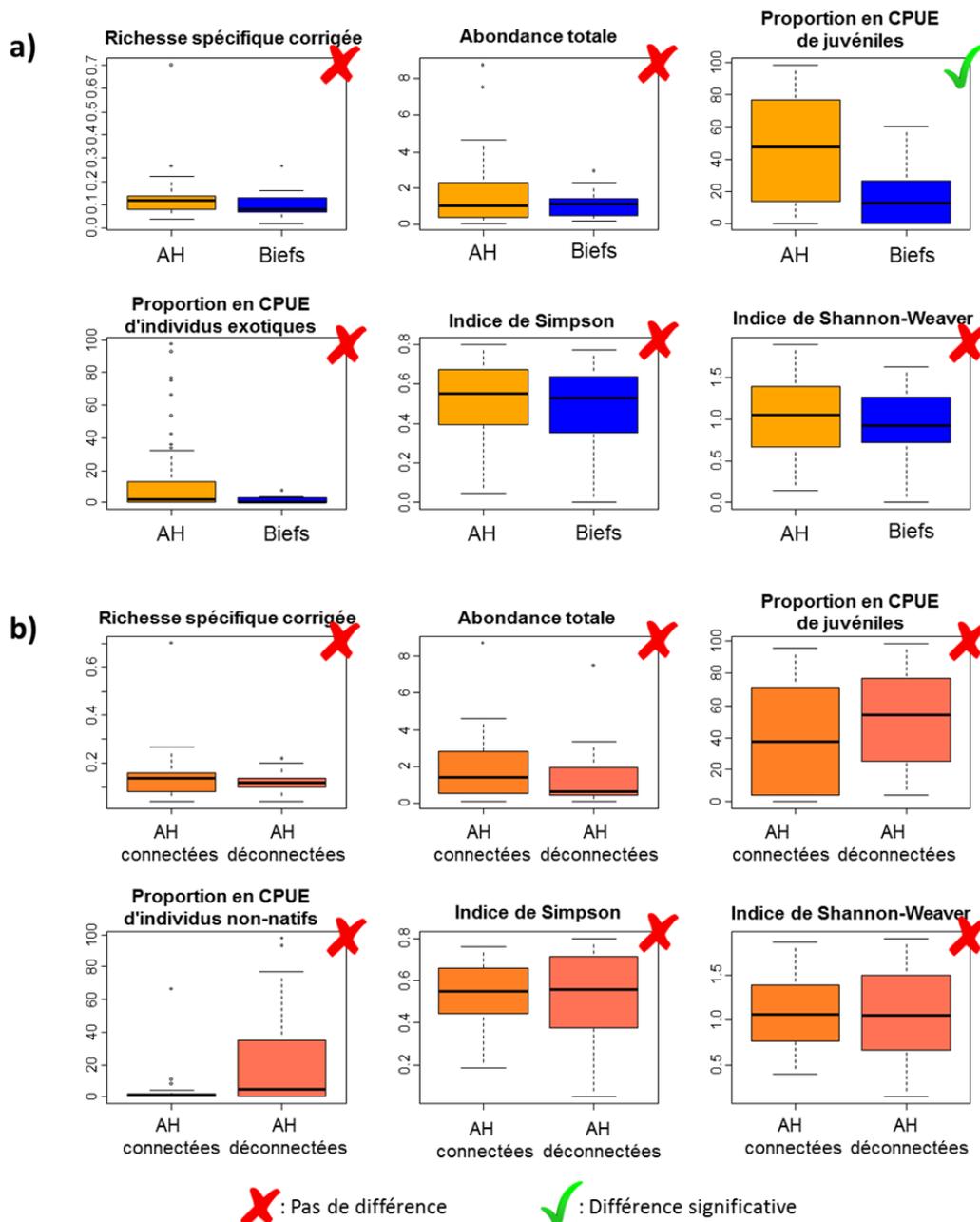
Les indices considérés pour étudier la diversité  $\alpha$  sont :

- Le nombre d'espèces ;
- L'abondance totale des poissons ;
- La proportion de juvéniles ;
- La proportion d'individus d'espèces exotiques ;
- L'indice de Simpson qui mesure la probabilité que deux individus sélectionnés au hasard dans la communauté appartiennent à la même espèce. Il donne plus de poids aux espèces abondantes qu'aux espèces rares ;
- L'indice de Shannon-Weaver qui permet d'exprimer la diversité en prenant en compte le nombre d'espèces et l'abondance des individus au sein de chacune de ces espèces. L'indice de Shannon-Weaver sera plus faible pour une communauté dominée par une seule espèce par rapport à une communauté dont toutes les espèces sont co-dominantes.

La comparaison des indices de diversité  $\alpha$  entre les communautés des biefs et des annexes hydrauliques (Figure 42a) et entre les communautés des annexes hydrauliques connectées et déconnectées (Figure 42b) ne présentent pas de différence significative (tests de Mann-Whitney-Wilcoxon non-significatifs :  $p > 0.05$ ) à l'exception de la proportion de juvéniles (test de Mann-Whitney-Wilcoxon significatif :  $W = 408.0$ ,  $p < 0.01$ ). La proportion de juvéniles est en effet significativement plus grande dans les annexes hydrauliques que dans les biefs (Figure 42a).

---

<sup>4</sup> Pour des raisons statistiques, les espèces présentes dans moins de 5 % des sites échantillonnés n'ont pas été prises en compte dans le calcul de ces indices, portant à 20 le nombre d'espèces de poissons considérées. Ces indices ont été calculés à partir des données d'abondance des espèces exprimées en CPUE et corrigées par la transformation d'Hellinger (Legendre & Gallagher, 2001) pour diminuer l'influence des espèces les plus rares dans les communautés.



**Figure 42. Comparaison des indices de diversité  $\alpha$  (a) entre les communautés des biefs et des annexes hydrauliques (AH) et (b) entre les communautés des annexes hydrauliques connectées et déconnectées du réseau canalisé du Pas-de-Calais. N.B. : la richesse spécifique (i.e. le nombre d'espèces échantillonnées) a été corrigée par l'effort d'échantillonnage (i.e. divisée par le nombre d'EPA réalisés par site) afin que les valeurs soient comparables entre sites. Les abondances d'espèces sont exprimées en Capture par Unité d'Effort (CPUE). Les différences entre les indices ont été étudiées par des tests de Mann-Whitney-Wilcoxon (un V vert indique une différence significative et une croix rouge une différence non-significative).**

Les communautés de poissons de la zone d'étude sont donc relativement homogènes au regard des indices de diversité  $\alpha$  considérés.

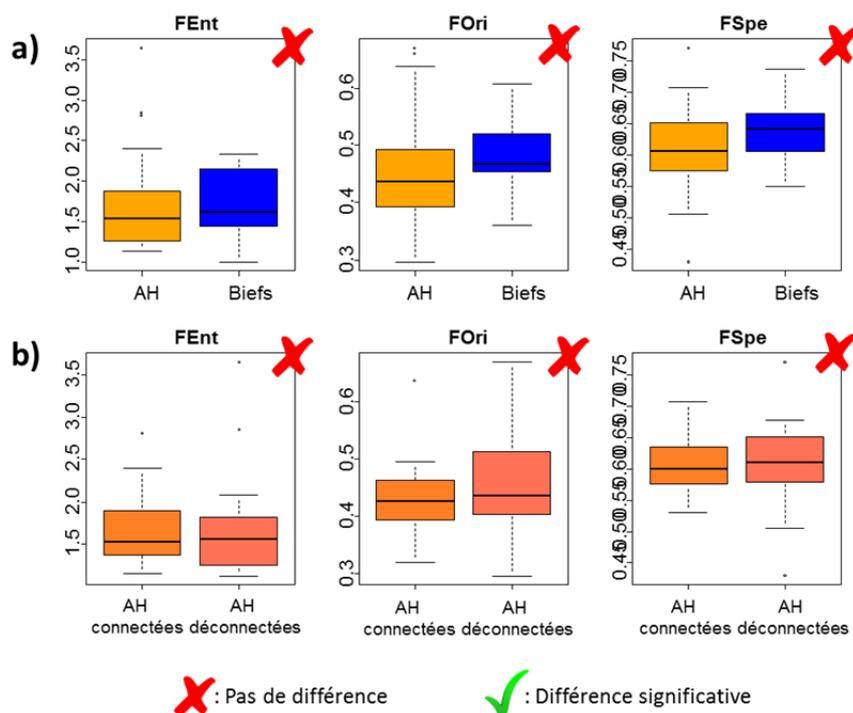
### Diversité fonctionnelle :

Les trois indices de diversité fonctionnelle considérés sont l'entropie, la spécialisation et l'originalité fonctionnelle décrits par Colin et al. (2018) et adaptés aux communautés d'espèces peu abondantes. Ces indices ont été calculés à partir de dix traits décrivant :

- Les habitats préférentiels des poissons échantillonnés (*i.e.* vitesse d'écoulement, lieu de ponte, habitat d'alimentation, habitat de vie hors alimentation) ;
- Le régime alimentaire (*i.e.* catégorie trophique du stade majoritaire observé en France) ;
- La reproduction (*i.e.* fécondité relative en nombre d'ovocytes/g) ;
- La locomotion (*i.e.* coefficient morphologique basé sur le ratio longueur/largeur du corps, coefficient natatoire basé sur le ratio longueur caudale /longueur du pédoncule caudal) ;
- La longévité (*i.e.* espérance de vie, longueur moyenne du corps des adultes).

Les détails concernant le calcul de ces indices sont présentés dans la publication scientifique rédigée dans le cadre du projet (Annexe 1).

Il n'existe pas de différence significative (tests de Mann-Whitney-Wilcoxon non-significatifs :  $p > 0.05$ ) entre les indices de diversité fonctionnelle des communautés de poissons des biefs et des annexes hydrauliques (Figure 43a), qu'elles soient connectées ou non aux canaux de navigation (Figure 43b).



**Figure 43. Comparaison des indices de diversité fonctionnelle (a) entre les communautés des biefs et des annexes hydrauliques (AH) et (b) entre les communautés des annexes hydrauliques connectées et déconnectées du réseau canalisé du Pas-de-Calais. FEnt : entropie fonctionnelle ; FOri : originalité fonctionnelle, FSpe : spécialisation fonctionnelle des communautés de poissons. N.B. : Les différences entre les indices ont été étudiées par des tests de Mann-Whitney-Wilcoxon (un V vert indique une différence significative et une croix rouge une différence non-significative).**

Les communautés de poissons de la zone d'étude sont donc également homogènes au regard des indices de diversité fonctionnelle considérés.

### **Diversité $\beta$ :**

La diversité  $\beta$  a été étudiée afin de décrire les différences de composition en espèces entre les sites échantillonnés au sein de la zone d'étude (*i.e.* biefs et annexes hydrauliques confondus) d'après Legendre & De Cáceres (2013). La diversité  $\beta$  a notamment été exprimée en terme de contribution individuelle des sites (*i.e.* ecological uniqueness of sampling sites, LCBD en anglais) à la diversité  $\beta$  (Legendre & De Cáceres, 2013). Les détails concernant le calcul de cet indice sont présentés dans la publication scientifique rédigée dans le cadre du projet (Annexe 1).

Les résultats indiquent que la contribution individuelle à la diversité  $\beta$  des sites échantillonnés n'est pas significative. Ainsi, aucun site ne contribue plus qu'un autre à la diversité  $\beta$  observée à l'échelle de la zone d'étude, ce qui implique qu'il n'existe pas de site particulièrement original au regard de sa composition en espèces. Ces résultats suggèrent que la distribution des espèces de poissons est certainement aléatoire au sein du réseau canalisé du Pas-de-Calais et des annexes hydrauliques qui y sont adjacentes.

## **2.2.4.3. Structure des communautés de poissons**

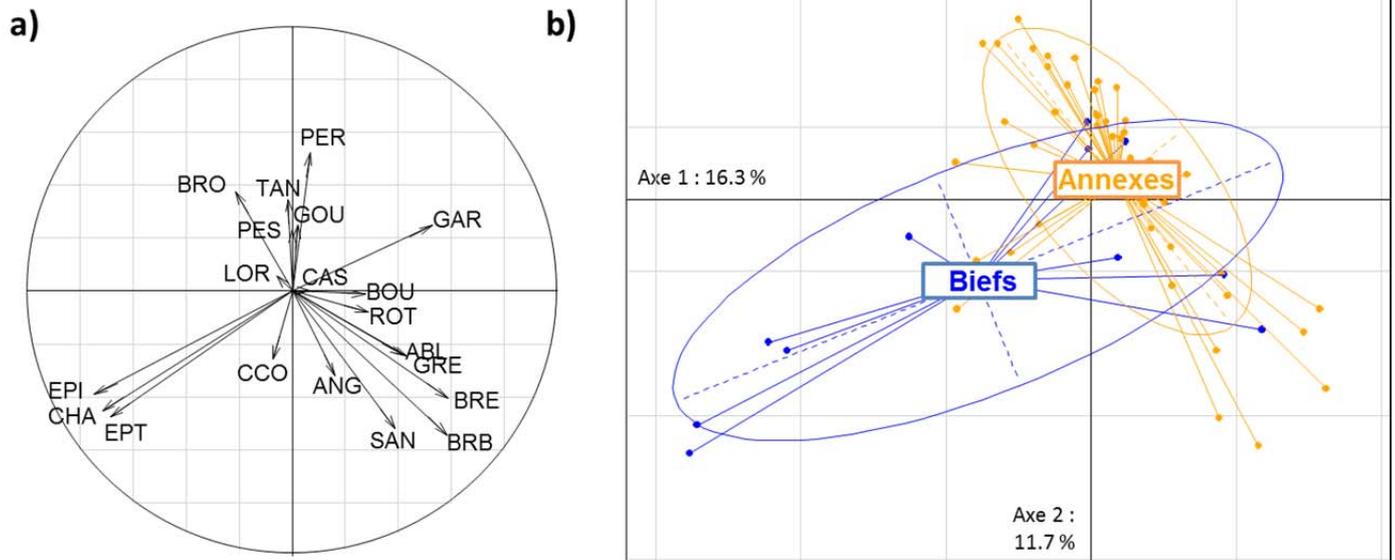
### **2.2.4.3.1. En termes de composition**

Afin de confirmer les résultats obtenus par l'étude des indices de diversité qui suggère une homogénéité des communautés à l'échelle de la zone d'étude, une approche d'analyse multivariée des communautés de poissons a été utilisée.

Une analyse en composante principale (ACP) a été utilisée pour synthétiser l'information sur les données d'abondance de chaque espèce de poissons exprimées en CPUE<sup>5</sup> au sein de la zone d'étude. Cette méthode permet d'explorer les liaisons entre les variables d'abondance de poissons (Figure 44a) et les ressemblances entre sites (Figure 44b) en termes de compositions en espèces.

---

<sup>5</sup> Données d'abondances corrigées par la transformation d'Hellinger pour diminuer l'influence des espèces rares.



**Figure 44. ACP réalisée sur les variables d'abondance d'espèces de poissons. (a) Cercle de corrélation dans lequel chaque variable correspond à une espèce de poissons (pour plus de lisibilité, seuls les codes des espèces sont présentés, cf. Tableau 7). L'abondance des espèces augmente en suivant le sens de la flèche. (b) Projection des sites échantillonnés dans l'ACP en fonction de leur composition en espèces (en bleu : biefs ; en orange : annexes hydrauliques échantillonnés).**

L'ACP révèle que les abondances de certaines espèces, telles que l'épinoche (EPI), l'épinochette (EPT) et le chabot celtique (CHA) sont corrélées positivement dans la zone d'étude (*i.e.* flèches proches les unes des autres : Figure 44a) tandis que les abondances d'autres espèces, telles que l'épinoche (EPI) et le gardon (GAR) sont corrélées négativement (*i.e.* flèches opposées). Les variables d'abondance d'espèces représentées dans le cercle des corrélations de l'ACP par des flèches courtes ne sont pas bien représentées dans ce plan et ne doivent pas être interprétées (*e.g.* carpe commune CCO, loche épineuse LOR ; Figure 44a). Dans la Figure 44b, les sites échantillonnés sont projetés dans l'ACP en fonction de la composition en espèces de poissons des communautés qui y ont été échantillonnées. Par exemple, les sites qui se trouvent dans le quadrant inférieur gauche de la Figure 44b sont caractérisés par une forte abondance d'épinoches (EPI), de chabots celtiques (CHA) et d'épinochettes (EPT). C'est notamment le cas de deux biefs atypiques (*i.e.* sites en bas à gauche de l'ACP), localisés sur la Scarpe canalisée, dont les abondances importantes d'épinoches, de chabots celtiques et d'épinochettes ne sont pas observées dans les autres sites échantillonnés. Les sites situés dans le quadrant inférieur droit de la figure présentent plutôt une forte abondance de brèmes (*i.e.* brème bordelière BRB et brème commune BRE).

A l'exception des deux biefs atypiques, l'agrégation des sites indépendamment de leur appartenance aux biefs ou annexes hydrauliques dans la Figure 44b indique qu'il n'existe globalement pas de

différence entre les annexes hydrauliques et les biefs au regard de leur composition en communautés de poissons dans la zone d'étude<sup>6</sup>.

Cette analyse confirme donc le caractère globalement homogène des communautés de poissons à l'échelle de la zone d'étude en termes de composition et d'abondance en espèces.

#### 2.2.4.3.2. En termes de distribution géographique

L'hypothèse de l'existence d'une structure géographique globale des communautés de poissons à l'échelle de la zone d'étude a également été testée par des tests de Mantel<sup>7</sup>. Selon cette hypothèse, des sites géographiquement proches présenteraient des communautés de poissons similaires alors que des sites géographiquement éloignés présenteraient des communautés de poissons plutôt différentes.

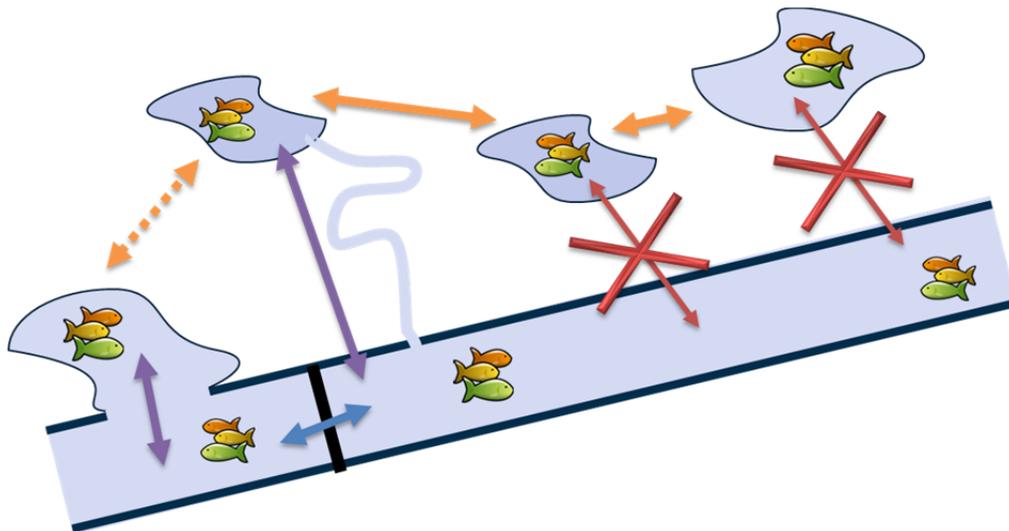
Cette hypothèse n'a pas été vérifiée à l'échelle globale de la zone d'étude (*i.e.* biefs et annexes hydrauliques confondus) puisqu'il n'existe pas de corrélation entre la composition des communautés de poissons et la position géographique des sites à l'échelle de la zone d'étude (test de Mantel non-significatif lorsque tous les sites de la zone d'étude sont considérés indépendamment de leur appartenance à des biefs ou annexes hydrauliques :  $r = 0.03$ ,  $p = 0.21$ ).

Cependant, à une plus fine échelle (Figure 45), les communautés de poissons sont plus similaires i) entre les biefs géographiquement proches (test de Mantel significatif lorsque seuls les biefs sont considérés :  $r = 0.25$ ,  $p = 0.03$ ) et ii) entre les annexes connectées et les biefs géographiquement proches (test de Mantel significatif lorsque les biefs et les annexes connectées sont considérés :  $r = 0.11$ ,  $p = 0.02$ ) mais pas iii) entre les annexes déconnectées et les biefs géographiquement proches (test de Mantel non-significatif lorsque les biefs et les annexes déconnectées sont considérés :  $r = 0.06$ ,  $p = 0.17$ ). Les communautés de poissons sont également plus similaires entre les annexes hydrauliques géographiquement proches, qu'elles soient ou non connectées au réseau canalisé (test de Mantel significatif lorsque seules les annexes hydrauliques sont considérées :  $r = 0.10$ ,  $p = 0.02$ ).

---

<sup>6</sup> Comparaison des coordonnées des sites sur les axes 1 et 2 de l'ACP par des tests de Mann-Whitney-Wilcoxon. La position des biefs dans l'ACP est significativement différente de celles des annexes hydrauliques sur l'axe 2 ( $W = 396$ ,  $p < 0.01$ ) mais pas sur l'axe 1 de l'ACP ( $W = 358$ ,  $p = 0.07$ ). Cette différence sur l'axe 2 est due à la présence de deux biefs localisés à des valeurs négatives extrêmes dans le plan de l'ACP. Lorsque ces deux sites sont exclus des tests de Mann-Whitney-Wilcoxon, ces derniers deviennent non-significatifs ( $W = 301$ ,  $p = 0.06$ ).

<sup>7</sup> Test statistique permettant de tester la corrélation entre une matrice de distance euclidienne calculée à partir des abondances de poissons par site exprimées en CPUE et transformées par la méthode d'Hellinger et une matrice de distance euclidienne calculée à partir des coordonnées géographiques des sites dans la zone d'étude. 999 permutations ont été utilisées pour mesurer la significativité des tests.



