



HAL
open science

Mise au point des méthodes de caractérisation de l'état du peuplement de poissons et espèces assimilées sur la Sélune [Rapport d'étape 3ème année - Décembre 2014]

Guillaume Forget, François Martignac, Frédéric Marchand, Aurélie Daroux, Jean Guillard, Dominique D. Ombredane, Marie Nevoux, Arnaud Richard, Jean-Luc Baglinière

► **To cite this version:**

Guillaume Forget, François Martignac, Frédéric Marchand, Aurélie Daroux, Jean Guillard, et al.. Mise au point des méthodes de caractérisation de l'état du peuplement de poissons et espèces assimilées sur la Sélune [Rapport d'étape 3ème année - Décembre 2014]. [Rapport de recherche] ONEMA; INRA. 2014, pp.64. <hal-03385236>

HAL Id: hal-03385236

<https://hal.inrae.fr/hal-03385236v1>

Submitted on 19 Oct 2021


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

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



Distributed under a Creative Commons CC BY 4.0 - Attribution - International License

Partenariat 2014- Domaine : *Fonctionnement des écosystèmes aquatiques et changements globaux*
Action : *Mise au point des méthodes de caractérisation de l'état du peuplement de poissons et espèces assimilées sur la Sélune*



Mise au point des méthodes de caractérisation de l'état du peuplement de poissons et espèces assimilées sur la Sélune

Rapport d'étape 3^{ème} année

Guillaume Forget (INRA, UMR ESE Rennes)
François Martignac (Asconit Consultants, Agence Ouest)
Frédéric Marchand (INRA, Unité Expérimentale U3E Rennes)
Aurélie Daroux (INRA, UMR ESE Rennes)
Jean Guillard (INRA, UMR CARTELE Thonon)
Dominique Ombredane (Agrocampus Ouest UMR ESE, Rennes)
Marie Nevoux (INRA, UMR ESE Rennes)
Arnaud Richard (Onema, DIR Nord Ouest)
Jean-Luc Baglinière (INRA, UMR ESE Rennes)

Décembre 2014

Contexte de programmation et de réalisation

Le bassin de la Sélune est équipé de nombreux barrages de moulins mais également de deux grands barrages hydroélectriques. Ces deux barrages arrivent bientôt en fin de concession. Le 13 novembre 2009, l'État décide de ne pas reconduire la concession au bénéfice d'EDF et d'effacer ces deux barrages de Vezins et la Roche-Qui-Boit. Leur ouverture sera totale en 2018 (progressive pour celui de Vezins à partir de fin 2015) ce qui permet d'avoir quatre ans pour caractériser l'état initial du peuplement pisciaire du bassin.

Cette caractérisation de l'état initial de la Sélune avant arasement en termes de faune pisciaire et assimilée implique :

- D'estimer les **flux de poissons migrateurs** sur un point le plus aval possible du cours principal
- De connaître le stock en place en amont et aval des barrages.

Les auteurs

Guillaume Forget

Assistant ingénieur

guillaume.forget@rennes.inra.fr

UMR 0985 INRA-AGROCAMPUS OUEST Ecologie et Santé des Ecosystèmes,
65, rue de Saint Brieuc. CS 842 15 - 35042 Rennes Cedex

François Martignac

Chargé d'études

francois.martignac@asconit.com

ASCONIT Consultants

Agence Ouest, 3 impasse Sirius, 44470 Carquefou

Aurélie Daroux

Ingénieur d'études

Aurélie.Daroux@rennes.inra.fr

UMR 0985 INRA-AGROCAMPUS OUEST Ecologie et Santé des Ecosystèmes,
65, rue de Saint Brieuc. CS 842 15 - 35042 Rennes Cedex

Frédéric Marchand

Ingénieur d'études

Frederic.marchand@rennes.inra.fr

Unité expérimentale d'écologie et d'écotoxicologie aquatique,
65, rue de Saint Brieuc. CS 842 15 - 35042 Rennes Cedex

Jean Guillard

Ingénieur de recherches

Jean.guillard@thonon.inra.fr

INRA – Université de Savoie UMR 42 CARTELL

75 avenue de Corzent – BP 511- 74203 Thonon-les-Bains Cedex.