**Figure 45. Similarités des communautés de poissons mises en évidence par des tests de Mantel entre les sites géographiquement proches de la zone d'étude. Les flèches identifient une similarité (i.e. flèches pleines épaisses) ou une absence de similarité (i.e. flèches barrées fines) entre les communautés de poissons des sites géographiquement proches. Les différentes couleurs identifient les différents cas : **bleu** entre biefs ; **violet** entre biefs et annexes hydrauliques connectées ; **rouge** entre biefs et annexes hydrauliques déconnectées et **orange** entre annexes hydrauliques connectées ou non au réseau canalisé.**

La présence d'écluses semi-perméables aux mouvements des poissons entre deux biefs proches (i.e. flèches bleues ; Figure 45) et la présence de bras d'eau reliant les biefs et les annexes hydrauliques connectées (i.e. flèches violettes ; Figure 45) peuvent expliquer cette homogénéité des communautés de poissons à fine échelle au sein de ces sites. Suivant le même raisonnement, l'absence de bras d'eau reliant les annexes déconnectées du réseau canalisé et les biefs géographiquement proches (i.e. flèches rouges ; Figure 45) empêchent tout mouvement naturel des poissons entre ces sites et expliquent ainsi l'absence de similarité des communautés de poissons. La similarité des communautés entre les annexes hydrauliques connectées au réseau canalisé (i.e. flèches oranges pointillées ; Figure 45) peut également être expliquée par la dispersion naturelle des poissons d'une annexe à l'autre par le biais des biefs.

Par contre, la similarité des communautés de poissons i) entre annexes hydrauliques connectées et déconnectées ou ii) entre annexes hydrauliques déconnectées (i.e. flèches oranges pleines ; Figure 45) ne peut être liée à une dispersion naturelle des poissons puisqu'aucune voie de connexion aquatique n'est accessible pour ces espèces entre ces sites. Le contexte particulier des canaux de navigation qui sont utilisés comme moyens de défense contre les crues, empêche également tout mouvement passif des espèces lors d'épisodes de crues dans la zone d'étude. L'hypothèse proposée pour expliquer la similarité des communautés entre ces sites repose sur des pratiques de gestion qui pourraient être localement similaires entre annexes hydrauliques. En effet, les annexes géographiquement proches sont susceptibles d'appartenir aux mêmes propriétaires (e.g. particuliers, conservatoires naturels locaux ou régionaux, fédérations de pêcheurs ou de chasseurs), eux-mêmes susceptibles de gérer de la même façon ces annexes ou les terres avoisinantes (e.g. terres agricoles à l'origine de ruissellement de nutriments et pesticides vers les milieux aquatiques adjacents). Ces

pratiques de gestion peuvent cibler les milieux (*e.g.* favoriser une végétation et une topographie particulières dans les annexes hydrauliques pour attirer les oiseaux de la famille des Anatidae d'intérêt pour les chasseurs) ou directement les espèces (*e.g.* le soutien d'effectifs des communautés de poissons d'intérêt pour les pêcheurs) et sont susceptibles de favoriser la présence et le maintien de certaines espèces de poissons plutôt que d'autres. L'application des mêmes pratiques de gestion au niveau d'annexes hydrauliques géographiquement proches pourrait donc représenter une source d'homogénéisation importante des communautés de poissons à l'échelle locale dans le Pas-de-Calais.

#### **2.2.4.4. Influence de la connectivité et des variables environnementales sur la distribution des communautés**

##### **2.2.4.4.1. A l'échelle des sites**

Les relations existantes entre les variables environnementales qui ont permis de caractériser les biefs (*cf.* Tâche 1, point 2.2.1) et les annexes hydrauliques (*cf.* Tâche 2, point 2.2.2), les sites d'échantillonnage et les communautés de poissons de la zone d'étude ont été étudiées par le biais d'analyses de redondance<sup>8</sup>.

##### **▪ Données utilisées**

Les communautés de poissons présentes dans les biefs ont été mises en relation avec cinq variables environnementales décrivant les pressions anthropiques qui s'y exercent et une variable décrivant la disponibilité de zones d'accueil potentielles pour les communautés de poissons (Tableau 10).

---

<sup>8</sup> Les données utilisées pour les analyses de redondance (RDA) sont les abondances de poissons par site exprimées en CPUE et transformées par la méthode d'Hellinger (*i.e.* espèces présentes dans plus de 5 % des sites de la zone d'étude) et les variables environnementales d'intérêt transformées par la fonction log pour les variables continues ou la racine carrée de la fonction arcsin pour les proportions. La RDA cherche la combinaison de variables "environnementales" qui explique le mieux la dispersion existante au sein des matrices "espèces". Une procédure de sélection des modèles par étapes a été utilisée basée sur 999 tests de permutation pour mettre en évidence les variables environnementales qui influencent de façon significative la variabilité des communautés de poissons.

**Tableau 10. Variables environnementales mises en relation avec les communautés de poissons des biefs.**

Type de variables	Variables considérées
Artificialisation des berges	% du linéaire des biefs avec berges artificielles sans habitat pour les poissons
Occupation du sol	% de zones urbanisées autour des biefs
Qualité physico-chimique de l'eau	Indice de qualité de l'eau
Navigation	Nombre de tonnes de marchandises ayant transité par bief
Soutien d'effectifs	Nombre de kilos de poissons déversés par bief
Connectivité latérale	Présence/absence d'annexe(s) hydraulique(s) connectées aux biefs

Les communautés de poissons des annexes hydrauliques ont été mises en relation avec huit variables environnementales décrivant les habitats disponibles pour les poissons, les pressions anthropiques et la connectivité avec les biefs adjacents (Tableau 11).

**Tableau 11. Variables environnementales mises en relation avec les communautés de poissons des annexes hydrauliques.**

Type de variables	Variables considérées
Disponibilité des habitats de berges	Indice de disponibilité des berges (Périmètre /Surface)
	% du linéaire des berges en pente faible (< 45°)
Végétation des berges	% des berges couvertes par des arbres dans un rayon de 5 m autour de l'annexe hydraulique
	% des berges couvertes par des arbustes dans un rayon de 5 m autour de l'annexe hydraulique
Végétation aquatique dans les annexes hydrauliques	% de recouvrement de la surface en eau de l'annexe hydraulique par des hélrophytes
Occupation du sol autour des annexes hydrauliques	% de zones urbanisées autour des annexes
	% de zones agricoles autour des annexes
Connectivité latérale	Annexes connectées/déconnectées du bief le plus proche

Les autres variables présentées dans les tâches 1 et 2 n'ont pas été retenues dans ces analyses pour des raisons statistiques.

## ▪ Résultats

Les analyses de redondance ont mis en évidence une influence modérée des variables environnementales sur les communautés de poissons de la zone d'étude puisque seules trois variables ont été retenues comme ayant une influence significative sur les communautés de poissons du réseau canalisé du Pas-de-Calais : le tonnage commercial pour les communautés des biefs<sup>9</sup> et la disponibilité des habitats de berges et la proportion d'hélophytes pour celles des annexes hydrauliques<sup>10</sup>.

Dans les biefs, le tonnage commercial a été utilisé comme proxy de la quantité de bateaux qui transitent par les canaux et qui est une source connue de perturbations des communautés aquatiques, notamment au regard des impacts sur les habitats de berges (Huckstorf et al., 2011; Zajicek et al., 2018). La pression de navigation semble donc avoir une influence plus forte que celles des autres types de pressions testées sur les communautés de poissons des biefs. L'amélioration de ces communautés en termes de composition et d'abondance pourrait ainsi être liée à l'atténuation de cette pression anthropique dans les biefs. Il semble cependant difficile de mettre en place des mesures de gestion qui ciblerait directement cette pression (*e.g.* réduire le trafic) sans porter atteinte à l'usage principal des canaux qui reste la navigation.

Néanmoins, bien que l'influence de l'artificialisation des berges sur les communautés de poissons n'ait pas été mise en évidence par cette analyse, il est à noter que cette pression est forte sur l'ensemble du linéaire du réseau canalisé. La proportion minimale de berges sans potentialité d'habitat pour les poissons est en effet de 50 % pour le bief le moins impacté par cette pression. La restauration des habitats de berges pourrait représenter une piste de gestion intéressante pour les canaux du Pas-de-Calais puisqu'elle permettrait d'atténuer à la fois la pression d'artificialisation des berges et la pression de navigation. Cette mesure est également soutenue par les résultats des analyses de redondance obtenus à l'échelle des annexes hydrauliques.

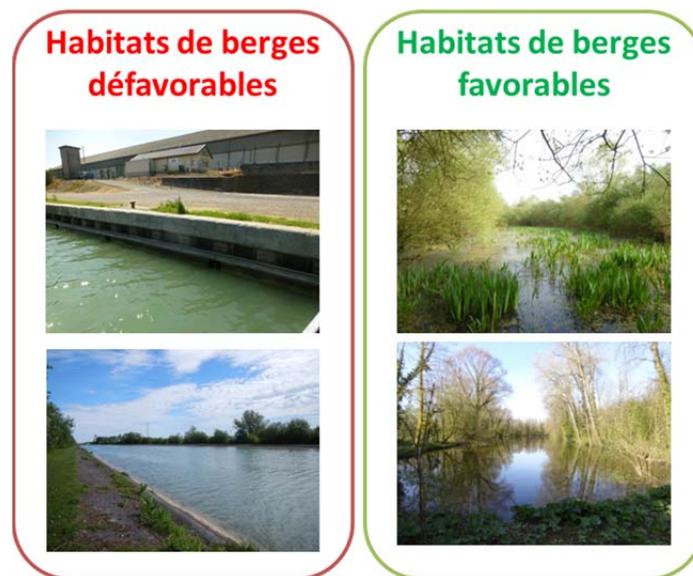
Les communautés de poissons des annexes hydrauliques de la zone d'étude sont en effet influencées par deux variables qui traduisent la disponibilité des habitats de berges en termes de nombre (*i.e.* le linéaire disponible) et de qualité (*i.e.* la végétation des milieux peu profonds). Ces habitats végétalisés sont communément utilisés par les poissons comme habitats de reproduction et de nourricerie des juvéniles (*e.g.* Massicotte et al., 2015; Timm & Pierce, 2015) parce qu'ils fournissent des substrats pour déposer les œufs, des ressources alimentaires importantes directes (*i.e.* végétaux pour les poissons herbivores) et indirectes (*i.e.* habitats du zooplancton pour les poissons zooplanctonivores) et des zones refuges notamment pour échapper aux prédateurs. Les habitats végétalisés de berges sont connus pour abriter des communautés de poissons souvent riches et abondantes (*e.g.* Massicotte et al., 2015). Ces résultats suggèrent que l'amélioration des

---

<sup>9</sup> Modèle sélectionné par l'analyse de redondance statistiquement significatif pour les biefs ( $F = 14.56$ ,  $p = 0.001$ ) mais dont seul l'axe 1 est significatif ( $F = 14.56$ ,  $p = 0.001$ ). Influence significative du tonnage commercial sur les communautés de poissons ( $F = 14.56$ ,  $p = 0.001$ ).

<sup>10</sup> Modèle sélectionné par l'analyse de redondance statistiquement significatif pour les annexes hydrauliques ( $F = 2.53$ ,  $p = 0.002$ ) mais dont seul l'axe 1 est significatif ( $F = 4.31$ ,  $p = 0.002$ ). Influence significative de la disponibilité des habitats de berges ( $F = 2.26$ ,  $p = 0.01$ ) et de la proportion d'hélophytes ( $F = 2.04$ ,  $p = 0.03$ ) sur les communautés de poissons.

communautés de poissons des annexes hydrauliques pourrait être atteinte par l'amélioration des habitats de berges disponibles (Figure 46) en termes de nombre, de diversité et de complexité.



**Figure 46. Habitats de berges artificiels et homogènes défavorables et habitats de berges diversifiés et végétalisés favorables aux communautés de poissons de la zone d'étude. Source photos : FDAAPPMA62.**

Les résultats des analyses de redondance n'ont pas mis en évidence d'influence significative de la connectivité latérale entre les biefs et les annexes hydrauliques sur les communautés de poissons de ces deux hydrosystèmes.

#### **2.2.4.4.2. A l'échelle des EPA**

L'influence des variables environnementales sur la distribution des communautés de poissons a également été étudiée à l'échelle plus fine du point de pêche (*i.e.* Echantillonnages ponctuels d'abondance, EPA).

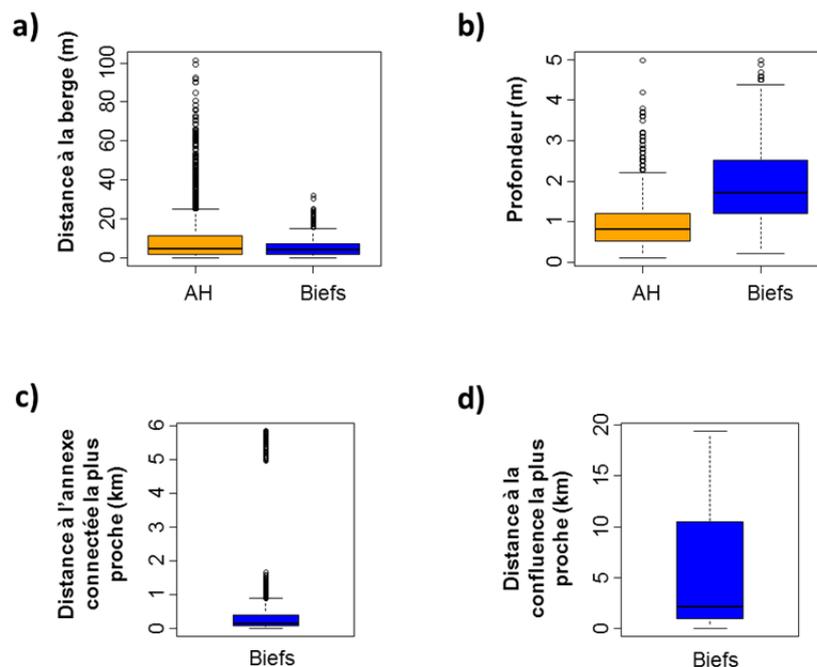
##### **▪ Données utilisées**

Lors des échantillonnages de poissons, plusieurs variables environnementales ont été relevées au niveau de chaque EPA et décrivent la position des EPA par rapport aux berges, à la colonne d'eau et aux zones d'accueil potentielles ainsi que la végétation aquatique et les types d'habitats disponibles pour les communautés de poissons (**Tableau 12**).

**Tableau 12. Variables environnementales disponibles à l'échelle de chaque Echantillonnage Ponctuel d'Abondance (EPA).**

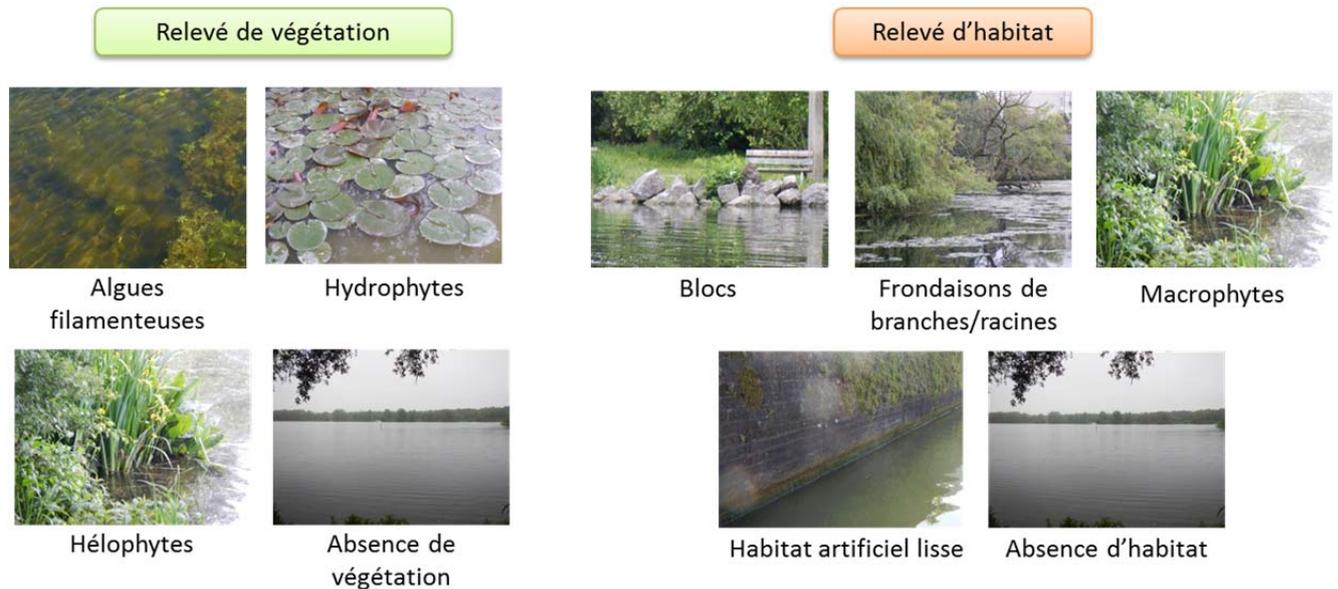
Variables	Biefs	Annexes hydrauliques
Distance à la berge	X	X
Profondeur	X	X
Type de végétation	X	X
Type d'habitat	X	X
Distance à l'annexe hydraulique connectée la plus proche	X	
Distance à la confluence la plus proche	X	

Pour rappel, un total de 530 EPA a été échantillonné dans les 11 biefs retenus pour les analyses et 2305 EPA dans les 48 annexes hydrauliques (Tableau 6). Les points d'échantillonnage ont été réalisés plutôt proches des berges des canaux (distance moyenne de 5.6 + 5.5 m) et des annexes hydrauliques (distance moyenne de 9.4 + 12.8 m) à des profondeurs pouvant atteindre 5 m (moyenne de 1.8 + 1.1 m pour les EPA dans les biefs et de 0.9 + 0.6 m pour les EPA dans les annexes hydrauliques ; Figure 47 a à c). La distance maximale entre les EPA des biefs et la zone d'accueil potentielle la plus proche pour les communautés de poissons peut atteindre 6 km pour une annexe hydraulique connectée (distance moyenne : 0.7 + 1.6 km) ou 20 km pour une confluence (distance moyenne : 5.4 + 5.9 km ; Figure 47 c et d).



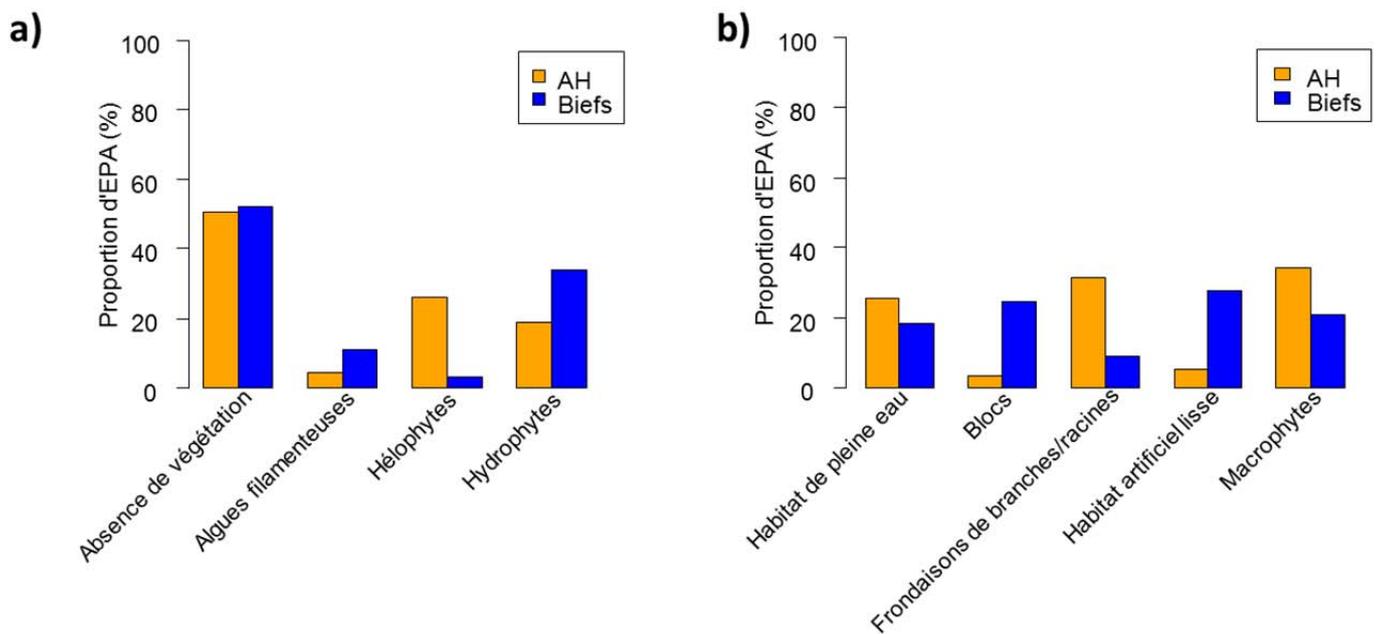
**Figure 47. Distribution des variables de position des Echantillonnages Ponctuels d'Abondance (EPA). a) distance à la berge, b) profondeur, c) distance à l'annexe hydraulique connectée la plus proche, d) distance à la confluence la plus proche.**

Quatre types de végétation et cinq types d'habitats ont été relevés pour chaque EPA (Figure 48).



**Figure 48. Les différents types de végétation et d'habitats aquatiques disponibles pour les communautés de poissons dans les biefs et les annexes hydrauliques adjacentes du Pas-de-Calais relevés au niveau des Echantillonnages Ponctuels d'Abondance. Source photos : FDAAPPMA62.**

La distribution globalement aléatoire des EPA pour couvrir les habitats à la fois de berge et de pleine eau des annexes hydrauliques et des biefs permet de supposer que les relevés sont représentatifs de la végétation et des habitats aquatiques disponibles dans ces hydrosystèmes. Plus de 50 % des EPA réalisés dans les biefs et les annexes hydrauliques ont été effectués dans des zones sans végétation (Figure 49a). Les algues filamenteuses sont globalement peu représentées dans la zone d'étude (4.2 % et 11.1 % des EPA des annexes et des biefs respectivement). Un nombre plus important d'EPA a été échantillonné dans des milieux couverts par des hélophytes dans les annexes hydrauliques (26.1 % des EPA) comparé aux biefs (3.0 % des EPA). A l'inverse, les milieux d'hydrophytes ont été plus souvent échantillonnés dans les biefs (33.9 % des EPA) que dans les annexes hydrauliques (19.0 % des EPA).



**Figure 49. Proportion d'Echantillonnages Ponctuels d'Abondance (EPA) réalisés dans les différents types de végétation (a) et d'habitats (b) aquatiques des biefs et des annexes hydrauliques (AH).**

En termes de types d'habitats (Figure 49b), les habitats de blocs (3.5 % des EPA) et les habitats artificiels lisses (5.2 % des EPA) sont peu retrouvés dans les annexes hydrauliques au regard des autres types d'habitats. Les EPA des biefs sont distribués de façon globalement homogène entre les habitats artificiels lisses qui dominent (27.6 % des EPA), les habitats de blocs (24.5 % des EPA), les macrophytes (20.8 % des EPA) et les habitats de pleine eau (18.1 % des EPA).

Au regard du grand nombre d'EPA où aucun poisson n'a été échantillonné (*i.e.* environ 60 % dans les annexes hydrauliques et dans les biefs), l'influence des variables environnementales n'a pu être étudiée que sur la présence ou l'absence de poissons, et non sur d'autres métriques telles que l'abondance ou la richesse spécifique des communautés. Les modèles statistiques utilisés (modèles linéaires mixtes généralisés connus sous l'acronyme GLMM) ont ainsi permis de modéliser la probabilité de présence des poissons en fonction des variables environnementales relevées à l'échelle des EPA.

## ▪ Résultats

Les résultats des modèles linéaires mixtes généralisés<sup>11</sup> sont présentés de façon simplifiée dans le Tableau 13.

**Tableau 13. Résultats simplifiés des modèles linéaires mixtes généralisés modélisant la probabilité de présence des poissons dans les biefs et les annexes hydrauliques adjacentes du Pas-de-Calais en fonction de variables environnementales relevées à l'échelle des Echantillonnages Ponctuels d'Abondance (EPA). *n.s.* indique une influence non-significative ; le signe + une influence significative et positive et le signe - une influence significative et négative de la variable sur la probabilité de présence des poissons.**

Variables relevées pour chaque EPA	Influence sur la probabilité de présence des poissons	
	Dans les biefs	Dans les annexes hydrauliques
<b>Comparée à une absence de végétation :</b>		
Algues filamenteuses	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>
Hélophytes	<i>n.s.</i>	+
Hydrophytes	<i>n.s.</i>	+
<b>Comparée aux habitats de pleine eau :</b>		
Blocs	<i>n.s.</i>	+
Fronaisons de branches/racines	<i>n.s.</i>	+
Habitat artificiel lisse	+	<i>n.s.</i>
Macrophytes	<i>n.s.</i>	+
<b>Profondeur</b>	-	-
<b>Distance à la berge</b>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i> à tendance -
<b>Distance à l'annexe connectée la plus proche</b>	<i>n.s.</i>	
<b>Distance à la confluence la plus proche</b>	<i>n.s.</i>	

### A l'échelle des biefs :

La végétation aquatique n'influence pas la probabilité de présence des poissons dans les biefs puisqu'elle n'est pas différente au sein des différents types de végétation échantillonnés dans les EPA. Ce résultat questionne sur l'efficacité de végétaliser les berges des canaux de navigation comme mesure de restauration des habitats de ces milieux fortement impactés pour atténuer l'impact de la

<sup>11</sup> La procédure de modélisation choisie suit les recommandations de Zuur et al. (2009). Les variables continues ont été standardisées avant traitements. Un modèle complet adapté pour les données binaires (présence/absence de poissons) a d'abord été implémenté pour les EPA des biefs d'une part et ceux des annexes hydrauliques d'autre part. Des tests de rapport de vraisemblance (dits « likelihood ratio » en anglais) ont été utilisés pour sélectionner les variables ayant une influence significative sur la probabilité de présence des poissons. L'adéquation des modèles sélectionnés a été estimée visuellement à l'aide de diagrammes *quantile-quantile*. La représentation graphique des résidus partiels pour les variables continues a permis de confirmer l'hypothèse d'une influence linéaire de ces variables sur la probabilité de présence des poissons.

navigation (cf. 2.2.4.4.1). La probabilité de présence des poissons est significativement plus faible à mesure que la profondeur augmente et n'est pas influencée par la distance à la berge ni par la proximité à des zones d'accueil potentielles que ce soit des annexes hydrauliques ou des affluents. La probabilité de présence des poissons est par contre légèrement plus grande dans les habitats artificiels lisses des biefs, supposés peu favorables aux poissons, par rapport aux habitats de pleine eau et n'est pas influencée par les autres types d'habitat échantillonnés. Le faible nombre de biefs échantillonnés, la forte proportion d'habitats artificiels lisses qui y ont été répertoriés et la faible proportion d'EPA où la présence de poissons a été détectée pourrait expliquer ce résultat surprenant qui serait alors un artefact statistique. A ce titre, les résultats des modèles linéaires mixtes généralisés à l'échelle des biefs restent à interpréter avec précaution. Il faudrait ainsi augmenter à terme le nombre de sites échantillonnés pour éviter ces problèmes statistiques.

#### A l'échelle des annexes hydrauliques :

Le nombre plus important d'annexes hydrauliques échantillonnées permet d'assurer des résultats plus robustes que pour les biefs. Ainsi, La probabilité de présence des poissons y est supérieure dans des zones d'hélophytes ou d'hydrophytes par rapport à des milieux sans végétation. Elle est également plus forte dans des habitats de type blocs, frondaisons/racines, macrophytes par rapport à des zones de pleine eau. La probabilité de présence des poissons des annexes hydrauliques est similaire dans des zones sans végétation ou avec des algues filamenteuses. Elle est également similaire dans des habitats de pleine eau ou dans des habitats artificiels lisses. Comme pour les biefs, la profondeur a une influence négative sur la probabilité de présence des poissons des annexes. L'influence de la distance à la berge n'est pas significative mais à la limite de la significativité. La probabilité de présence des poissons aurait donc tendance à diminuer à mesure que la distance à la berge augmente. En résumé, les facteurs qui favorisent la présence de poissons dans les annexes hydrauliques seraient la présence d'habitats diversifiés et de végétation dans des milieux de faible profondeur. Ces résultats sont cohérents avec ceux de l'étude de l'influence des variables environnementales sur les communautés de poissons à l'échelle plus large des sites (cf. 2.2.4.4.1).

*N.B.* : l'influence négative de la profondeur sur la présence des poissons à la fois dans les biefs et dans les annexes hydrauliques peut être interprétée de deux façons :

- Les habitats profonds pourraient être défavorables à la présence de poissons ;
- La méthode d'échantillonnage utilisée (pêche électrique) pourrait ne pas être adaptée à la détection des poissons dans des milieux plus profonds.

## **2.2.5. Tâches 5 et 6 : l'outil d'aide à la décision**

### **2.2.5.1. Les critères de priorisation de l'outil attendu**

En plus de l'amélioration des connaissances sur les biefs du Pas-de-Calais (Tâche 1), sur les annexes hydrauliques adjacentes (Tâche 2) et sur les communautés de poissons qui y évoluent (Tâches 3 et 4), les résultats du projet Connect'AH devaient permettre de développer un outil pour aider les gestionnaires (Tâches 5 et 6) à maintenir localement une forte diversité et abondance de poissons d'eau douce par le biais de l'identification :

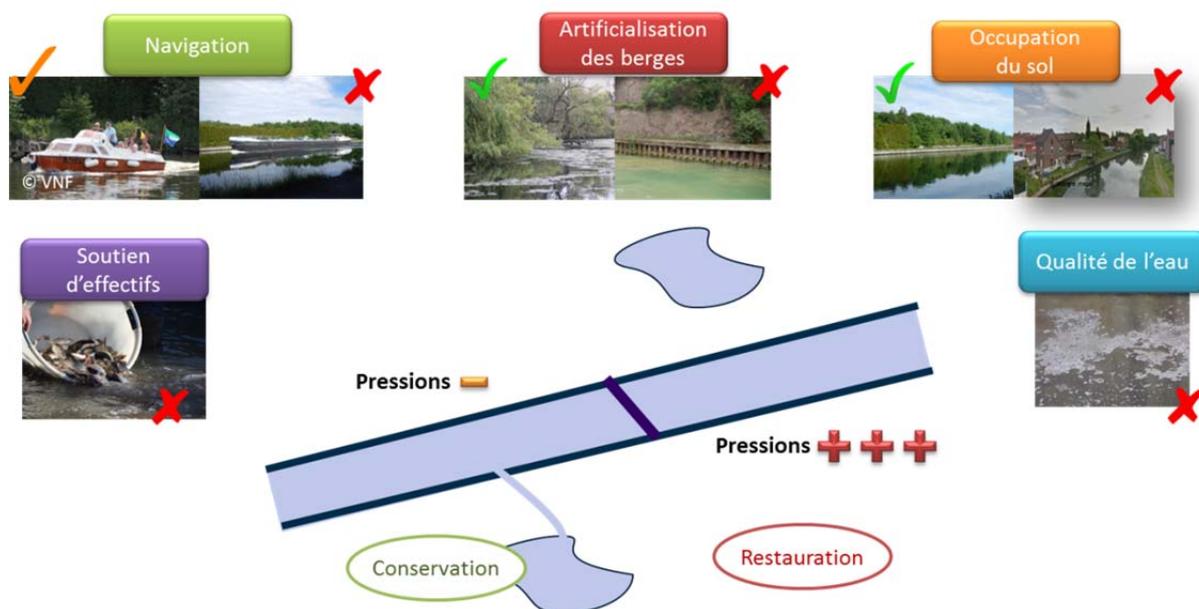
- Des portions du réseau canalisé dans lesquelles pas ou peu de zones d'accueil potentielles pour les communautés de poissons sont présentes et où la création de zones d'accueil serait nécessaire ;
- Des zones d'accueil importantes pour la fonctionnalité des communautés de poissons où des mesures de restauration/création de la connectivité latérale avec le réseau canalisé ou de conservation de cette connectivité devraient être mises en place.

Cet outil d'aide à la décision se basait sur l'hypothèse initiale du projet selon laquelle l'amélioration de la connectivité latérale entre les biefs et les annexes hydrauliques adjacentes permettrait d'améliorer la fonctionnalité des communautés de poissons d'un point de vue global, et notamment en termes d'abondance et de diversité d'espèces.

Cet outil d'aide à la décision devait ainsi permettre de classer les annexes hydrauliques en fonction de leur priorité de conservation ou de (re)connexion au réseau canalisé selon quatre critères :

- **1<sup>er</sup> critère : Le type et l'intensité des pressions anthropiques exercées dans le bief adjacent**

Les communautés de poissons présentes dans des biefs où la pression de navigation est forte (e.g. canal à grand gabarit), avec des berges artificielles ne disposant pas d'habitat pour les poissons, localisés dans des zones urbanisées avec une mauvaise qualité de l'eau et un soutien d'effectifs important sont plus à risque et donc prioritaires en termes de gestion (e.g. restauration de la connectivité, limitation des impacts dans les biefs). Les communautés de poissons des biefs soumis à des pressions moindres (i.e. navigation limitée à de la plaisance, berges naturelles, bonne qualité de l'eau, peu ou pas de soutien d'effectifs, zones plutôt naturelles) sont alors moins prioritaires et nécessitent plutôt des mesures de conservation des pressions à un niveau bas (Figure 50).



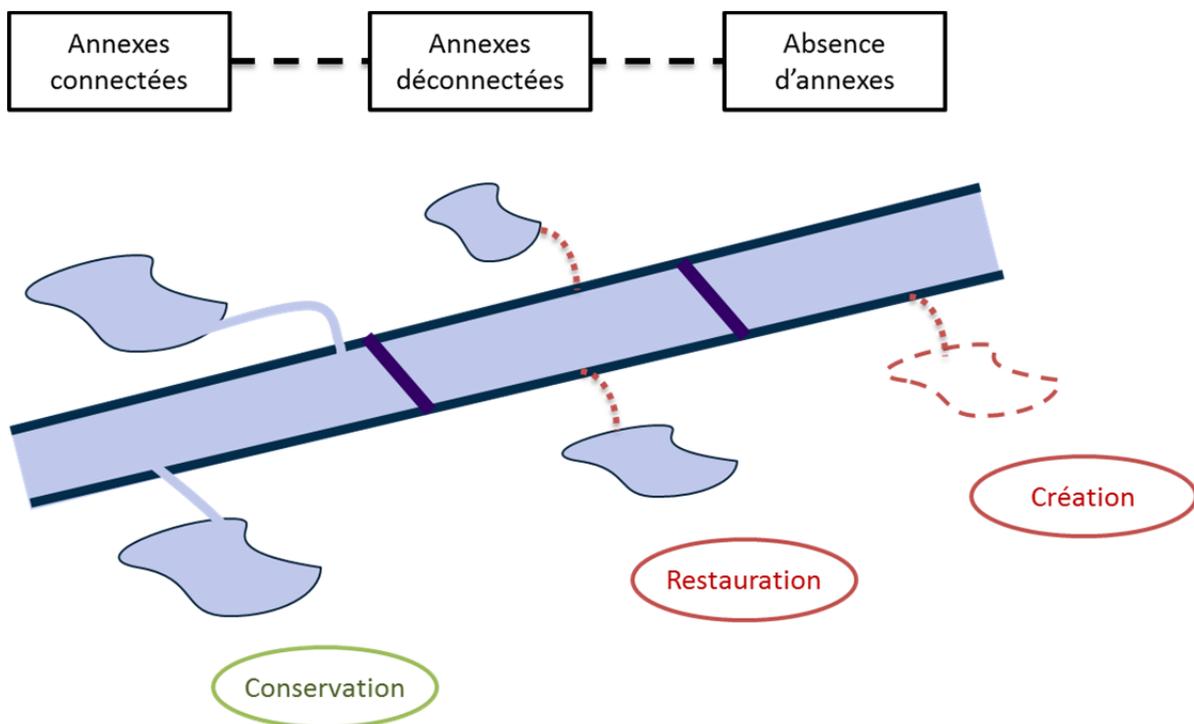
**Figure 50. Priorisation de gestion des portions de canaux de la zone d'étude où les pressions anthropiques exercées sur les communautés de poissons sont les plus fortes. Source photos : FDAAPPMA62 et VNF.**

▪ **2<sup>ème</sup> critère : La présence et le type de connexion des annexes hydrauliques**

Les portions de canaux de navigation où des annexes hydrauliques connectées ont été répertoriées à proximité sont prioritaires pour une conservation de la connectivité latérale (Figure 51).

Les portions de canaux où seules des annexes hydrauliques déconnectées ont été répertoriées sont prioritaires pour une restauration de la connectivité latérale (*i.e.* reconnexion des annexes hydrauliques anciennement connectées ou création de connexion).

Enfin, les portions de canaux qui ne présentent pas de zone d'accueil potentielle pour les poissons sont prioritaires pour la création d'annexes hydrauliques connectées.



**Figure 51. Priorisation de gestion des portions de canaux de la zone d'étude en fonction de la présence d'annexes hydrauliques adjacentes connectées (*i.e.* conservation de la connexion), déconnectées (*i.e.* restauration de la connexion), ou de leur absence (*i.e.* création d'annexes connectées).**

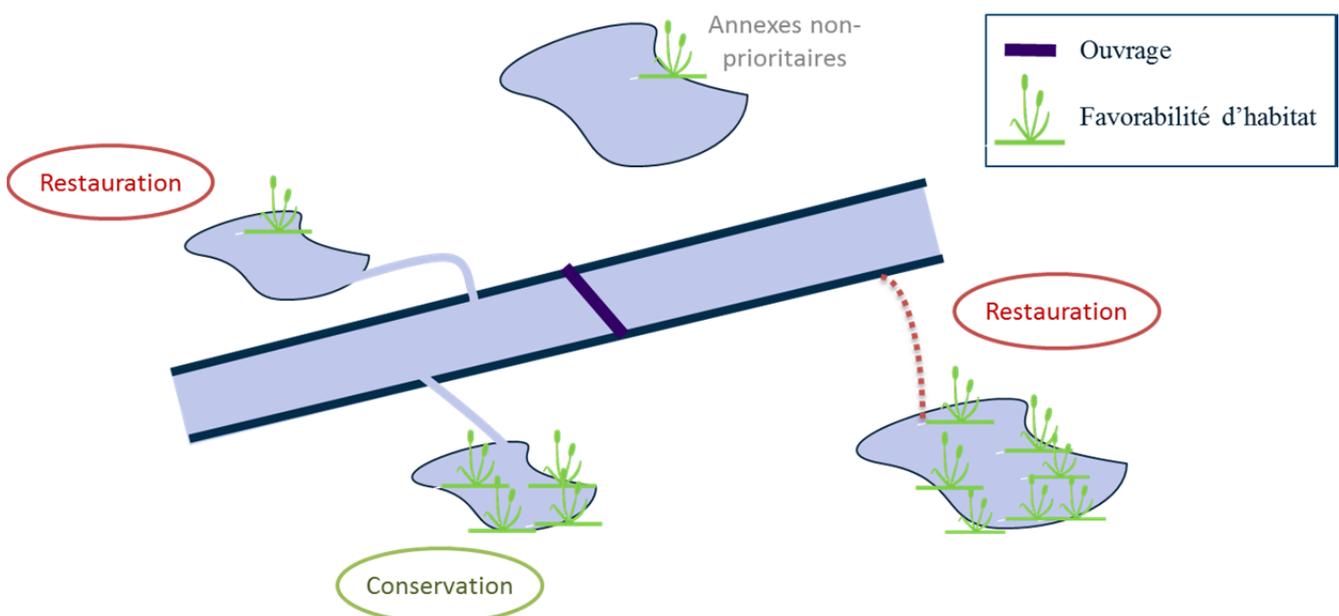
### ▪ 3<sup>ème</sup> critère : La favorabilité d'habitats des annexes hydrauliques

Les annexes hydrauliques connectées au réseau canalisé mais qui ne disposent pas d'habitat favorable pour les communautés de poissons sont prioritaires pour une restauration de ces habitats du fait de leur rôle potentiel de zones d'accueil pour les poissons des biefs (Figure 52).

Les annexes hydrauliques connectées qui présentent des habitats favorables pour les poissons devraient faire l'objet de mesures de conservation des habitats et de la connectivité latérale.

Les annexes hydrauliques déconnectées du réseau canalisé mais qui présentent des habitats favorables pour les poissons sont prioritaires pour une restauration ou une création de connectivité avec le réseau canalisé.

Enfin, les annexes hydrauliques déconnectées où les habitats sont peu ou pas favorables aux communautés de poissons ne sont pas prioritaires pour la mise en place de mesures de gestion.

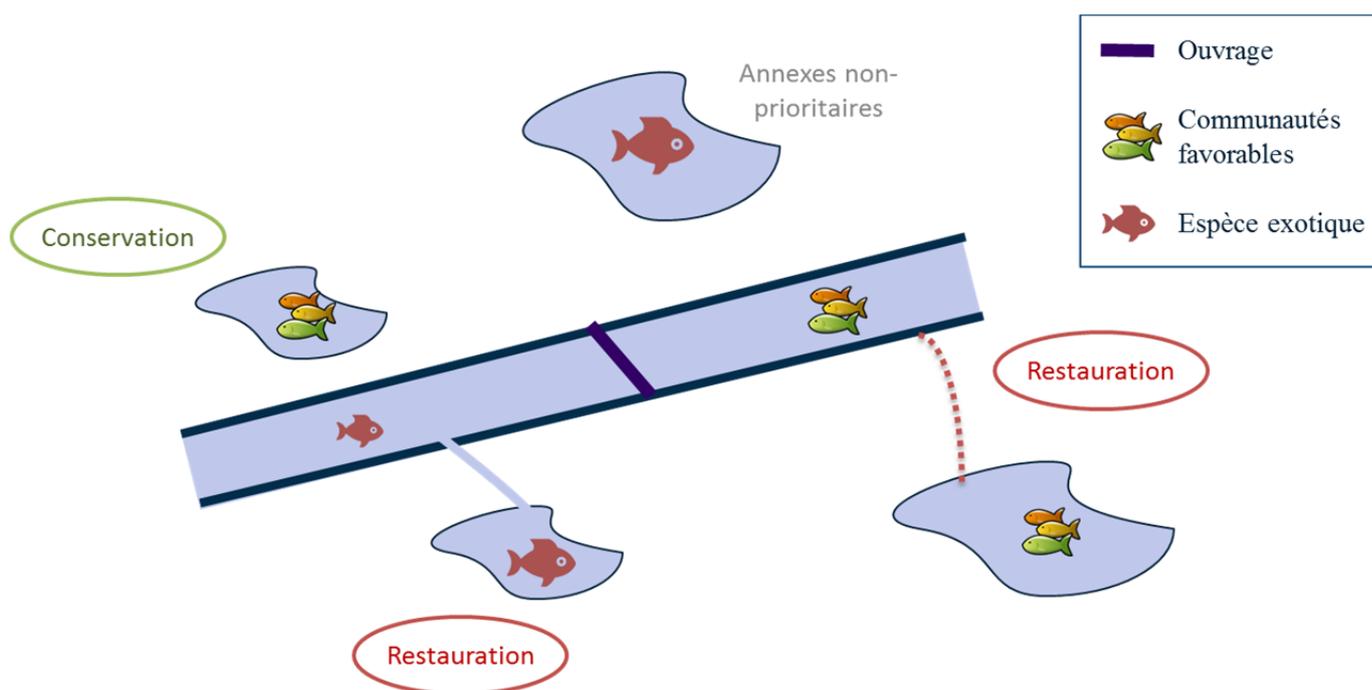


**Figure 52. Priorisation de gestion des annexes hydrauliques de la zone d'étude en fonction de la favorabilité des habitats qui s'y trouvent et de leur type de connexion avec le réseau canalisé.**

▪ **4<sup>ème</sup> critère : Les communautés de poissons présentes**

Les annexes hydrauliques qui présentent des communautés de poissons favorables, telles que des communautés abondantes, diversifiées et fonctionnelles (*e.g.* présence de juvéniles, absence d'espèces exotiques) doivent faire l'objet de mesures de conservation ciblant les communautés de poissons (Figure 53). La priorité de (re)connexion de telles annexes hydrauliques déconnectées au réseau canalisé est ainsi dépendante des communautés de poissons présentes dans les biefs adjacents afin d'éviter les risques d'invasions biologiques vers l'un ou l'autre des milieux. La restauration ou création de la connectivité latérale ne pourrait ainsi être envisagée que si les communautés de poissons des biefs sont également favorables.