Dominique Ombredane

Professeure

UMR 0985 INRA-AGROCAMPUS OUEST Ecologie et Santé des Ecosystèmes,
65, rue de Saint Brieuc. CS 842 15 - 35042 Rennes Cedex

Marie Nevoux

Chargé de recherches

Marie.nevoux@rennes.inra.fr

UMR 0985 INRA-AGROCAMPUS OUEST Ecologie et Santé des Ecosystèmes,

65, rue de Saint Brieuc. CS 84215 - 35042 Rennes Cedex

Arnaud Richard
Ingénieur
arnaud.richard@onema.fr
Onema DIR Nord-Ouest, 188 rue Carlet, 27310 Bourg-Achard

Jean-Luc Baglinière
Directeur de recherches
Jean-Luc.Bagliniere@rennes.inra.fr
UMR 0985 INRA-AGROCAMPUS OUEST Ecologie et Santé des Ecosystèmes,
65, rue de Saint Brieuc. CS 84215 - 35042 Rennes Cedex

Les correspondants

Onema : Laurent Beaulaton. laurent.beaulaton@onema.fr

Partenaire : André Berne AESN

Droits d'usage :	<i>accès libre</i>
Couverture géographique :	<i>Dpt de la Manche, de la Mayenne et de l'Ille et Vilaine</i>
Niveau géographique [un seul choix] :	<i>régional</i>
Niveau de lecture [plusieurs choix possibles] :	<i>citoyens, professionnels, experts</i>
Nature de la ressource [plusieurs choix possibles] :	<i>document</i>

Mise au point des méthodes de caractérisation de l'état du peuplement de poissons et espèces assimilées sur la Sélune

Rapport d'étape 2014

G. Forget, F. Martignac, F. Marchand, A. Daroux, J. Guillard, D. Ombredane, M. Nevoux, A. Richard, J.L. Baglinière

SOMMAIRE

Résumé	4
Abstracts	5
Synthèse pour l'action opérationnelle.....	6
Corps du document	7

Mise au point des méthodes de caractérisation de l'état du peuplement de poissons et espèces assimilées sur la Sélune

G. Forget, F. Martignac, F. Marchand, A. Daroux, J. Guillard, D. Ombredane, M. Nevoux, A. Richard, J.L. Baglinière

Résumé

RESUME

La présence de barrages est problématique pour de nombreux écosystèmes aquatiques car elle bouleverse leur fonctionnement de différentes manières : altération des flux hydrologiques, transformation des caractéristiques physiques et biologiques des rivières et zones humides, perturbation de la continuité écologique des cours d'eau. Dans ce contexte, l'enlèvement de barrages représente un outil potentiel fort pour la restauration écologique des cours d'eau. Les travaux de démantèlement des deux barrages actuels sur la Sélune, Vezins et la Roche qui Boit, constituent un cas d'étude exemplaire et sans précédent considérant l'ampleur des ouvrages hydrauliques concernés, le linéaire de rivière actuellement ennoyé et le verrou qu'ils représentent pour la circulation des poissons sur le réseau hydrographique. L'ouverture des barrages sera effective en 2018, laissant six années pour établir une caractérisation de l'état initial de la Sélune en termes de faune pisciaire. Ces études doivent permettre (i) d'estimer les flux de poissons migrateurs sur un point le plus aval possible à l'aide d'un échosondeur numérique DIDSON et (ii) de connaître les stocks en place en amont et en aval des barrages.

La caméra DIDSON permet d'obtenir des images haute-définition se rapprochant de la résolution d'un enregistrement vidéo et permettant la visualisation de la morphologie du poisson et de son comportement de nage. Le DIDSON représente une nouvelle génération d'outils de gestion des ressources halieutiques. Basé sur les mêmes principes que les méthodes hydroacoustiques utilisées depuis les années 1970 dans les suivis des poissons migrateurs, les meilleures capacités technologiques du DIDSON permettent une meilleure identification de l'espèce de poisson et par conséquent une plus grande efficacité du recensement des individus. Ce rapport décrit la phase méthodologique de traitement des données mise en place en 2014 et présente les résultats d'août 2013 à juin 2014.