Les annexes hydrauliques dont les communautés de poissons sont défavorables (*e.g.* présence d'espèces exotiques) sont alors (i) prioritaires pour une restauration des communautés si les annexes sont déjà connectées au réseau canalisé ou (ii) non-prioritaires pour toute mesure de gestion si aucune connexion n'est répertoriée.

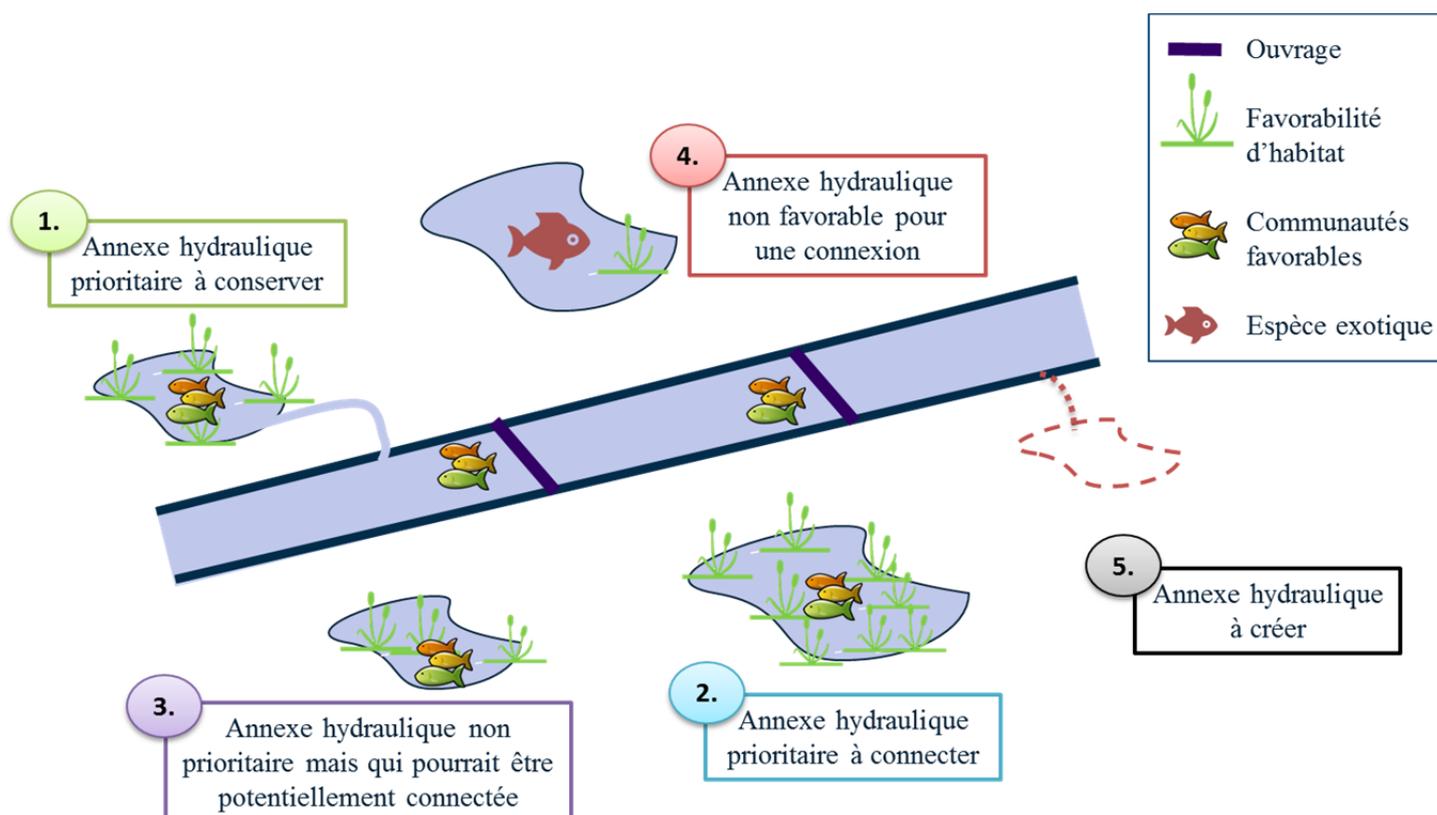


**Figure 53. Priorisation de gestion des annexes hydrauliques de la zone d'étude en fonction des communautés de poissons qui y sont présentes et de leur type de connexion.**

### ▪ En résumé :

L'outil d'aide à la décision attendu devait permettre d'identifier cinq grands types d'annexes hydrauliques en fonction de leur priorité de conservation ou de (re)connexion au réseau canalisé :

- Les annexes hydrauliques avec des communautés de poissons et des habitats favorables sont prioritaires pour la conservation si elles sont déjà connectées (cas 1, Figure 54) ou pour la (re)connexion si elles sont déconnectées (cas 2, Figure 54) ;
- Les annexes hydrauliques moins favorables soit du point de vue des communautés, soit du point de vue des habitats, soit parce qu'elles se trouvent dans une zone géographique où il existe déjà un grand nombre d'annexes hydrauliques connectées favorables sont non-prioritaires mais pourraient être potentiellement connectées (cas 3, Figure 54);
- Les annexes hydrauliques non-favorables soit en termes de communautés (*e.g.* présence d'espèces exotiques), soit en termes d'habitat (*e.g.* peu d'habitats favorables) ne doivent pas être connectées au réseau canalisé (cas 4, Figure 54);
- Les annexes hydrauliques à créer dans des zones où il n'existe pas ou peu de zones d'accueil pour les communautés de poissons des canaux de navigation (cas 5, Figure 54).



**Figure 54. Les cinq types d'annexes hydrauliques de la zone d'étude en fonction de leur priorité de conservation ou de (re)connexion au réseau canalisé.**

### 2.2.5.2. Des zones prioritaires pour la gestion de la connectivité latérale difficilement identifiables

Comme cela a été présenté dans les résultats de la tâche 4 (cf. 2.2.4), les données acquises dans le cadre du projet n'ont pas permis de vérifier l'hypothèse initiale selon laquelle l'amélioration de la connectivité latérale permettrait d'améliorer les communautés de poissons d'un point de vue global. En effet, l'influence de la connectivité n'a pas été mise en évidence sur la diversité et l'abondance des communautés de poissons de la zone d'étude avec les données à disposition (e.g. communautés homogènes notamment entre annexes connectées et déconnectées, influence non-significative de la connectivité dans les modèles statistiques).

Ceci pourrait s'expliquer par :

- L'influence plus forte d'autres variables environnementales non-testées dans l'étude faute de données disponibles (e.g. turbidité de l'eau, ressources trophiques, compétition entre espèces pour la ressource et l'habitat) ;
- L'absence de réponse des poissons des biefs et des annexes hydrauliques à la connectivité à l'échelle globale des communautés mais qui n'exclurait pas une possibilité de réponse espèce-dépendante. La réponse individuelle de chaque espèce (e.g. l'espèce repère : le brochet) n'a pas pu être testée du fait de leur trop faible abondance dans la zone d'étude ;
- Les données à disposition dans le cadre du projet qui seraient insuffisantes (notamment pour les biefs) pour mettre en évidence une réponse à l'échelle des communautés.

Ce troisième point remet en question la capacité des méthodes d'échantillonnage choisies à échantillonner correctement les poissons dans la zone d'étude et notamment au sein des canaux de navigation. Certains résultats du projet appuient ce questionnement tels que la capture d'un seul individu dans le canal de Lens où 50 points d'échantillonnage ont été effectués (cf. Tâche 3 – point 2.2.3.1), les faibles abondances de poissons échantillonnés pour l'ensemble des espèces de la zone d'étude (cf. Tâche 3 – point 2.2.3.2) et l'influence négative de la profondeur sur la probabilité de présence des poissons (cf. Tâche 4 – point 2.2.4.4.2). La méthode d'échantillonnage utilisée dans le cadre du projet, pourtant éprouvée dans de nombreux autres milieux (e.g. Lasne et al., 2007; Maire et al., 2013), pourrait finalement se révéler peu adaptée aux canaux de navigation qui nécessiteraient peut-être une pression de pêche bien plus importante ou l'utilisation d'autres technique comme l'ADN environnemental testé par la FDAAPPMA62 dans d'autres sites.

Avec des communautés de poissons relativement homogènes sur l'ensemble de la zone d'étude et qui ne semblent pas répondre à la connectivité latérale, il n'a ainsi pas été possible d'identifier les zones prioritaires où mettre en place des mesures de gestion ciblant spécifiquement la connectivité des annexes hydrauliques pour améliorer les communautés de poissons de façon globale.

Cependant, il est important de noter que la présence de zones d'accueil pour les communautés de poissons, et notamment d'annexes hydrauliques connectées :

- Est connue pour favoriser la présence de juvéniles (résultats du point 2.2.4.2) ;
- Est indispensable pour la réalisation du cycle de vie de certaines espèces, telles que le brochet, qui réalisent des migrations de reproduction depuis les chenaux principaux vers les

- affluents ou les annexes hydrauliques connectées pour se reproduire. Leurs juvéniles y trouvent des habitats favorables et peu profonds souvent absents des canaux de navigation ;
- Favorise la dispersion des espèces ;
  - Fournit des habitats alternatifs et protégés des pressions de navigation.

L'amélioration de la connectivité latérale entre les canaux de navigation et les annexes adjacentes est donc une mesure de gestion à ne pas négliger pour favoriser spécifiquement certaines espèces d'intérêt patrimonial et/ou halieutique (*e.g.* brochet, anguille) dans ces milieux très artificialisés. En plus des avantages écologiques espèce-ciblés qu'elles pourraient apporter, ces mesures de (re)connexion pourraient également être à l'origine d'avantages socio-économiques puisque les annexes hydrauliques jouent aussi un rôle important dans la prévention des crues et des inondations (*e.g.* ralentissement des crues grâce à la rugosité apportée par la végétation des annexes, stockage de l'eau) et des sécheresses (*e.g.* restitution de l'eau aux nappes phréatiques).

### **2.2.5.3. Recommandations de gestion dans l'état actuel des connaissances**

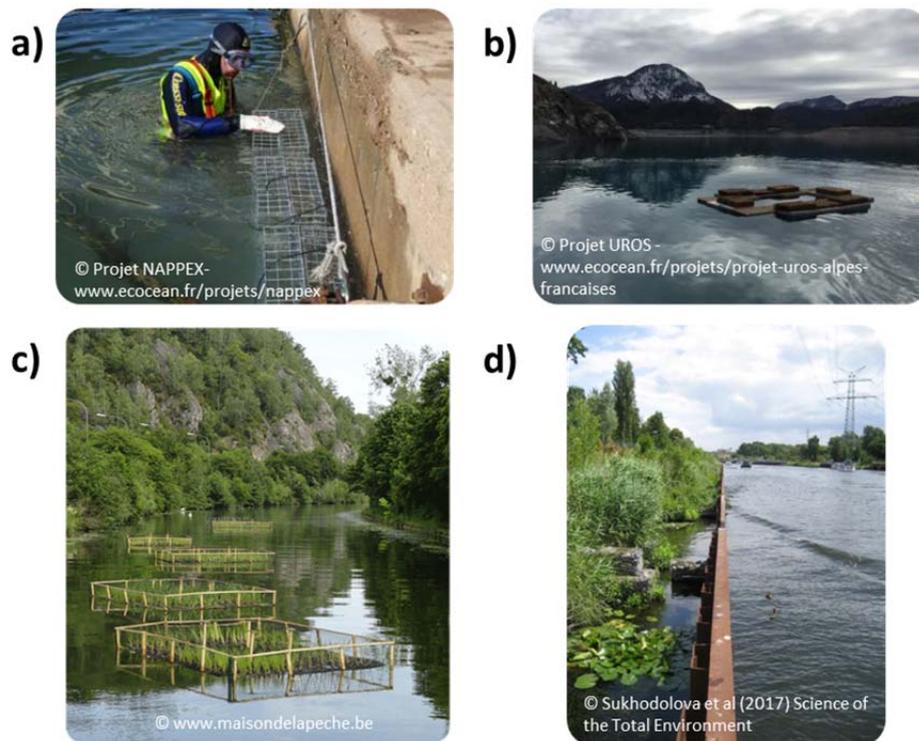
#### **2.2.5.3.1. La gestion des biefs**

Les graphiques en radar présentés à l'issue de la tâche 1 du projet (point 2.2.1.3) permettent d'identifier des pressions anthropiques qui devraient être ciblées de façon prioritaire par des actions de conservation ou de restauration des biefs. Il est à noter que la priorisation des pressions sous cette forme n'a pas été réalisée en rapport avec les communautés de poissons mais plutôt en fonction de la faisabilité des actions dans un contexte de moyens financiers et humains limités. Elle permet néanmoins d'identifier les secteurs où les communautés aquatiques qui y évoluent sont les plus à risque parce que les pressions sont les plus nombreuses et les plus fortes.

#### **2.2.5.3.2. La gestion des habitats de berges**

Les résultats du projet Connect'AH (*cf.* Tâche 4, point 2.2.4.4) suggèrent que l'amélioration des communautés de poissons des annexes hydrauliques pourrait être atteinte par l'amélioration des habitats de berges disponibles pour les communautés de poissons en termes de nombre, de diversité et de complexité. Ces mesures pourraient également être bénéfiques pour les communautés de poissons des biefs qui sont particulièrement impactés par la navigation.

Ainsi, la mise en place d'habitats artificiels pourrait être envisagée dans les zones du réseau canalisé où les pressions anthropiques sont fortes et dans les annexes hydrauliques, notamment celles connectées aux canaux, où peu d'habitats favorables sont disponibles. Ces habitats artificiels ont montré des résultats prometteurs dans d'autres hydrosystèmes (*e.g.* Mercader et al., 2017), y compris d'autres canaux de navigation en Europe (*e.g.* Sukhodolova et al., 2017 ; Figure 55).



**Figure 55. Exemples d’habitats artificiels favorables aux communautés de poissons. a) Projet NAPPEX 2013-2014 : Nurseries Artificielles Pour Ports Exemplaires en Méditerranée, France. b) Projet UROS 2017-2020 : compensation du manque d’habitats rivulaires par des structures flottantes artificielles et végétalisées adaptées au marnage, lac de Serre-Ponçon, France. c) Ilots végétalisés mis en place par la Maison Wallonne de la Pêche dans les annexes hydrauliques de la Meuse canalisée, Belgique. d) Structure métallique limitant l’impact des vagues induites par la navigation sur les berges et permettant un retour de la végétation, rivière Spree canalisée à Berlin, Allemagne.**

### **2.2.5.3.3. Arbre de décision pour la gestion des canaux de navigation et des annexes hydrauliques adjacentes**

A l’issue du projet Connect’AH, les recommandations de gestion qui peuvent être faites sont présentées dans un arbre de décision (Figure 56). Elles sont basées sur les résultats du projet, notamment sur les variables environnementales qui influencent les communautés de poissons dans les annexes hydrauliques, mais également sur les connaissances générales disponibles sur les communautés de poissons.

**Lexique de l'arbre de décision pour la gestion des canaux et des annexes hydrauliques adjacentes dans le Pas-de-Calais :**

- « Habitats favorables » : disponibilité d'habitats de berges et présence de végétation notamment d'hélophytes ;
- « Restaurer les habitats » : favoriser les habitats diversifiés, peu profonds avec présence de végétation favorable aux poissons en ciblant notamment les habitats de berges ;
- « Communautés de poissons favorables » : absence d'espèces exotiques, présence de juvéniles, présence d'espèce d'intérêt patrimonial et/ou halieutique, richesse spécifique élevée, abondance totale élevée ;
- « Restaurer les communautés de poissons » : lutter contre les espèces invasives et limiter/raisonner les pressions anthropiques exercées sur les communautés (*e.g.* pression de pêche, soutien d'effectifs) ;
- « Zones prioritaires » : biefs avec peu ou pas de zones d'accueil potentielles pour les communautés de poissons (*i.e.* annexes hydrauliques connectées et/ou affluents) et/ou biefs fortement impactés par les pressions anthropiques, notamment celles de navigation ;
- « Mesures topographiques favorables » : pour que la connexion d'une annexe hydraulique au bief le plus proche soit envisageable, le niveau d'eau de l'annexe hydraulique ne doit pas être plus haut (*i.e.* risque d'assèchement de l'annexe) ni plus bas (*i.e.* risque d'inondation de la plaine alluviale) que les niveaux d'eau du bief adjacent. La favorabilité de connexion dépend également de la profondeur de l'annexe hydraulique.

Les critères de favorabilité des habitats et des communautés de poissons ainsi que les critères de faisabilité de (re)connexion sont donnés à titre d'exemples au regard des résultats du projet mais resteront à être déterminés en concertation avec les gestionnaires et acteurs locaux des milieux aquatiques afin qu'ils puissent définir des solutions de gestion adaptées à leurs besoins.

*N.B.* : si une (re)connexion des annexes hydrauliques aux canaux de navigation est envisagée avec une approche espèce-centrée, il sera important d'étudier les conséquences de cette (re)connexion sur :

- Les autres espèces présentes dans ces hydrosystèmes (*e.g.* amphibiens, odonates, végétaux) ;
- Les possibilités et conséquences de la colonisation et la prolifération d'espèces prédatrices, compétitrices ou exotiques invasives depuis les annexes hydrauliques vers les biefs et depuis les biefs vers les annexes (*e.g.* prolifération de végétation aquatique depuis les annexes vers les biefs qui pourrait gêner la navigation) ;
- La qualité de l'eau et la potentielle propagation de polluants.

Une (re)connexion nécessiterait également la réalisation d'études socio-économiques, comme par exemple, l'étude de la faisabilité économique de la connexion, des bénéfices sur les coûts humains et économiques liés aux inondations avec l'usage des annexes connectées comme zones d'expansion des crues, des conséquences sociétales de la (re)connexion (*e.g.* acceptation, aménagement des annexes comme zones de loisirs). De plus, un suivi après travaux sera nécessaire pour identifier si les bénéfices écologiques de la (re)connexion auront été atteints.



### 2.2.6. Conclusions générales

L'objectif principal du projet Connect'AH était d'améliorer les connaissances sur le réseau canalisé du Pas-de-Calais, et plus particulièrement sur les canaux de navigation, les annexes hydrauliques adjacentes et leurs communautés de poissons. Ces objectifs ont été atteints puisque le projet a permis de cartographier l'ensemble des annexes hydrauliques remplissant les critères définis en tâche 2 à proximité des canaux de navigation dans le département. Les annexes hydrauliques ont pu pour partie être caractérisées finement sur le terrain et les pressions anthropiques exercées sur les biefs ont également pu être répertoriées et sont donc à présent mieux connues. La caractérisation des communautés de poissons dans ces hydrosystèmes a également permis de confirmer le rôle potentiel du réseau canalisé pour la conservation de la biodiversité puisqu'un certain nombre d'espèces protégées et/ou d'intérêt halieutique ont été répertoriées dans ces milieux.

Cet état initial des connaissances de ces hydrosystèmes encore mal connus et peu étudiés jusqu'à présent dans les Hauts-de-France et notamment dans le Pas-de-Calais permettra de définir, en concertation avec les acteurs locaux, comme cela a été fait tout au long du déroulement du projet, les objectifs de gestion à mettre en œuvre pour suivre les recommandations du schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE 2016-2021) de l'Agence de l'eau Artois-Picardie et du PDPG62 et atteindre l'objectif de conservation d'un « bon potentiel écologique » pour ces milieux fortement artificialisés requis par la Directive européenne Cadre sur l'Eau (2000/60/EC). Les résultats du projet permettent notamment d'identifier les secteurs les plus à risque au regard des pressions exercées sur les communautés de poissons d'intérêt pour le projet.

Les données acquises dans le cadre du projet n'ont cependant pas permis de mettre en évidence une influence significative de la connectivité latérale entre les biefs et les annexes hydrauliques sur les communautés de poissons de ces deux hydrosystèmes. Il n'est donc pas possible d'affirmer, dans l'état actuel des connaissances, que l'amélioration de la connectivité latérale entre les canaux de navigation et les annexes hydrauliques adjacentes permettrait d'améliorer la diversité et l'abondance des communautés de poissons de la zone d'étude de façon globale. Ces résultats remettent en question l'hypothèse initiale sur laquelle se basait le projet qui avait pourtant été démontrée dans le cas de cours plus naturels (Lasne et al., 2007; Maire et al., 2013). De ce fait, le troisième objectif du projet n'a pas pu être atteint puisque les annexes hydrauliques à prioriser pour des mesures de (re)connexion n'ont pas pu être mises en évidence. Au regard des données à disposition et des résultats de l'étude, l'amélioration de la qualité des habitats de berges pour les poissons dans ces milieux serait une mesure de gestion plus prioritaire. Il est cependant important de noter que la (re)connexion des annexes hydrauliques au réseau canalisé ne devrait pour autant pas être écartée puisqu'elle pourrait bénéficier à certaines espèces d'intérêt halieutique et/ou patrimoniale comme l'espèce repère de ces milieux, le brochet. Des études au cas par cas seraient alors nécessaires pour identifier ces espèces de façon spécifique.

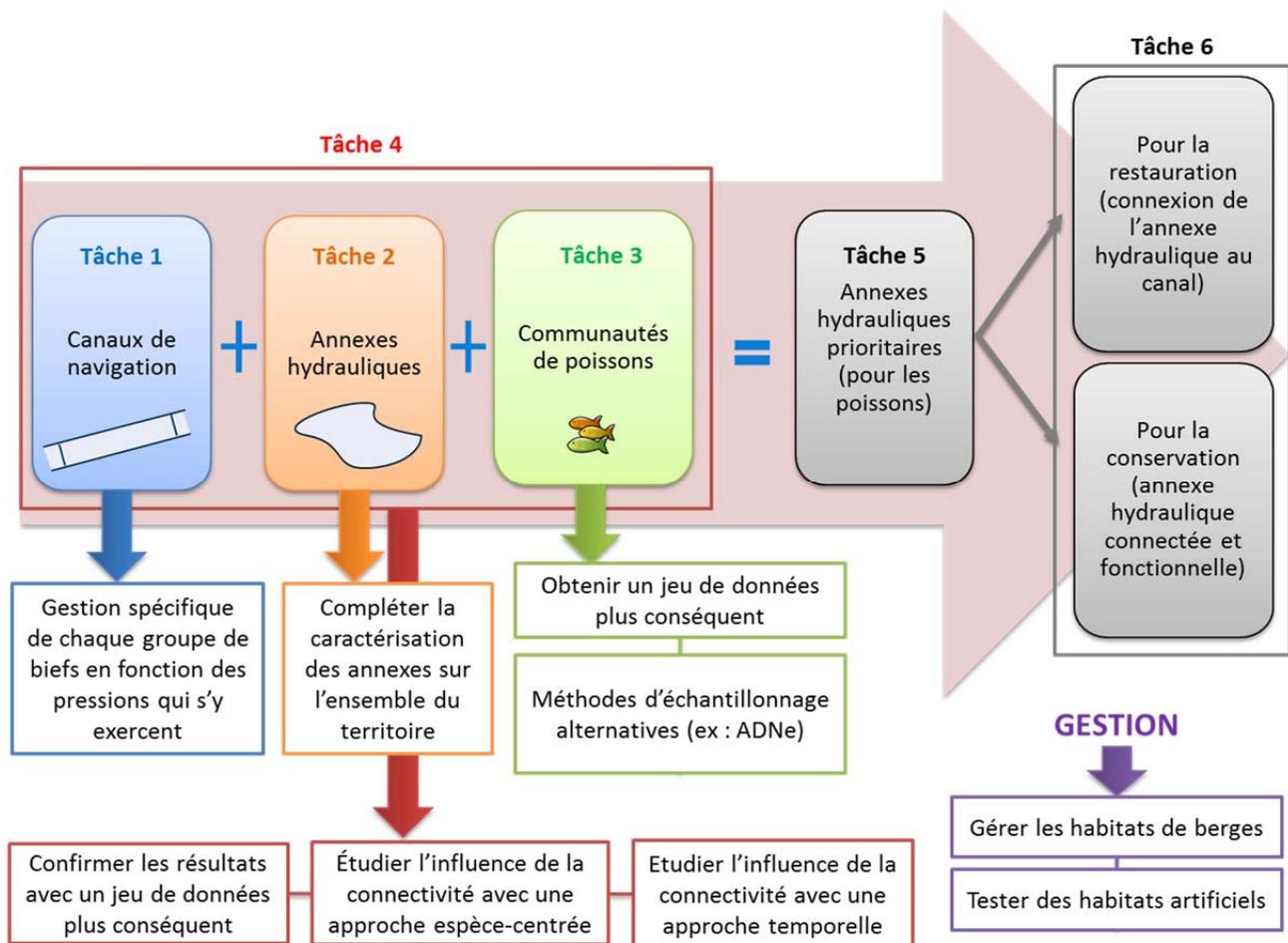
Si le troisième objectif du projet n'a ainsi pas été rempli, un arbre de décision a toutefois pu être produit avec les connaissances acquises pour identifier les sites à conserver ou à restaurer en termes de communautés de poissons et/ou d'habitats qui leurs sont favorables. Cette notion de favorabilité reste à l'interprétation des gestionnaires locaux en fonction de leurs besoins spécifiques. De plus, si une (re)connexion des annexes hydrauliques au réseau canalisé est envisagée dans le futur avec une

approche plus espèce-centrée, cet arbre de décision permettra également d'identifier les annexes prioritaires pour cette reconnexion en tenant compte de critères de position (*e.g.* peu d'autres zones d'accueil, fortes pressions anthropiques dans le bief adjacent) et de faisabilité (*e.g.* zones d'habitation ou voies de transport entre l'annexe hydraulique et le bief le plus proche).

Le projet Connect'AH s'est donc inscrit à l'interface de la recherche appliquée et l'étude de la connaissance des milieux avec une forte implication des acteurs locaux de la gestion des milieux aquatiques du Pas-de-Calais.

### 3. Perspectives du projet

Les perspectives ouvertes à l'issue du projet Connect'AH sont présentées au regard de chaque tâche du projet et schématisées dans la Figure 57.



**Figure 57. Perspectives du projet Connect'AH au regard des six tâches de déroulement du projet. Les tâches 5 et 6 n'ayant pas pu être mises en œuvre, des perspectives de gestion sont présentées au regard des résultats obtenus pour le projet.**

Dans le cadre de la tâche 1 de caractérisation des pressions anthropiques exercées sur les biefs, l'identification des portions de canaux de navigation où les pressions sont les plus fortes, et qui représentent ainsi les zones les plus à risque pour les espèces de poissons, permettrait de cibler les zones prioritaires pour la gestion de ces pressions et la mise en place de mesures compensatoires pour les communautés aquatiques.

Dans le cadre de la tâche 2 du projet de caractérisation des annexes hydrauliques et de la tâche 3 de caractérisation des communautés de poissons des biefs et annexes, il serait intéressant de compléter les jeux de données acquis par la caractérisation fine sur le terrain d'un plus grand nombre d'annexes hydrauliques et d'un plus grand nombre de sites échantillonnées pour les communautés de poissons. Les données nouvellement acquises permettraient ainsi de confirmer les résultats du projet (tâche 4) avec une meilleure robustesse statistique. En ce qui concerne l'acquisition de données sur les communautés de poissons, il serait intéressant de tester l'efficacité de la méthode d'échantillonnage par pêche électrique dans les milieux profonds que représentent les canaux et certaines annexes hydrauliques au regard d'autres méthodes telles que la pêche au filet, les estimations de populations par capture-marquage-recapture (*e.g.* Ravn et al., 2018) ou encore les méthodes d'ADN environnemental (*e.g.* Pont et al., 2018). Les méthodes d'ADN environnemental sont notamment en cours de test par la FDAAPPMA62 dans le Pas-de-Calais. La pression de pêche nécessaire pour échantillonner ces milieux de manière efficace pourrait également être définie.

Des données sur les communautés de poissons plus complètes, notamment en termes d'abondances d'espèces, permettraient également d'étudier la fonctionnalité des annexes et des canaux de navigation et l'influence de la connectivité latérale (tâche 4) par le biais d'approches espèce-centrées qui permettraient d'identifier de potentielles réponses individuelles des espèces. La temporalité de l'influence de la connectivité latérale pourrait également être étudiée au regard des migrations de reproduction des canaux de navigation vers les zones d'accueil adjacentes d'espèces d'intérêt.

Enfin, les perspectives de gestion mises en évidence dans le cadre du projet encouragent à favoriser la disponibilité et la qualité des habitats de berges pour les communautés par le biais, par exemple, de la mise en place d'habitats artificiels dont l'attractivité pour les poissons du réseau canalisé pourrait être testée.

#### 4. Valorisation des résultats

- **Articles scientifiques**

Biffi M., Buisson L., Crowyn G., Rigault B., Blazejewski B., Laffaille P. (En préparation) Patterns of fish communities in navigation canals and their floodplain waterbodies.

- **Communications scientifiques**

Poster (Ramburn H., Buisson L., Crowyn G., Rigault B., Blazejewski B., Boucault J., Laffaille P., 2017. Quelles zones humides doit-on connecter pour améliorer la fonctionnalité des communautés de poissons des cours d'eau anthropisés du Pas-de-Calais ?) au colloque « Valeurs et usages des zones humides », 26-30 septembre 2017 (Bailleul).

Présentation orale (Laffaille P., 2017. Connaître les différentes communautés de poissons pour prioriser les mesures de gestion) à la journée « Connaissance au service de l'action, la qualité des milieux aquatiques », 3 octobre 2017 organisée par l'Agence de l'Eau Artois-Picardie (Lille).

- **Article de presse**

Biffi M., Buisson L., Laffaille P., Crowyn G., Rigault B., Blazejewski B. (2018) Connect'AH : Quelles annexes hydrauliques doit-on gérer pour améliorer la fonctionnalité des communautés de poissons des cours d'eau anthropisés du Pas-de-Calais. Lettre du Forum des Marais Atlantiques, n°36, p 18-19.

- **Bases de données**

« Connect'AH : caractérisation des biefs, des annexes hydrauliques adjacentes et des communautés de poissons du réseau canalisé du Pas-de-Calais », base de données créée dans le cadre du projet et mise à disposition auprès de la FDAAPPMA62.

- **Synthèse d'aide à la décision**

« Arbre d'aide à la décision pour l'identification des sites et des mesures de gestion prioritaires visant à améliorer les communautés de poissons des biefs et des annexes hydrauliques (AH) du réseau canalisé du Pas-de-Calais. »

▪ **Transfert vers les acteurs régionaux**

Trois réunions de suivi et de restitution des résultats ont été organisées au cours du projet :

1<sup>er</sup> Comité de pilotage (juin 2016 à Arques). Etaient présents :

Agence de l'Eau Artois-Picardie	CHEVILLARD	Estelle
Agence de l'Eau Artois-Picardie	LESNIAK	Christophe
AFB - ONEMA	LANCIAUX	Yann
EcoLab	BUISSON	Laëtitia
EcoLab	LAFFAILLE	Pascal
EcoLab/FDAAPPMA62	RAMBURN	Hashradah
FDAAPPMA62	BLAZEJEWSKI	Benoît
FDAAPPMA62	BOUCAULT	Julien
FDAAPPMA62	RIGault	Benoît
FDPPMA80	FOURMY	Frédéric
Région Hauts-de-France	VEYRIERES	Marion

2<sup>ème</sup> Comité de pilotage (juin 2017 à Arques). Etaient présents :

Agence de l'Eau Artois-Picardie	CHEVILLARD	Estelle
AFB	DELANGE	Claire
AFB	LANCIAUX	Yann
EcoLab	BUISSON	Laëtitia
EcoLab	FALCONNET	Madisone
EcoLab	LAFFAILLE	Pascal
EcoLab	RAMBURN	Hashradah
EDEN62	LION	Stéphane
FDAAPPMA 59	LAUTISSIER	Angélique
FDAAPPMA 62	BLAZEJEWSKI	Benoît
FDAAPPMA 62	CHASSIN	Patrice
FDAAPPMA 62	CROWYN	Grégory
FDAAPPMA 62	RIGault	Benoît
FDAAPPMA 80	FOURMY	Frédéric
FDAAPPMA 80	PAWAR	Argendra
Région Hauts-de-France	FOUQUET	Jean-Michel

Réunion de restitution du projet (novembre 2018 à Saint-Omer). Etaient présents :

AECE	CLAIN	Stéphane	
AECE	TRUDU	Lucie	
Agence de l'Eau Artois Picardie	JOURDAN	Stephane	excusé
Agence de l'Eau Artois-Picardie	LEVRAULT	Sarah	
AFB	LANCIAUX	Yann	
AFB	REGNIEZ	Hervé	
Association Régionale de pêche des Hauts de France	GAUBERT	Camille	
Communauté urbaine d'Arras	MARECHAUX	Benoît	excusé
Conseil Départemental 62	CANDELIER	Clémentine	
Conseil Départemental 62	DIRMYCKX	Yannick	
Conseil Développement Valenciennes	BAZELIS	Gérard	
Conseil Développement Valenciennes	MASCLET	Alain	
EcoLab	BIFFI	Marjorie	
Ecolab	BUISSON	Laëtitia	
EcoLab	LAFFAILLE	Pascal	
EDEN62	BRABANT	Hubert	
FDAAPPMA62	BARBIER	Delphine	
FDAAPPMA62	BLAZEJEWSKI	Benoît	excusé
FDAAPPMA62	CHASSIN	Patrice	
FDAAPPMA62	CROWYN	Gregory	
FDAAPPMA62	DUPUIS	Jean-Claude	
FDAAPPMA62	GEORGEON	Mathieu	
FDAAPPMA62	HAVET	Loïc	
FDAAPPMA62	LEPAISANT	Jean-Claude	
FDAAPPMA62	NAMOKEL	Ywen	
FDAAPPMA62	RIGAULT	Benoît	
FDAAPPMA62	SAILLIOT	Pascal	excusé
FDAAPPMA80	FOURMY	Frédéric	
PNR CMO	MILLOT	Albert	
Région Haut-De-France	FOUQUET	Jean-Michel	
SmageAa	BRACQ	Francois-Xavier	
SYMSAGEL	GUILLAUME	Emeline	excusé
SYMSAGEL	REGNIEZ	Lucile	
VALETUDES	LAFONTAINE	Adeline	
VALETUDES	LAPORTA	Vincenzo	excusé

## **5. Bilan financier**

Le bilan financier est en cours de la validation par le CNRS et sera directement communiqué aux différents financeurs par l'agent comptable de la délégation 14 du CNRS.

## 6. Références bibliographiques citées

- Aarts, B. G. W., F. W. B. V. D. Brink, & P. H. Nienhuis, 2004. Habitat loss as the main cause of the slow recovery of fish faunas of regulated large rivers in Europe: the transversal floodplain gradient. *River Research and Applications* 20: 3–23.
- Amoros, C., & G. Bornette, 2002. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology* 47: 761–776.
- Argent, D. G., & W. G. Kimmel, 2011. Influence of navigational lock and dam structures on adjacent fish communities in a major river system. *River Research and Applications* 27: 1325–1333.
- Arlinghaus, R., C. Engelhardt, A. Sukhodolov, & C. Wolter, 2002. Fish recruitment in a canal with intensive navigation: implications for ecosystem management. *Journal of Fish Biology* 61: 1386–1402.
- Beck, M. W., K. L. Heck, K. W. Able, D. L. Childers, D. B. Eggleston, B. M. Gillanders, B. Halpern, C. G. Hays, K. Hoshino, T. J. Minello, R. J. Orth, P. F. Sheridan, & M. P. Weinstein, 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *BioScience* 51: 633–641.
- Besacier-Monbertrand, A.-L., A. Paillex, & E. Castella, 2014. Short-term impacts of lateral hydrological connectivity restoration on aquatic macroinvertebrates. *River Research and Applications* 30: 557–570.
- Bolland, J. D., A. D. Nunn, M. C. Lucas, & I. G. Cowx, 2015. The habitat use of young-of-the-year fishes during and after floods of varying timing and magnitude in a constrained lowland river. *Ecological Engineering* 75: 434–440.
- Colin, N., S. Villéger, M. Wilkes, A. de Sostoa, & A. Maceda-Veiga, 2018. Functional diversity measures revealed impacts of non-native species and habitat degradation on species-poor freshwater fish assemblages. *Science of The Total Environment* 625: 861–871.
- Couto, T. B. d'Araújo, J. Zuanon, J. D. Olden, & G. Ferraz, 2017. Longitudinal variability in lateral hydrologic connectivity shapes fish occurrence in temporary floodplain ponds. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 75: 319–328.
- Goździewska, A., K. Glińska-Lewczuk, K. Obolewski, M. Grzybowski, R. Kujawa, S. Lew, & M. Grabowska, 2016. Effects of lateral connectivity on zooplankton community structure in floodplain lakes. *Hydrobiologia* 774: 7–21.
- Grift, R. E., A. D. Buijse, W. L. T. V. Densen, M. a. M. Machiels, J. Kranenbarg, J. G. P. K. Breteler, & J. J. G. M. Backx, 2003. Suitable habitats for 0-group fish in rehabilitated floodplains along the lower River Rhine. *River Research and Applications* 19: 353–374.
- Grift, R. E., A. D. Buljse, J. G. P. K. Breteler, W. L. T. van Densen, M. a. M. Machiels, & J. J. M. Backx, 2001. Migration of bream between the main channel and floodplain lakes along the lower River Rhine during the connection phase. *Journal of Fish Biology* 59: 1033–1055.
- Harvolk, S., L. Symmank, A. Sundermeier, A. Otte, & T. W. Donath, 2015. Human impact on plant biodiversity in functional floodplains of heavily modified rivers – A comparative study along German Federal Waterways. *Ecological Engineering* 84: 463–475.

- Huckstorf, V., W.-C. Lewin, T. Mehner, & C. Wolter, 2011. Impoverishment of YOY-fish assemblages by intense commercial navigation in a large Lowland river. *River Research and Applications* 27: 1253–1263.
- Keith, P., H. Persat, E. Feunteun, & J. Allardi, 2011. *Les poissons d'eau douce de France*. Biotope, Mèze ; Muséum national d'histoire naturelle, Paris, France.
- Keruzoré, A. A., N. J. Willby, & D. J. Gilvear, 2013. The role of lateral connectivity in the maintenance of macrophyte diversity and production in large rivers. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 23: 301–315.
- Lasne, E., S. Lek, & P. Laffaille, 2007. Patterns in fish assemblages in the Loire floodplain: The role of hydrological connectivity and implications for conservation. *Biological Conservation* 139: 258–268.
- Lau, J. K., T. E. Lauer, & M. L. Weinman, 2006. Impacts of Channelization on Stream Habitats and Associated Fish Assemblages in East Central Indiana. *The American Midland Naturalist* 156: 319–330.
- Legendre, P., & M. De Cáceres, 2013. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters* 16: 951–963.
- Legendre, P., & E. D. Gallagher, 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129: 271–280.
- Lennox, P. A., & J. B. Rasmussen, 2016. Long-term effects of channelization on a cold-water stream community. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 73: 1530–1537.
- Maire, A., 2014. 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. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse, 265pp.
- Maire, A., L. Buisson, S. Biau, J. Canal, & P. Laffaille, 2013. A multi-faceted framework of diversity for prioritizing the conservation of fish assemblages. *Ecological Indicators* 34: 450–459.
- Massicotte, P., A. Bertolo, P. Brodeur, C. Hudon, M. Mingelbier, & P. Magnan, 2015. Influence of the aquatic vegetation landscape on larval fish abundance. *Journal of Great Lakes Research* 41: 873–880.
- Mercader, M., A. Mercière, G. Saragoni, A. Cheminée, R. Crec'hriou, J. Pastor, M. Rider, R. Dubas, G. Lecaillon, P. Boissery, & P. Lenfant, 2017. Small artificial habitats to enhance the nursery function for juvenile fish in a large commercial port of the Mediterranean. *Ecological Engineering* 105: 78–86.
- Nelva, A., H. Persat, & D. Chessel, 1979. Une nouvelle méthode d'étude des peuplements ichtyologiques dans les grands cours d'eau par échantillonnage ponctuel d'abondance. *Comptes rendus de l'Académie des Sciences, Paris* 289 Serie D: 1295–1298.
- Oscoz, J., P. M. Leunda, R. Miranda, C. García-Fresca, F. Campos, & M. C. Escala, 2005. River channelization effects on fish population structure in the Larraun river (Northern Spain). *Hydrobiologia* 543: 191–198.
- Pont, D., M. Rocle, A. Valentini, R. Civade, P. Jean, A. Maire, N. Roset, M. Schabuss, H. Zornig, & T. Dejean, 2018. Environmental DNA reveals quantitative patterns of fish biodiversity in large rivers despite its downstream transportation. *Scientific Reports* 8: 10361.

Rambaud, M., I. Combroux, J. Haury, J. Moret, N. Machon, M. Zavodna, & S. Pavoine, 2009. Relationships between channelization structures, environmental characteristics, and plant communities in four French streams in the Seine–Normandy catchment. *Journal of the North American Benthological Society* 28: 596–610.

Ravn, H. D., T. L. Lauridsen, N. Jepsen, E. Jeppesen, P. G. Hansen, J. G. Hansen, & S. Berg, 2018. A comparative study of three different methods for assessing fish communities in a small eutrophic lake. *Ecology of Freshwater Fish*. In press: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/eff.12457>.

Smiley, P. C., & E. D. Dibble, 2008. Influence of spatial resolution on assessing channelization impacts on fish and macroinvertebrate communities in a warmwater stream in the southeastern United States. *Environmental Monitoring and Assessment* 138: 17–29.

Stoffels, R. J., K. R. Clarke, & D. S. Linklater, 2015. Temporal dynamics of a local fish community are strongly affected by immigration from the surrounding metacommunity. *Ecology and Evolution* 5: 200–212.

Sukhodolova, T., A. Weber, J. Zhang, & C. Wolter, 2017. Effects of macrophyte development on the oxygen metabolism of an urban river rehabilitation structure. *Science of The Total Environment* 574: 1125–1130.

Timm, A. L., & R. B. Pierce, 2015. Vegetative substrates used by larval northern pike in Rainy and Kabetogama Lakes, Minnesota. *Ecology of Freshwater Fish* 24: 225–233.

Wolter, C., & R. Arlinghaus, 2003. Navigation impacts on freshwater fish assemblages: the ecological relevance of swimming performance. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 13: 63–89.

Wolter, C., & A. Vilcinskis, 1997. Characterization of the typical fish community of inland waterways of the north-eastern lowlands in Germany. *Regulated Rivers: Research & Management* 13: 335–343.

Zajicek, P., J. Radinger, & C. Wolter, 2018. Disentangling multiple pressures on fish assemblages in large rivers. *Science of The Total Environment* 627: 1093–1105.

Zuur, A., E. N. Ieno, N. Walker, A. A. Saveliev, & G. M. Smith, 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer-Verlag, New York, [//www.springer.com/gb/book/9780387874579](http://www.springer.com/gb/book/9780387874579).

## 7. Annexes

### Annexe 1. Article scientifique rédigé dans le cadre du projet.

**Title:** Patterns of fish communities in navigation canals and their floodplain waterbodies

**Authors:**

Marjorie BIFFI<sup>1</sup>, Laëtitia BUISSON<sup>1</sup>, Gregory CROWYN<sup>2</sup>, Benoit RIGAULT<sup>2</sup>, Benoit BLAZEJEWSKI<sup>2</sup>, Pascal LAFFAILLE<sup>1</sup>.

<sup>1</sup> *EcoLab, Université de Toulouse, CNRS, Toulouse, France*

<sup>2</sup> *Fédération Départementale des Associations Agréées pour la Pêche et la Protection des Milieux Aquatiques du Pas-de-Calais (FDAAPPMA62), Arques, France.*

**Abstract**

To date, fish communities of navigation canals' and its adjacent floodplains have remained relatively unknown and poorly studied. The aim of this study was thus to investigate the structure of fish communities and to determine the role of lateral connectivity in shaping them in 11 portions of canals and 48 floodplain waterbodies in the North of France. Twenty-six species were identified in the study area in very low abundance. Few, if none differences in alpha, functional and insignificant beta- diversity metrics between canals and waterbodies and between connected and disconnected waterbodies highlighted overall homogeneous communities in the whole study area. A fine scale structure of fish communities linked to the geographical proximity of sites was highlighted and could be explained by natural movements of fish individuals for near and connected sites but also by human local management practises (e.g. fish stocking, habitat homogenisation). Fish communities were influenced by navigation in canals and indexes of shallow-water habitats availability in waterbodies but not by the lateral hydrological connectivity of sites. This suggests that improving lateral connectivity in the study area would not be a priority measure to improve fish communities compared to the improvement and diversification of habitats available along canals' and waterbodies' shorelines.

**Keywords:** waterways, lateral connectivity, species distribution, spatial structure, habitat management

## Introduction

Heavily impacted rivers and man-made systems such as the artificial waterways that are used as navigation channels (hereafter named as “canals”) are rather unfavourable for aquatic communities (Arlinghaus et al., 2002; Oscoz et al., 2005; Smiley & Dibble, 2008). They indeed lack the hydromorphological conditions of natural rivers with alterations of their flow conditions, depths and of the structure of both the riverbed and riparian zones (Lau et al., 2006; Rambaud et al., 2009; Harvolk et al., 2015; Lennox & Rasmussen, 2016). For instance, navigation locks act as semi-permeable physical barriers impeding the longitudinal gradient of rivers and bounding aquatic communities’ dispersal to opportunistic movements (Argent & Kimmel, 2011). Flow conditions are impacted by the structure of canals which reduces flow velocity (Wolter & Vilcinskas, 1997) and decreases the number of riffles zones leading to a generalisation of pool areas (Rambaud et al., 2009). The movements of boats create waves that punctually dewater shorelines and affect aquatic communities (Wolter & Arlinghaus, 2003; Huckstorf et al., 2011; Zajicek et al., 2018) and recruitments (Arlinghaus et al., 2002). Canals’ banks are also usually channelized forming a straight lined structure in order to facilitate the navigation of large boats while protecting human settlements from floods. Artificial embankment and steep shorelines lead to an homogenization of aquatic habitat (Lennox & Rasmussen, 2016) and particularly to the loss of shallow water habitats used as nursery by fish (Zajicek et al., 2018).

Another important consequence of channelization is the alteration of the lateral hydrological connectivity across the floodplain which is known as a key factor that regulates fluvial dynamics and ecological processes (Amoros & Bornette, 2002; Aarts et al., 2004) which in turn shape biodiversity in freshwater environments (e.g. Lasne et al., 2007; Keruzoré et al., 2013; Besacier-Monbertrand et al., 2014; Goździejewska et al., 2016). Under natural dynamics, floodplain waterbodies are temporarily or permanently connected with the main channel which generates a spatial and temporal heterogeneity in habitats and communities and allows organisms to access to resting, foraging, breeding and nursery habitats (e.g. for fish: Couto et al., 2017; Grift et al., 2001; Stoffels et al., 2015). Floodplain waterbodies may also act as temporal refuges for juveniles with poor swimming capabilities during flood events and are important for species recruitment and channel recolonization (Grift et al., 2003; Bolland et al., 2015). However, in the context of channelization, hydrological and temporal (i.e. through flood events) connections between canals and their adjacent waterbodies are permanently lost and cannot be balanced by the availability of tributaries which are also often diverted into siphons and cross them by flowing underneath. Potential alternative habitats in the adjacent floodplain compared to already degraded main channels remain consequently unavailable

for aquatic communities. Fish communities are usually less diverse (i.e. taxonomic and functional richness) and less abundant within unconnected than connected waterbodies (Lasne et al., 2007; Bolland et al., 2012; Maire et al., 2013; Liu & Wang, 2018). Conservation status of communities are also less favorable in disconnected waterbodies where, for instance, a higher number of exotic species can be observed (Lasne et al., 2007).

In spite of those impacts, canals are however able to accommodate important freshwater communities such as invertebrate (Lennox & Rasmussen, 2016; Käiro et al., 2017), plant (Chester & Robson, 2013; Harvolk et al., 2014, 2015) and fish species (Wolter & Vilcinskis, 1997; Wolter, 2001; Pander & Geist, 2010) including endangered ones (e.g. Harvolk et al., 2014). As a consequence and as well as for natural rivers, the potential role of canals in biodiversity conservation is recognized by the European Water Framework Directive (2000/60/EC) that requires at least the conservation of a “good ecological potential” for those heavily modified or artificial waters. As the importance of adjacent waterbodies for the aquatic biota has been extensively studied in the case of large natural rivers (e.g. Aarts et al., 2004; Lasne et al., 2007; Maire et al., 2013), and because floodplain have been strongly homogenized by human activities (Bunn & Arthington, 2002), the creation of artificial waterbodies or the improvement of connectivity between main channels and their adjacent waterbodies is now largely used as restoration measures in human altered floodplains (e.g. Aarts et al., 2004; Bolland et al., 2012; Castella et al., 2015; Paillex et al., 2009, 2013; Pander et al., 2015). If a lack of knowledge remains on the role of lateral connectivity and adjacent waterbodies in the context of navigation canals, such measures could be considered for enhancing fish communities of those impacted hydrosystems.

The aim of this study was to investigate the structure of fish communities and to determine the role of lateral connectivity in shaping them in artificial rivers using as a case study an important network of navigation canals and their adjacent floodplain waterbodies in the North of France. From a conservation aspect, this study questions the effectiveness of enhancing the lateral connectivity as a priority management measure to improve fish communities of canals (Nunn et al., 2007) within the overall context of biodiversity loss in freshwater ecosystems (Dudgeon et al., 2006; Collen et al., 2014) that particularly affects the North of France (e.g. Maire et al., 2015a).

## Material and Methods

### *Study area*

In the Pas-de-Calais department, a French administrative region in the North of the country, the artificialization of streams begun in the twelfth century (Delaine, 1969) along with the rapid development of industrial activities (e.g. coal, hydropower, irrigated agriculture), waterway transport and commercial navigation that lead to the channelization of many streams. In this region, canals represent nowadays more than 40 % of the hydrographic network with around 450 km of artificial canals and channelized streams (©Voies Navigables de France).

This study focused exclusively on the network of navigation canals managed by a French public body “Voies Navigables de France” (Fig. 1A). These canals measured around 243 km-long and were separated in 25 sections delimited by locks, except for the southernmost section (Fig. 1B). This section was delimited at its south end by a 4 km long tunnel excluded from this study. The 25 canals' sections was on average  $9.8 \pm 14.3$  km long (min: 584 m, max: 50.6 km; median: 2.7 km). Their average width was of  $32.1 \pm 10.3$  m but could punctually be higher than 100 m (e.g. canals junctions) or lower than 6 m (e.g. locks' areas). Almost the entire canal shorelines were artificialized (i.e. 99.5 %) with rip-rap, wood, steel or concrete sheet pile walls letting little favourable habitats for aquatic organisms. Only nine canals out of the 25 were connected to at least one natural tributary. Land cover surrounding the canal (i.e. buffer of 200 m wide) was dominated by agricultural lands ( $58.9 \pm 32.4$  %) and urban areas ( $33.8 \pm 32.9$  %) with natural lands being marginal in the study area (forests:  $3.1 \pm 5.6$  %; wetlands:  $4.2 \pm 11.5$  %; European Union – SoeS, Corine Land Cover, 2012). Eleven canal's sections were selected for fish sampling including eight canals connected to at least one waterbody.

A total of 332 adjacent waterbodies with an area of more than 1 000 m<sup>2</sup> were identified from IGN maps (©SCAN 25 version 3, IGN) and aerial photographs (© BD-ORTHO 2.0, IGN) in a buffer zone of 200 m wide around the canals. The buffer width was chosen as the theoretical distance making a potential creation of connexion between a canal and an adjacent waterbody possible in terms of human, time and financial costs. Only 22.6 % of the selected waterbodies were connected to canals in the study area. The mean surface area of waterbodies was  $25\,330 \pm 86\,000$  m<sup>2</sup> (min: 1 011 m<sup>2</sup>, max: 1 147 085 m<sup>2</sup>) and their perimeter varied between 124 m and 73 km (mean:  $1\,170 \pm 4\,230$  m). Fish sampling was conducted in 48 waterbodies (Fig. 1B) that were evenly distributed along the upstream–downstream gradient of the study area, exhibited contrasting levels of lateral connectivity to canals and were submerged during the sampling period. Twenty-one of these waterbodies

benefited from a hydrological and biological connexion to a canal while the remaining 27 were isolated.

### *Fish sampling*

Fish communities were sampled in June 2016 and 2017. The method of Point Abundance Sampling (PAS) by electrofishing was used according to Nelva et al. (1979) and Lasne et al. (2007). A single anode was used to stun fish that were collected with a dipnet, identified at the species level, measured, counted and then released. The unit sampling area was around 1 m<sup>2</sup> per PAS. Fifty PAS were sampled once per site when possible for a total of 530 PAS in canals and 2305 PAS in waterbodies being sampled respectively. The PAS were randomly distributed within waterbodies covering their entire surface area and shorelines. Within canals, PAS were distributed along a Z-shape line from one shoreline to the other covering both shorelines and open-water habitats because their lengths did not allow sampling the total area. The averaged sampled length of canals was 963.5 m ± 616.5 m corresponding to a proportion of 21.8 ± 16.9 % of their total length (min: 1.6 %, max: 53.4 % according to the length of each canal).

### *Fish metrics*

Fish that were present in less than 5 % of sites in the whole study area were excluded from further analysis. For comparisons between sites, fish data were expressed as Catch Per Unit of Effort in each sampled canal or waterbody (CPUE, i.e. the number of individuals divided by the number of PAS per site; Arlinghaus et al., 2002). Species CPUE were Hellinger-transformed before analyses as recommended for data containing many zero to give more equitable weight to all species (Legendre & Gallagher, 2001; Legendre & De Cáceres, 2013).

Alpha diversity was expressed as specific richness (i.e. number of species divided by the number of PAS per site), total abundance (i.e. sum of species CPUE per site), proportions of young of the year and exotic fish, Shannon-Wiener and Simpson diversity indices.

Beta diversity was studied to describe the variation in species composition among canals and floodplain waterbodies following Legendre & De Cáceres (2013). Total Beta Diversity ( $BD_{total}$ ) varies between 0 and 1 for Hellinger-transformed data and equals 1 when the species composition is completely different across the study sites (Legendre & De Cáceres, 2013).  $BD_{total}$  was calculated for all sites of the study area and was partitioned into Local Contribution of sites to Beta Diversity (i.e. ecological uniqueness of sampling sites, LCBD) and Species Contributions to Beta Diversity (i.e. importance of each species in explaining beta diversity, SCBD). The sum of LCBD equals 1 and can be

tested for significance using permutations tests in the columns (i.e. species abundance) of the data matrix. The species contributing the most to beta diversity have SCBD values well above the mean (Legendre & De Cáceres, 2013).  $BD_{total}$ , LCBD and SCBD were computed in R (R Core Team, 2014) with the package *adespatial* and 999 permutations.

Functional diversity indices of fish assemblages (Villéger et al., 2008; Mouillot et al., 2013) were estimated using 10 commonly used traits (Buisson et al., 2013; Villéger et al., 2017) that described the biology and ecology of fish (e.g. habitat use, diet, reproduction, locomotion, survival; Table 1). First, the 10 traits were used to compute a multidimensional functional space. As traits data were of various types (i.e. nominal, ordinal, continuous), the Gower's distance was chosen to calculate the functional distances of each pair of species (Gower, 1966). Second, following Villéger et al. (2008), a principal coordinate analysis (PCoA) was computed from the Gower's distance matrix. The first five axes were selected as best representing the differences in fish assemblages' trait compositions following the quality test of Maire et al. (2015b) (i.e. *quality\_funct\_space* function with mean squared deviation  $mSD = 0.003$ ) and synthesized the functional niche of fish in the study area. The coordinates of fish species on these five PCoA axes were used to calculate three functional indices that were weighted by species CPUE. Functional entropy (FEnt), functional specialization (FSpe) and functional originality (FOri) were chosen according to Colin et al. (2018) for the case of species-poor assemblages. FEnt is calculated from the Rao's quadratic entropy index  $Q$  ( $FEnt = 1/(1-Q)$ ) which corresponds to the CPUE-weighted sum of pairwise functional distances between species (Botta-Dukát, 2005). FEnt reaches the highest values when the most abundant species are the most functionally different within the community (Mouillot et al., 2013). FSpe is the CPUE-weighted mean Euclidean distance of species to the average position of the species pool (i.e. the centre of the functional space) and reaches the highest values when the most abundant species also have the most different traits from the hypothetical average species (Buisson et al., 2013; Mouillot et al., 2013). FOri is the Euclidean distance to the nearest neighbour in the functional space. FOri is high when species with high abundance are not functionally redundant with the other species of the communities (i.e. unique trait combination; Buisson et al., 2013). Functional indices were computed in R using the functions "*quality\_funct\_space.R*" and "*multidimFD*" and the package *ade4* for computation of Rao's quadratic entropy indices.

### *Environmental variables*

In each sampling site, a set of environmental variables (see Table 2 for the complete description, origin and calculation of variables) was used to describe spatial position (i.e. X-Y coordinates), land use, human disturbances and physical habitat variables that are expected to influence fish

communities. In canals, besides the presence of connected waterbodies, five variables describing anthropogenic stressors such as fish stocking, commercial tonnage, habitat availability on shorelines, water quality and urban land cover were used (Table 2). In waterbodies, the selected variables described shorelines' characteristics that provide habitats for fish (e.g. shoreline density and slope, presence of helophytes in water or trees on banks), the land use of adjacent lands and the status of connexion with canals (Table 2).

The environmental variables were selected as being not highly correlated (Spearman rank correlation  $|\rho| < 0.7$  for all pairs of variables) for canals and for waterbodies, respectively.

### *Statistical analysis*

#### *Comparison of fish communities between canals and connected/disconnected waterbodies*

To compare fish communities between canals and waterbodies, a Principal Component Analysis (PCA) was applied to Hellinger-transformed fish CPUE data (Legendre & Gallagher, 2001). The distributions of coordinates of canals and waterbodies along the first two PCA axes were compared using Mann-Whitney-Wilcoxon tests.

Fish metrics (i.e.  $\alpha$  and functional diversity indices) were compared (i) between canals and waterbodies and (ii) between connected and disconnected waterbodies using Mann-Whitney-Wilcoxon tests.

#### *Spatial structuration of fish communities at the scale of the study area*

To assess the presence of a community structure at the scale of the study area, Mantel tests were used to examine correlations between fish CPUE distance matrices and Euclidian geographic distance matrices computed from X-Y coordinates of sites with 999 permutations in five cases: (i) for all sites regardless of their type (i.e. canals and waterbodies confounded), (ii) for canals and connected waterbodies, (iii) for canals and disconnected waterbodies, (iv) for waterbodies only and (v) for canals only. The tested hypothesis was that similar fish communities were found in geographically close sites.

#### *Local environmental descriptors of fish communities*

Redundancy analyses (RDA; Rao, 1964) were used to identify factors that may explain the composition of fish communities at the local scale using Hellinger-transformed fish CPUE matrices and environmental predictors within canals and within waterbodies respectively. RDA is a direct gradient analysis that regresses by multiple linear regressions the Euclidian coordinates of sites

extracted from a PCA against the explanatory variables. This method is appropriate for Hellinger-transformed data (Legendre & Gallagher, 2001). A stepwise model selection procedure was used (function `ordistep` in package `vegan`) based on 999 permutation tests to find the significant environmental factors ( $p < 0.05$ ) explaining variations in fish communities. The significance of (i) the overall variance explained by the selected environmental variables used in the two final RDA analyses, (ii) of each constrained axis independently and (iii) of the marginal effects of the selected environmental variables (i.e. when each variable is eliminated from the model containing all other selected variables) was tested using Monte-Carlo tests and 999 permutations. Log-transformation was used for continuous environmental variables whereas proportions (%) were arc-sine square-root transformed (according to Colin et al., 2018) to approach normality prior analyses.

All statistical analyses were performed on R 3.4.4 (R Core Team, 2014) using the `ade4` and `vegan` packages.

## Results

### *Homogeneous and species-poor fish communities within the study area*

A total of 4355 fish individuals were captured in the study area (i.e. 580 in canals and 3775 in waterbodies corresponding to total CPUE of 1.09 and 1.64 fish per PAS respectively) and belonged to 8 different families and 26 different species (Table 3). Cyprinidae were the most represented family (i.e. 16 species). Twenty-five species were detected in waterbodies and 17 found in canals. Seven species were non-native of the study area (i.e. *Carassius carassius*, *Cyprinus carpio*, *Ctenopharyngodon idella*, *Lepomis gibbosus*, *Leuciscus idus*, *Pseudorasbora parva*, *Sander lucioperca*) and 6 species were protected in France (i.e. *Anguilla anguilla*, *Cobitis taenia*, *Esox lucius*, *Leuciscus idus*, *Leuciscus leuciscus*, *Rhodeus amarus*). The most abundant and frequent species were *Rutilus rutilus* and *Perca fluviatilis* in floodplain waterbodies with  $0.71 \pm 1.01$  and  $0.29 \pm 0.49$  average CPUE respectively and *Gasterosteus aculeatus* and *Rutilus rutilus* in canals (i.e.  $0.35 \pm 0.48$  and  $0.34 \pm 0.33$  average CPUE respectively). The most frequent species in the study area were *Rutilus rutilus*, *Perca fluviatilis* and *Scardinius erythrophthalmus* that occurred in more than 30 sites over the 59 sampled (Table 3). Six of the 26 species were excluded from further analysis because they were found in less than 5 % of the sampled sites (i.e. *Ctenopharyngodon idella*, *Leucaspis delineatus*, *Leuciscus idus*, *Leuciscus leuciscus*, *Pseudorasbora parva* and *Squalius cephalus*).

The first two axes of the PCA performed on the Hellinger-transformed fish CPUE matrix at the scale of the whole study area accounted for 16.3 and 11.7 % of the overall variation within fish data, respectively (Fig. 2). Regarding the fish composition of sites, the position of canals was significantly different from the position of waterbodies along the second (Wilcoxon-Mann-Whitney test  $W = 396$ ,  $p < 0.01$ ) but not the first (Wilcoxon-Mann-Whitney test  $W = 358$ ,  $p = 0.07$ ) axis of the PCA. This difference on the second axis was driven by two canals found at extreme negative values in the PCA factorial plane (Fig. 2) and whose removal made the Wilcoxon-Mann-Whitney test non-significant ( $W = 301$ ,  $p = 0.06$ ). These canals are characterized by higher abundance of *Cottus perifretum*, *Gasterosteus aculeatus*, and *Pungitius laevis* which are found on average in lower abundance in waterbodies, especially *Cottus perifretum* (i.e.  $CPUE_{max}$  in waterbodies = 0.02 fish/PAS vs. 0.16 and 0.32 in the two canals with extreme negative values on the PCA).

$BD_{Total}$  was 0.56 in the study area. Four species contributed to beta-diversity well above the mean and have the highest SCBD index (average SCBD =  $0.05 \pm 0.05$  vs. SCBD of 0.09 for *Cyprinus carpio*, 0.11 for *Gasterosteus aculeatus*, 0.13 for *Perca fluviatilis* and 0.19 for *Rutilus rutilus*). This indicated that the abundance of these species varied the most among sites of the study area and they indeed exhibited the most extreme CPUE values in a small number of sites (Appendix 1). The local contribution of individual sites to beta-biodiversity (LCBD) ranged from 0.006 to 0.037 but none of the LCBD values was significant after permutation tests for any of the sites in the study area. This indicated that one could not reject the assumption that the species were distributed at random among sites and consequently, that no site contributed more than another to the beta-diversity of the study area.

Average  $FOri$ ,  $FSp$  and  $FEnt$  indices were  $0.45 \pm 0.09$ ,  $0.61 \pm 0.06$  and  $1.67 \pm 0.49$  respectively in the study area and varied little between canals and floodplain waterbodies (Appendix 2). From the nine alpha-diversity and functional diversity metrics tested, only the proportion of young of the year fish (Wilcoxon-Mann-Whitney test  $W = 408.0$ ,  $p < 0.01$ ) was significantly different between canals and floodplain waterbodies (all other  $p$ -values  $> 0.10$ ) with waterbodies sheltering more young of the year fish than canals (average young of the year fish CPUE of  $46.8 \pm 32.3$  in waterbodies vs.  $18.2 \pm 23.6$  in canals). None of the alpha-diversity and functional diversity metrics were significantly different between connected and disconnected waterbodies (Wilcoxon-Mann-Whitney tests: all  $p > 0.06$ ).

#### *A spatial structure of fish communities at the local scale*

The Mantel test did not show any correlation between fish communities composition and the geographical position of sites regardless of their type at the scale of the whole study area (Mantel's  $r = 0.03$ ,  $p = 0.21$ ). However, fish communities were more similar (i) between geographically closer waterbodies (Mantel's  $r = 0.10$ ,  $p = 0.02$ ) and (ii) between closer canals (Mantel's  $r = 0.25$ ,  $p = 0.03$ ). Besides, if fish communities were more similar between canals and their closest connected waterbodies (Mantel's  $r = 0.11$ ,  $p = 0.02$ ), this pattern was not observed with their closest disconnected waterbodies (Mantel's  $r = 0.06$ ,  $p = 0.17$ ).

#### *Influence of environmental variables at the local scale*

The RDA ordinations indicated few relationships between fish communities and the selected environmental variables at the scale of both canals and waterbodies. The models selected by the stepwise selection procedure for RDA were statistically significant for canals ( $F = 14.56$ ,  $p = 0.001$ ) and waterbodies ( $F = 2.53$ ,  $p = 0.002$  for waterbodies) but only their first axis was significant ( $F = 14.56$ ,  $p = 0.001$  for canals and  $F = 4.31$ ,  $p = 0.002$  for waterbodies). From the original pool of variables tested for canals, only the commercial tonnage (i.e. a proxy of passing boats) was retained as having a significant effect on fish communities ( $F = 14.56$ ,  $p = 0.001$ ). Within waterbodies, fish communities were significantly influenced by the shoreline density ( $F = 2.26$ ,  $p = 0.01$ ) and the proportion of helophytes ( $F = 2.04$ ,  $p = 0.03$ ).

## **Discussion**

To date, fish communities of navigation canals' and its adjacent floodplains have remained relatively unknown and poorly studied. In the canals' network of the North of France, fish were typical of lowland riverine ecosystems with the most abundant species characterizing the barbel (e.g. *Rutilus rutilus*, *Scardinius erythrophthalmus*) and bream (e.g. *Cyprinus carpio*, *Perca fluviatilis*, *Abramis brama* and *Blicca bjoerkna*) zones in the longitudinal classification of fish communities in rivers (Keith et al., 2011). Species richness but also abundance of fish communities exhibited low values in canals of the study area. If fish assemblages were rather similar to communities found in other European canals (e.g. Germany: Wolter & Vilcinskis, 1997; Wolter, 2001) or streams of the region (Maire et al., 2015a), they were also poorer in terms of species number and abundance. For instance, compared to the 35 fish species identified by Maire et al. (2015a) in more natural streams of the Pas-de-Calais department, fish communities of canals (i.e. 17 species identified) lacked rheophile taxa found in narrower and shallower streams such as *Barbatula barbatula*, *Lampetra planeri*, *Phoxinus phoxinus*, *Salmo trutta* and also diadromous fish (i.e. *Salmo salar*, *Platichthys flesus*) that are vulnerable to river

fragmentation. The presence of protected species was also detected in canals and included species with conservation status such as *Anguilla anguilla* that is classified as Critically Endangered by the IUCN (Jacoby & Gollock, 2014) and the northern pike *Esox lucius* considered as Vulnerable in France (CN France et al., 2010). This supported the interest value of considering those heavily impacted hydrosystems as potential conservation units under the EU Water Framework Directive. The presence of *Anguilla anguilla* in canals and waterbodies also confirmed, according to Argent & Kimmel, (2011) and Silva et al. (2017), the relative permeability of locks to fish dispersal.

Fish communities in adjacent waterbodies were as for canals rather poorly diversified (i.e. 25 species identified) and with low abundance in the study area. Those results contrasted with the fish communities of waterbodies in less impacted rivers with more natural dynamics. For instance, following a similar sampling design, Maire et al. (2013) and Lasne et al. (2007) counted a comparable number of species (i.e. 27 and 30, respectively) but 1.6 and 4.2 times more fish abundance in waterbodies of the Garonne (i.e. South-West of France) and the Loire (i.e. Centre-West of France) floodplains respectively. Compared to canals, waterbodies exhibited one additional species with a conservation status, the Vulnerable spined loach *Cobitis taenia* (CN France et al., 2010) but also several additional exotic species (e.g. *Carassius carassius*, *Lepomis gibbosus*, *Ctenopharyngodon idella*). Exotic species were frequent in waterbodies with 34 sites of presence over the 48 sampled, including 20 sites with *Cyprinus carpio* that is well and long established in French hydrosystems.

At the scale of the whole study area, the position of sites in the factorial space of the PCA as well as the absence of differences in alpha and functional diversity metrics between canals and waterbodies (i.e. except for the proportion of young of the year fish) but also between connected and disconnected waterbodies highlighted relatively homogeneous fish assemblages. Similarly, when considering beta-diversity or geographical distances, no structure in fish communities was observed at the scale of the Pas-de-Calais when all sites were taken into account. These results were also supported by the poor relationships between fish assemblages and environmental variables at a finer spatial scale in canals and waterbodies. Stronger influences of environmental variables, especially those reflecting anthropogenic pressures, could have been expected as fish species are known to be strongly influenced by perturbations and environmental gradients in lakes (Argillier et al., 2013) and rivers from headwater streams to larger lowland rivers (Schinegger et al., 2016) including large rivers with extensive catchment size (Zajicek et al., 2018).

In our study, only the commercial tonnage had a significant influence on fish communities of canals. This variable was used as a proxy of boat passing through canals that are known to induced disturbances on the aquatic biota (e.g. Huckstorf et al., 2011; Zajicek et al., 2018). Navigation seemed

thus to exceed the influence of other anthropogenic stressors (e.g. water quality, fish stocking) on fish communities in canals. While banks artificialization was not selected as a significant parameter in shaping fish communities of canals, it should be noted that this pressure is high on all canal's sections. The minimum proportion of banks with no habitat for fish was 50 % for the least impacted canal's section regarding this pressure. Mitigation of navigation impacts on fish could thus be implemented through the establishment of fish habitat improvement measures within canals (e.g. creation of banks habitats; Wolter, 2001; Weber et al., 2017) but without impeding commercial navigation that remains the main function of these artificial systems.

Within waterbodies, fish communities were influenced by the shoreline density and the proportion of helophytes. Both variables are indexes of shallow-water habitats availability in waterbodies that are known to be used by fish as spawning or nursery habitats that provide feeding and hiding cover (e.g. Massicotte et al., 2015; Timm & Pierce, 2015). These results confirmed those of previous studies (e.g. Lewin et al., 2014) that highlighted the importance of shallow areas and shoreline length in explaining fish abundance in lentic areas (e.g., lake, waterbodies). Greater abundance and richness of fish communities are known to be found in dense aquatic vegetation habitats (e.g. Massicotte et al., 2015). Vegetated waterbodies are also recognised as improving fish productivity by favouring the development of zooplanktons and especially cladocerans that are consumed by fish (Gabaldón et al., 2018). This suggests that fish communities improvement in floodplain waterbodies could be achieved by improving nearshore shallow habitats available for fish in terms of numbers, diversity and complexity. Surprisingly, the status of connection of waterbodies to canals was not an important factor shaping fish communities in those hydrosystems. Yet, the loss of lateral connectivity was a major driver of fish communities differentiation affecting both diversity and functional attributes of communities in the Yangtze River floodplain (Liu & Wang, 2018). Similarly, the most important variable determining fish taxonomic and functional composition of communities was the hydrological connectivity in the Loire (Lasne et al., 2007) and in the Garonne (Maire et al., 2013) floodplains.

The overall homogeneous communities in the whole study area and the absence of others responses of fish to habitats variables may suggest (i) that the used variables did not differ sufficiently in the study area to induce an environmental gradient that could shape fish communities (i.e. homogeneous communities in homogeneous habitats), or (ii) that other factors not taken into account here could have a stronger influence on fish communities. The origin of those unknown factors could be either natural (e.g. environmental variables such as depth, turbidity, food availability, trophic competition) or artificial (e.g. human-induced communities' manipulation). The hypothesis of others factors at play in shaping fish communities is supported by the highlighted fine

scale structure of fish communities that was linked to the geographical proximity of sites and observed between (i) canals, (ii) canals and connected waterbodies and (iii) waterbodies. Similarity in fish communities could be explained by natural movements of fish individuals between adjacent canals (i.e. fish passing by locks; e.g. Silva et al., 2017), canals and their close connected waterbodies and between geographically close waterbodies connected to the same canal or adjacent ones. Communities were also found less similar between canals and their adjacent disconnected waterbodies as fish have no opportunity to disperse actively from one to the other. However, no natural fish movement could explain the communities' similarity of geographically closed connected and disconnected waterbodies or of two disconnected waterbodies between which no physical connection exists. The context of navigation canals, of which banks are used as flood protection measures, also prevents any punctual passive fish movements due to flood events in the study area. While recently discussed because lacking scientific support (Hirsch et al., 2018), the passive dispersal of fish by zoochory mode (e.g. by birds) might be a source of communities homogenization to consider between disconnected close sites.

Another hypothesis would be the influence of human local management practises with a potential greater impact on the spatial pattern of fish communities. In the Pas-de-Calais department, close waterbodies are often owned by the same people or organizations (e.g. local or regional conservatories of natural spaces, anglers' or hunters' federations, private individuals) that are likely to apply similar management practises to the waterbodies themselves or their surrounding lands (e.g. agricultural lands providing nutrient/pesticide runoff). Waterbodies management practises may be applied to habitats (e.g. quantitative and qualitative management of water targeting hunted Anatidae birds' ecological requirements) or species populations directly (e.g. fish stocking for sportive or recreational anglers). Fish stocking is popular among European anglers (Arlinghaus & Mehner, 2005; Arlinghaus et al., 2014; Lindern & Mosler, 2014). Similar practises have the potential to be major sources of communities' homogenization by providing identical environmental conditions, including trophic resources availability, favouring the presence and maintenance of the same fish species in all waterbodies. Biotic homogenization is a well-known consequence of anthropogenic disturbances in freshwater ecosystems (e.g.: Villéger et al., 2011). Too few data were however available outside the range of canals (FDAAPMA62, comm. pers.) to be able to test its influence on fish diversity and communities' structure in waterbodies. Moreover, all fish stoking events are not necessarily known and registered to the competent authorities (Johnson et al., 2009; Rahel & Smith, 2018). Yet, the influence of fish stoking in waterbodies would deserve further investigation since the conservation value of floodplain waterbodies is often recognized in restoration projects targeting the main channel biota (Hermoso et al., 2012; Castella et al., 2015).

In the Pas-de-Calais, our data did not allowed to conclude on a potential influence of floodplain waterbodies in shaping fish communities of navigation canals as there were highly homogeneous within and among both hydrosystems. If a higher proportion of young of the year fish were observed in waterbodies than in canals, no data were available on the population dynamics of fish species (e.g. birth and survival rate, movement patterns of juveniles between canals and waterbodies) emphasizing the need to further investigate the potential role of floodplain waterbodies as nursery habitats for canals' fish of the study area. Consequently, (i) connecting disconnected waterbodies to canals, (ii) re-connecting historically connected waterbodies or (iii) creating artificial connected waterbodies in areas where they are none and which would have the potential to shelter fish communities resembling those of natural lakes (Emmrich et al., 2014), does not seem as a priority management measure if the aim is to improve fish diversity and abundances in the study area. Nevertheless, increasing the connectivity between canals and adjacent floodplains, even artificial ones, could still be viewed as a way of favouring fish persistence by diversifying the freshwater ecosystem mosaics (Schofield et al., 2018), increasing fish dispersal and colonisation opportunities among them, providing refuge area from navigation disturbance and additional habitats for the accomplishment of the whole fish life cycle (Nunn et al., 2007).

A more priority measure that would have the potential to more easily bring greater benefits for the ichthyofauna of the study area could be to improve and to diversify habitats available along canals' and waterbodies' shorelines (e.g. increasing vegetation cover: Weber et al., 2017; providing complex coarse woody habitats: Wagner et al., 2015). Shorelines vegetation and habitats manipulations should however be considered in the light of recent studies that brought attention to unexpected consequences of restoration measures. For instance, the recovery of aquatic vegetation in rehabilitation sites following the creation of shallow, wave-protected littoral habitats in urban waterways of Germany induced a depletion of oxygen within those sites that was unfavourable for juvenile fish on the long term (Sukhodolova et al., 2017; Weber & Wolter, 2017). Restoration results may also not be as well as hoped (Slagle & Allen, 2018), especially in highly modified rivers (Pander & Geist, 2016). As a lack of hindsight and information available on restoration projects targeting the structural habitat diversity in freshwater environments is recognised within the international scientific community (Geist & Hawkins, 2016), the implementation of management measures for fish should thus be addressed with caution and should considered the consequences on other organisms as well (e.g. amphibians, vegetation).

## References

- Aarts, B. G. W., F. W. B. V. D. Brink, & P. H. Nienhuis, 2004. Habitat loss as the main cause of the slow recovery of fish faunas of regulated large rivers in Europe: the transversal floodplain gradient. *River Research and Applications* 20: 3–23.
- Amoros, C., & G. Bornette, 2002. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology* 47: 761–776.
- Argent, D. G., & W. G. Kimmel, 2011. Influence of navigational lock and dam structures on adjacent fish communities in a major river system. *River Research and Applications* 27: 1325–1333.
- Argillier, C., S. Caussé, M. Gevrey, S. Pédrón, J. De Bortoli, S. Brucet, M. Emmrich, E. Jeppesen, T. Lauridsen, T. Mehner, M. Olin, M. Rask, P. Volta, I. J. Winfield, F. Kelly, T. Krause, A. Palm, & K. Holmgren, 2013. Development of a fish-based index to assess the eutrophication status of European lakes. *Hydrobiologia* 704: 193–211.
- Arlinghaus, R., B. Beardmore, C. Riepe, J. Meyerhoff, & T. Pagel, 2014. Species-specific preferences of German recreational anglers for freshwater fishing experiences, with emphasis on the intrinsic utilities of fish stocking and wild fishes. *Journal of Fish Biology* 85: 1843–1867.
- Arlinghaus, R., C. Engelhardt, A. Sukhodolov, & C. Wolter, 2002. Fish recruitment in a canal with intensive navigation: implications for ecosystem management. *Journal of Fish Biology* 61: 1386–1402.
- Arlinghaus, R., & T. Mehner, 2005. Determinants of management preferences of recreational anglers in Germany: Habitat management versus fish stocking. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* 35: 2–17.
- Besacier-Monbertrand, A.-L., A. Paillex, & E. Castella, 2014. Short-Term Impacts of Lateral Hydrological Connectivity Restoration on Aquatic Macroinvertebrates. *River Research and Applications* 30: 557–570.
- Bolland, J. D., A. D. Nunn, M. C. Lucas, & I. G. Cowx, 2012. The Importance of Variable Lateral Connectivity Between Artificial Floodplain Waterbodies and River Channels. *River Research and Applications* 28: 1189–1199.
- Bolland, J. D., A. D. Nunn, M. C. Lucas, & I. G. Cowx, 2015. The habitat use of young-of-the-year fishes during and after floods of varying timing and magnitude in a constrained lowland river. *Ecological Engineering* 75: 434–440.
- Botta-Dukát, Z., 2005. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science* 16: 533–540.
- Buisson, L., G. Grenouillet, S. Villéger, J. Canal, & P. Laffaille, 2013. Toward a loss of functional diversity in stream fish assemblages under climate change. *Global Change Biology* 19: 387–400.
- Bunn, S. E., & A. H. Arthington, 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30: 492–507.
- Castella, E., O. Béguin, A.-L. Besacier-Monbertrand, D. H. Peter, N. Lamouroux, H. M. Siméant, D. McCrae, J.-M. Olivier, & A. Paillex, 2015. Realised and predicted changes in the invertebrate benthos after restoration of connectivity to the floodplain of a large river. *Freshwater Biology* 60: 1131–1146.

- Chester, E. T., & B. J. Robson, 2013. Anthropogenic refuges for freshwater biodiversity: Their ecological characteristics and management. *Biological Conservation* 166: 64–75.
- CN France, MNHN, SFI, & ONEMA, 2010. La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Poissons d'eau douce de France métropolitaine. Paris, France.
- Colin, N., S. Villéger, M. Wilkes, A. de Sostoa, & A. Maceda-Veiga, 2018. Functional diversity measures revealed impacts of non-native species and habitat degradation on species-poor freshwater fish assemblages. *Science of The Total Environment* 625: 861–871.
- Collen, B., F. Whitton, E. E. Dyer, J. E. M. Baillie, N. Cumberlidge, W. R. T. Darwall, C. Pollock, N. I. Richman, A.-M. Soulsby, & M. Böhm, 2014. Global patterns of freshwater species diversity, threat and endemism. *Global Ecology and Biogeography* 23: 40–51.
- Couto, T. B. d'Araújo, J. Zuanon, J. D. Olden, & G. Ferraz, 2017. Longitudinal variability in lateral hydrologic connectivity shapes fish occurrence in temporary floodplain ponds. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 75: 319–328.
- Delaine, G., 1969. Les wateringues du Nord de la France. Dunkerque, France.
- Dudgeon, D., A. H. Arthington, M. O. Gessner, Z.-I. Kawabata, D. J. Knowler, C. Lévêque, R. J. Naiman, A.-H. Prieur-Richard, D. Soto, M. L. J. Stiassny, & C. A. Sullivan, 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81: 163–182.
- Emmrich, M., S. Schälicke, D. Hühn, C. Lewin, & R. Arlinghaus, 2014. No differences between littoral fish community structure of small natural and gravel pit lakes in the northern German lowlands. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* 46: 84–93.
- Gabaldón, C., Z. Buseva, M. Illyová, & J. Seda, 2018. Littoral vegetation improves the productivity of drainable fish ponds: Interactive effects of refuge for *Daphnia* individuals and resting eggs. *Aquaculture* 485: 111–118.
- Geist, J., & S. J. Hawkins, 2016. Habitat recovery and restoration in aquatic ecosystems: current progress and future challenges. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 26: 942–962.
- Gower, J. C., 1966. Some Distance Properties of Latent Root and Vector Methods Used in Multivariate Analysis. *Biometrika* 53: 325–338.
- Goździewska, A., K. Glińska-Lewczuk, K. Obolewski, M. Grzybowski, R. Kujawa, S. Lew, & M. Grabowska, 2016. Effects of lateral connectivity on zooplankton community structure in floodplain lakes. *Hydrobiologia* 774: 7–21.
- Grift, R. E., A. D. Buijse, W. L. T. V. Densen, M. a. M. Machiels, J. Kranenbarg, J. G. P. K. Breteler, & J. J. G. M. Backx, 2003. Suitable habitats for 0-group fish in rehabilitated floodplains along the lower River Rhine. *River Research and Applications* 19: 353–374.
- Grift, R. E., A. D. Buljse, J. G. P. K. Breteler, W. L. T. van Densen, M. a. M. Machiels, & J. J. M. Backx, 2001. Migration of bream between the main channel and floodplain lakes along the lower River Rhine during the connection phase. *Journal of Fish Biology* 59: 1033–1055.

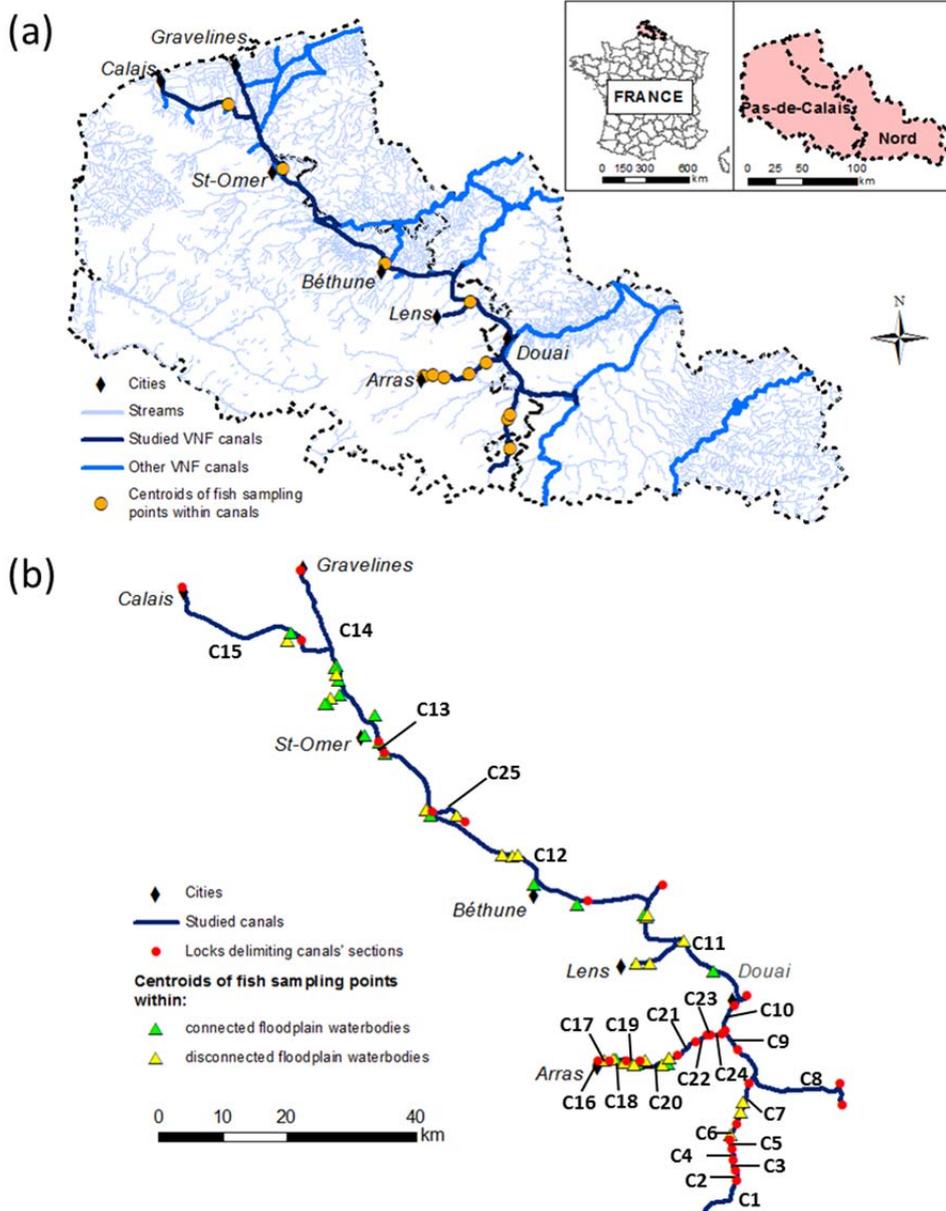
- Harvolk, S., L. Symmank, A. Sundermeier, A. Otte, & T. W. Donath, 2014. Can artificial waterways provide a refuge for floodplain biodiversity? A case study from North Western Germany. *Ecological Engineering* 73: 31–44.
- Harvolk, S., L. Symmank, A. Sundermeier, A. Otte, & T. W. Donath, 2015. Human impact on plant biodiversity in functional floodplains of heavily modified rivers – A comparative study along German Federal Waterways. *Ecological Engineering* 84: 463–475.
- Hermoso, V., M. J. Kennard, & S. Linke, 2012. Integrating multidirectional connectivity requirements in systematic conservation planning for freshwater systems. *Diversity and Distributions* 18: 448–458.
- Hirsch, P. E., A. N’Guyen, R. Muller, I. Adrian-Kalchhauser, & P. Burkhardt-Holm, 2018. Colonizing Islands of water on dry land—on the passive dispersal of fish eggs by birds. *Fish and Fisheries* 19: 502–510.
- Huckstorf, V., W.-C. Lewin, T. Mehner, & C. Wolter, 2011. Impoverishment of YOY-fish assemblages by intense commercial navigation in a large Lowland river. *River Research and Applications* 27: 1253–1263.
- Jacoby, D., & M. Gollock, 2014. *Anguilla anguilla*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T60344A45833138. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T60344A45833138.en>. Downloaded on 29 August 2018.
- Johnson, B. M., R. Arlinghaus, & P. J. Martinez, 2009. Are We Doing All We Can to Stem the Tide of Illegal Fish Stocking?. *Fisheries* 34: 389–394.
- Käiro, K., M. Haldna, H. Timm, & T. Virro, 2017. The effect of channelization on the biological quality of lowland streams using macroinvertebrates as proxies. *Hydrobiologia* 794: 167–177.
- Keith, P., H. Persat, E. Feunteun, & J. Allardi, 2011. *Les poissons d’eau douce de France*. Biotope, Mèze ; Muséum national d’histoire naturelle, Paris, France.
- Keruzoré, A. A., N. J. Willby, & D. J. Gilvear, 2013. The role of lateral connectivity in the maintenance of macrophyte diversity and production in large rivers. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 23: 301–315.
- Lasne, E., S. Lek, & P. Laffaille, 2007. Patterns in fish assemblages in the Loire floodplain: The role of hydrological connectivity and implications for conservation. *Biological Conservation* 139: 258–268.
- Lau, J. K., T. E. Lauer, & M. L. Weinman, 2006. Impacts of Channelization on Stream Habitats and Associated Fish Assemblages in East Central Indiana. *The American Midland Naturalist* 156: 319–330.
- Legendre, P., & M. De Cáceres, 2013. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters* 16: 951–963.
- Legendre, P., & E. D. Gallagher, 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129: 271–280.
- Lennox, P. A., & J. B. Rasmussen, 2016. Long-term effects of channelization on a cold-water stream community. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 73: 1530–1537.

- Lewin, W.-C., T. Mehner, D. Ritterbusch, & U. Brämick, 2014. The influence of anthropogenic shoreline changes on the littoral abundance of fish species in German lowland lakes varying in depth as determined by boosted regression trees. *Hydrobiologia* 724: 293–306.
- Lindern, E. von, & H.-J. Mosler, 2014. Insights into fisheries management practices: using the theory of planned behavior to explain fish stocking among a sample of Swiss anglers. *PLOS ONE* 9: e115360.
- Liu, X., & H. Wang, 2018. Effects of loss of lateral hydrological connectivity on fish functional diversity. *Conservation Biology* 32: 1336–1345.
- Maire, A., L. Buisson, S. Biau, J. Canal, & P. Laffaille, 2013. A multi-faceted framework of diversity for prioritizing the conservation of fish assemblages. *Ecological Indicators* 34: 450–459.
- Maire, A., L. Buisson, J. Canal, B. Rigault, J. Boucault, & P. Laffaille, 2015a. Hindcasting modelling for restoration and conservation planning: application to stream fish assemblages. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 25: 839–854.
- Maire, E., G. Grenouillet, S. Brosse, & S. Villéger, 2015b. How many dimensions are needed to accurately assess functional diversity? A pragmatic approach for assessing the quality of functional spaces. *Global Ecology and Biogeography* 24: 728–740.
- Massicotte, P., A. Bertolo, P. Brodeur, C. Hudon, M. Mingelbier, & P. Magnan, 2015. Influence of the aquatic vegetation landscape on larval fish abundance. *Journal of Great Lakes Research* 41: 873–880.
- Mouillot, D., N. A. J. Graham, S. Villéger, N. W. H. Mason, & D. R. Bellwood, 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution* 28: 167–177.
- Nelva, A., H. Persat, & D. Chessel, 1979. Une nouvelle méthode d'étude des peuplements ichtyologiques dans les grands cours d'eau par échantillonnage ponctuel d'abondance. *Comptes rendus de l'Académie des Sciences, Paris* 289 Serie D: 1295–1298.
- Nunn, A. D., J. P. Harvey, & I. G. Cowx, 2007. Benefits to 0+ fishes of connecting man-made waterbodies to the lower River Trent, England. *River Research and Applications* 23: 361–376.
- Oscoz, J., P. M. Leunda, R. Miranda, C. García-Fresca, F. Campos, & M. C. Escala, 2005. River channelization effects on fish population structure in the Larraun river (Northern Spain). *Hydrobiologia* 543: 191–198.
- Paillex, A., S. Dolédec, E. Castella, & S. Mérigoux, 2009. Large river floodplain restoration: predicting species richness and trait responses to the restoration of hydrological connectivity. *Journal of Applied Ecology* 46: 250–258.
- Paillex, A., S. Dolédec, E. Castella, S. Mérigoux, & D. C. Aldridge, 2013. Functional diversity in a large river floodplain: anticipating the response of native and alien macroinvertebrates to the restoration of hydrological connectivity. *Journal of Applied Ecology* 50: 97–106.
- Pander, J., & J. Geist, 2010. Seasonal and spatial bank habitat use by fish in highly altered rivers – a comparison of four different restoration measures. *Ecology of Freshwater Fish* 19: 127–138.
- Pander, J., & J. Geist, 2016. Can fish habitat restoration for rheophilic species in highly modified rivers be sustainable in the long run? *Ecological Engineering* 88: 28–38.

- Pander, J., M. Mueller, & J. Geist, 2015. Succession of fish diversity after reconnecting a large floodplain to the upper Danube River. *Ecological Engineering* 75: 41–50.
- R Core Team, 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Rahel, F. J., & M. A. Smith, 2018. Pathways of unauthorized fish introductions and types of management responses. *Hydrobiologia* 817: 41–56.
- Rambaud, M., I. Combroux, J. Haury, J. Moret, N. Machon, M. Zavodna, & S. Pavoine, 2009. Relationships between channelization structures, environmental characteristics, and plant communities in four French streams in the Seine–Normandy catchment. *Journal of the North American Benthological Society* 28: 596–610.
- Rao, C. R., 1964. The use and interpretation of principal component analysis in applied research. *Sankhyā: The Indian Journal of Statistics, Series A (1961-2002)* 26: 329–358.
- Schinegger, R., M. Palt, P. Segurado, & S. Schmutz, 2016. Untangling the effects of multiple human stressors and their impacts on fish assemblages in European running waters. *Science of The Total Environment* 573: 1079–1088.
- Schofield, K. A., L. C. Alexander, C. E. Ridley, M. K. Vanderhoof, K. M. Fritz, B. C. Autrey, J. E. DeMeester, W. G. Kepner, C. R. Lane, S. G. Leibowitz, & A. I. Pollard, 2018. Biota Connect Aquatic Habitats throughout Freshwater Ecosystem Mosaics. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 54: 372–399.
- Silva, S., M. Lowry, C. Macaya-Solis, B. Byatt, & M. C. Lucas, 2017. Can navigation locks be used to help migratory fishes with poor swimming performance pass tidal barrages? A test with lampreys. *Ecological Engineering* 102: 291–302.
- Slagle, Z. J., & M. S. Allen, 2018. Should we plant macrophytes? Restored habitat use by the fish community of Lake Apopka, Florida. *Lake and Reservoir Management* 34: 296–305.
- Smiley, P. C., & E. D. Dibble, 2008. Influence of spatial resolution on assessing channelization impacts on fish and macroinvertebrate communities in a warmwater stream in the southeastern United States. *Environmental Monitoring and Assessment* 138: 17–29.
- Stoffels, R. J., K. R. Clarke, & D. S. Linklater, 2015. Temporal dynamics of a local fish community are strongly affected by immigration from the surrounding metacommunity. *Ecology and Evolution* 5: 200–212.
- Sukhodolova, T., A. Weber, J. Zhang, & C. Wolter, 2017. Effects of macrophyte development on the oxygen metabolism of an urban river rehabilitation structure. *Science of The Total Environment* 574: 1125–1130.
- Timm, A. L., & R. B. Pierce, 2015. Vegetative substrates used by larval northern pike in Rainy and Kabetogama Lakes, Minnesota. *Ecology of Freshwater Fish* 24: 225–233.
- Villéger, S., S. Blanchet, O. Beauchard, T. Oberdorff, & S. Brosse, 2011. Homogenization patterns of the world's freshwater fish faunas. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108: 18003–18008.

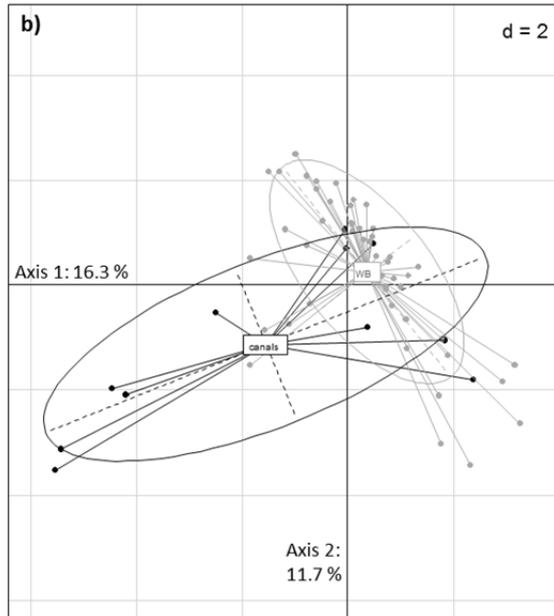
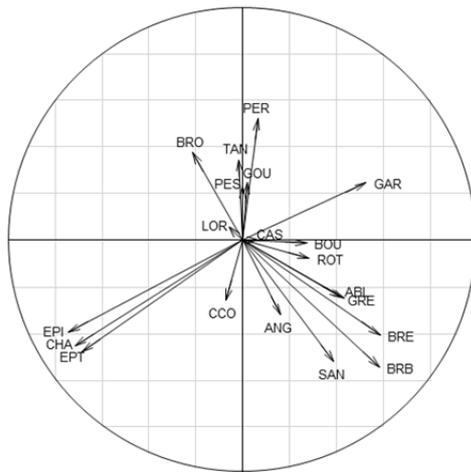
- Villéger, S., S. Brosse, M. Mouchet, D. Mouillot, & M. J. Vanni, 2017. Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. *Aquatic Sciences* 79: 783–801.
- Villéger, S., N. W. H. Mason, & D. Mouillot, 2008. New Multidimensional Functional Diversity Indices for a Multifaceted Framework in Functional Ecology. *Ecology* 89: 2290–2301.
- Wagner, C. P., M. J. Weber, & D. H. Wahl, 2015. Structural complexity influences littoral coarse woody habitat selection by juvenile muskellunge. *North American Journal of Fisheries Management* 35: 14–19.
- Weber, A., X.-F. Garcia, & C. Wolter, 2017. Habitat rehabilitation in urban waterways: the ecological potential of bank protection structures for benthic invertebrates. *Urban Ecosystems* 20: 759–773.
- Weber, A., & C. Wolter, 2017. Habitat rehabilitation for juvenile fish in urban waterways: A case study from Berlin, Germany. *Journal of Applied Ichthyology* 33: 136–143.
- Wolter, C., 2001. Conservation of fish species diversity in navigable waterways. *Landscape and Urban Planning* 53: 135–144.
- Wolter, C., & R. Arlinghaus, 2003. Navigation impacts on freshwater fish assemblages: the ecological relevance of swimming performance. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 13: 63–89.
- Wolter, C., & A. Vilcinskis, 1997. Characterization of the typical fish community of inland waterways of the north-eastern lowlands in Germany. *Regulated Rivers: Research & Management* 13: 335–343.
- Zajicek, P., J. Radinger, & C. Wolter, 2018. Disentangling multiple pressures on fish assemblages in large rivers. *Science of The Total Environment* 627: 1093–1105.

**Figure 1. Study area in the North of France and distribution of fish sampling points within the studied VNF canals (a) and floodplain waterbodies (b). C1 to C25 correspond to canals' sections delimited by locks.**



**Figure 2. Principal Component Analysis (PCA) performed on the Hellinger-transformed fish CPUE (i.e. number of individuals divided by the number of sampling points per site). (a) Correlation circle of the first and second components of the PCA with projection of fish species (see Table 2 for details on species code). (b) Projection of sites on the first two axes of the PCA with ellipses summarizing scatterplots of canals (black dots) and floodplain waterbodies (WB; grey dots).**

a)



**Table 1. The ten functional traits used to describe the biological and ecological features of fish in the study area.**

Functions	Trait	Trait code	Trait type	Categories	Modality code
Habitat use	Rheophily habitat	RH	nominal	rheophilic	RH1
				limnophilic	RH2
				eurytopic	RH3
	Living habitat	LH	nominal	pelagic	LH1
				benthopelagic	LH2
				benthic	LH3
	Reproduction habitat	RE	nominal	phytophilic	RE1
				lithophilic	RE2
				polyphilic	RE3
				pelagophilic	RE4
				protected area (e.g. nest)	RE5
	Feeding habitat	FH	nominal	pelagic	FH1
benthopelagic				FH2	
benthic				FH3	
Diet	Trophic category of the dominant development stage in France	TC	ordinal	phytivorous	TC1
				ominivorous	TC2
				zoovorous	TC3
				piscivorous	TC4
Reproduction	Relative fecundity (nb.oocytes/g)	FR	ordinal	≤ 57	FR1
				]57-200]	FR2
				> 200	FR3
Locomotion	Shape factor	SH	ordinal	≤ 4,35	SH1
				]4,35-4,78]	SH2
				]4,78-5,6]	SH3
				> 5,6	SH4
	Swimming factor	SW	ordinal	≤ 0,38	SW1
				]0,38-0,43]	SW2
				> 0,43	SW3
Survival	Life span (years)	LS	ordinal	< 8	LS1
				[8-15]	LS2
				> 15	LS3
	Mean Length of adults	ML	continuous		

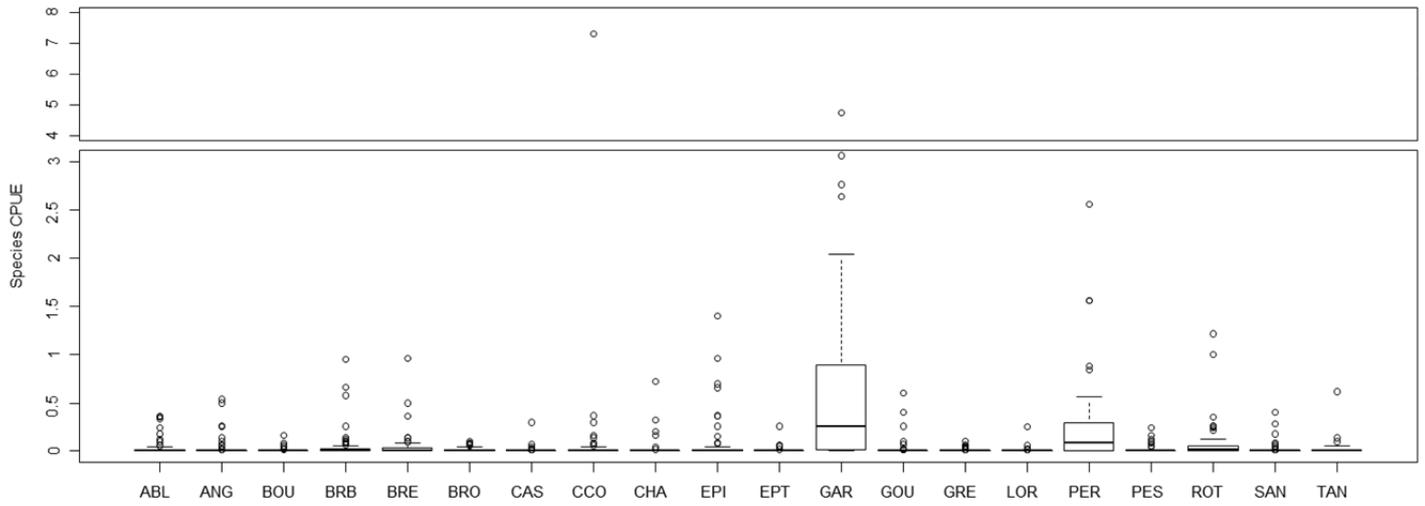
**Table 2. Environmental variables expected to influence fish communities of canals and adjacent floodplain waterbodies in the study area.**

Category	Variable	Description
Canals	Water quality	Index derived from a Principal Component Analysis (PCA) conducted to summarize the proportion of canals length belonging to the different status classes of the Water Framework Directive classification scheme for water quality. For the canals of the study area, only three classes were concerned: good, moderate and poor. This index is the first axis of the PCA summarizing 60.4 % of the variability. Positive values tend to a good water quality. © French Water Agency (data for 2013-2015)
	Commercial tonnage	Number of tons of merchandise passing through the canals in 2016. © VNF
	Fish stocking	Total number of kilograms of fish stocked into canals between 2010 and 2016. Stocked fish were Cyprinidae ( <i>Rutilus rutilus</i> , <i>Tinca tinca</i> , <i>Cyprinus carpio</i> ) and Esocidae ( <i>Esox lucius</i> ). © FDAAPPMA62
	Availability of habitats along shorelines	Index derived from a Principal Component Analysis (PCA) conducted to summarize the proportion of canals' shorelines classified in three categories of banks types: natural banks, artificial banks with habitats/shelters for fish (e.g. riprap, presence of tree foliage immersed into water), artificial banks with no habitat (e.g. sheet pile). This index is the first axis of the PCA summarizing 66.7 % of the variability. Positive values tend to a high availability of shoreline habitats in canals. © VNF, 2008
	Urban lands	Proportion (%) of urbanized land within a buffer zone of 200 m around the waterbodies. © Corine Land Cover, DB 2012
	Connection type	Category of connection to a near waterbody: connected vs. disconnected.
Floodplain waterbodies	Shoreline density (m.m <sup>-2</sup> )	Perimeter divided by the surface area of the waterbody. This index is a proxy of banks' complexity and thus of habitats' availability for fish (Osgood, 2005).
	Slope (°)	Proportion of gentle sloping shores (i.e. lower than 45°).
	Trees	Proportion (%) of the riverbanks covered by trees in a 5 m wide buffer zone that are able to provide shading.
	Shrubs	Proportion (%) of the riverbanks covered by shrubs in a 5 m wide buffer zone that are able to provide shading.
	Helophytes	Proportion (%) of the waterbodies surface covered by helophytes.
	Urbanized lands	Proportion (%) of urbanized land within a buffer zone of 200 m around the waterbodies. © Corine Land Cover, DB 2012
	Agricultural lands	Proportion (%) of agricultural land within a buffer zone of 200 m around the waterbodies. © Corine Land Cover, DB 2012
	Connection type	Category of connection to a near canal: connected vs. disconnected.

**Table 3. Mean CPUE values (i.e. number of individuals captured divided by the number of electrofishing Point Abundance Sampling per site) and standard deviation (SD) averaged for canals (n=11) and waterbodies (n=48) and occurrence (i.e. number of sites with the species) of the 26 species observed in the study area. The biogeographical origin of fish is also presented: N = native species, E = exotic species.**

Family	Scientific name	Common name	Code	Origin	Mean CPUE $\pm$ SD		Occurrence	
					Canals	Floodplain waterbodies	Canals	Floodplain waterbodies
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i>	European eel	ANG	N	0.04 $\pm$ 0.15	0.03 $\pm$ 0.09	1	11
Centrarchidae	<i>Lepomis gibbosus</i>	Pumpkinseed	PES	E	-	0.02 $\pm$ 0.05	-	7
Cobitidae	<i>Cobitis taenia</i>	Spined loach	LOR	N	-	0.01 $\pm$ 0.04	-	6
Cottidae	<i>Cottus perifretum</i>	Celtic bullhead	CHA	N	0.12 $\pm$ 0.22	0.00 $\pm$ 0.00	5	1
Cyprinidae	<i>Abramis brama</i>	Freshwater bream	BRE	N	0.02 $\pm$ 0.03	0.06 $\pm$ 0.16	3	19
	<i>Alburnus alburnus</i>	Bleak	ABL	N	0.02 $\pm$ 0.07	0.04 $\pm$ 0.09	1	17
	<i>Blicca bjoerkna</i>	White bream	BRB	N	0.01 $\pm$ 0.03	0.07 $\pm$ 0.19	2	15
	<i>Carassius carassius</i>	Crucian carp	CAS	E	-	0.01 $\pm$ 0.04	-	8
	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Grass carp	CTI	E	-	0.00 $\pm$ 0.00	-	1
	<i>Cyprinus carpio</i>	Common carp	CCO	E	0.01 $\pm$ 0.02	0.18 $\pm$ 1.06	4	20
	<i>Gobio gobio</i>	Gudgeon	GOU	N	0.00 $\pm$ 0.01	0.03 $\pm$ 0.11	1	8
	<i>Leucaspis delineatus</i>	Belica	ABH	N	-	0.01 $\pm$ 0.08	-	2
	<i>Leuciscus idus</i>	Ide	IDE	E	-	0.00 $\pm$ 0.00	-	1
	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Common dace	VAN	N	-	0.00 $\pm$ 0.00	-	1
	<i>Pseudorasbora parva</i>	Stone moroko	PSR	E	-	0.07 $\pm$ 0.50	-	2
	<i>Rhodeus amarus</i>	European bitterling	BOU	N	-	0.01 $\pm$ 0.03	-	6
	<i>Rutilus rutilus</i>	Roach	GAR	N	0.31 $\pm$ 0.33	0.71 $\pm$ 1.01	7	41
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Rudd	ROT	N	0.09 $\pm$ 0.29	0.08 $\pm$ 0.19	3	28
<i>Squalius cephalus</i>	Chub	CHE	N	0.01 $\pm$ 0.01	-	1	-	
<i>Tinca tinca</i>	Tench	TAN	N	0.00 $\pm$ 0.01	0.03 $\pm$ 0.09	1	22	
Esocidae	<i>Esox lucius</i>	Northern pike	BRO	N	0.01 $\pm$ 0.01	0.01 $\pm$ 0.03	3	16
Gasterosteidae	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Three-spined stickleback	EPI	N	0.32 $\pm$ 0.47	0.03 $\pm$ 0.10	6	11
	<i>Pungitius laevis</i>	Smoothtail nine-spine stickleback	EPT	N	0.03 $\pm$ 0.08	0.00 $\pm$ 0.01	4	1
Percidae	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Ruffe	GRE	N	0.01 $\pm$ 0.02	0.01 $\pm$ 0.02	3	9
	<i>Perca fluviatilis</i>	European perch	PER	N	0.05 $\pm$ 0.09	0.29 $\pm$ 0.49	5	34
	<i>Sander lucioperca</i>	Pike-perch	SAN	E	0.01 $\pm$ 0.02	0.02 $\pm$ 0.07	3	10

**Appendix 1. Fish species CPUE of canals and waterbodies all in all in the Pas-de-Calais department.  
See Table 2 for details on species codes.**



**Appendix 2. Boxplots comparing the values of three functional indices (Fspe: Functional specialization; FOr: Functional originality; FEnt: Functional Entropy) computed from ten functional traits (see Table 1 for details) describing fish communities in canals and adjacent floodplain waterbodies (WB) of the Pas-de-Calais department in France.**