Concernant la caractérisation des stocks en place, un réseau de suivi piscicole a été mis en place sur l'ensemble du bassin versant de la Sélune. Ce travail a été réalisé en collaboration avec les acteurs locaux tels que les fédérations de pêches concernées (35, 50 et 53) et les communautés de communes. Il a permis de définir 62 stations de pêches réparties sur l'ensemble du bassin pour inventorier les anguilles, les truites, les lamproies, les communautés de poissons et les écrevisses. En 2012, les pêches de communautés et les indices d'abondance truites ont été réalisés. En 2013, nous avons complété le réseau en réalisant les pêches d'indice d'abondance anguilles et lamproies. En 2014, nous débutons un nouveau cycle de suivi pour compléter cet état initial. Nous avons donc refait les pêches toutes espèces et les suivis d'indice d'abondance truite sur le réseau. Nous présentons également dans ce rapport une estimation des surfaces d'habitats accessible après l'effacement des barrages nous permettant d'établir le potentiel de production futur en saumon de la Sélune. D'après notre modèle, la population de saumons adultes serait multipliée par quatre avec la réouverture de des zones situées en amont des barrages.

MOTS CLES (THEMATIQUE ET GEOGRAPHIQUE)

Peuplement pisciaire, camera DIDSON, suivi des communautés, Bassin versant de la Sélune, Mise au point de méthodes.

***Mise au point des méthodes de caractérisation de l'état du peuplement de poissons et
espèces assimilées sur la Sélune***

*G. Forget, F. Martignac, F. Marchand, A. Daroux, J. Guillard, D. Ombredane, M. Nevoux, A.
Richard, J.L. Baglinière*

Abstracts

ABSTRACT

Key words (thematic and geographical area)

Mise au point des méthodes de caractérisation de l'état du peuplement de poissons et espèces assimilées sur la Sélune

G. Forget, F. Martignac, F. Marchand, A. Daroux, J. Guillard, D. Ombredane, M. Nevoux, A. Richard, J.L. Baglinière

Synthèse pour l'action opérationnelle

Rappel des objectifs

L'objectif de l'action est de mettre au point les méthodes de caractérisation du peuplement de poissons dans la Sélune. Des pêches toutes espèces et des indices d'abondance truites ont été réalisés en 2014 pour compléter la caractérisation de l'état initial du peuplement de poissons sur la Sélune avant l'arasement des barrages de Vezins et de la Roche-qui-Boit.

De plus, la caméra acoustique DIDSON a été installée sur le cours principal de la Sélune, à Ducey. Des premières données ont été enregistrées permettant l'exploitation de résultats dans un premier temps qualitatifs.

Livrables 2014

La description de la phase méthodologique d'acquisition et de traitement des données avec le logiciel Sonar5Pro ainsi que les résultats des suivis entre août 2013 et juin 2014 sont présentés dans ce rapport.

Les résultats des pêches électriques réalisées en 2014 sur l'ensemble du bassin versant de la Sélune sont réunis dans ce document. Ils concernent les pêches toutes espèces et les pêches VIGITRUITE®.

En perspective

En 2015, les suivis à l'aide de la caméra DIDSON vont se poursuivre. L'utilisation du logiciel (Sonar5Pro) va se poursuivre afin d'améliorer son efficacité pour dénombrer les saumons et transposer la méthodologie mise au point pour l'identification des autres espèces diadromes (anguilles, lamproies et aloses).

En 2015, les pêches anguilles et lamproies vont avoir lieu sur le bassin pour une seconde fois. Nous aurons alors un descriptif complet des peuplements de poissons sur la Sélune avant l'effacement des barrages.

Mise au point des méthodes de caractérisation de l'état du peuplement de poissons et espèces assimilées sur la Sélune

G. Forget, F. Martignac, F. Marchand, A. Daroux, J. Guillard, D. Ombredane, M. Nevoux, A. Richard, J.L. Baglinière

SOMMAIRE

Introduction.....	8
A- Utilisation de la caméra acoustique DIDSON pour suivre les populations de poissons migrateurs dans la Sélune	11
1) Contexte et objectifs	Erreur ! Signet non défini.
2) Le site de suivi	Erreur ! Signet non défini.
3) Le suivi hydroacoustique et environnemental	15
4) Résultats et avancées 2014.....	16
B- Caractérisation du peuplement pisciaire et assimilé avant arasement des barrages ...	Erreur ! Signet non défini.
1) Répartition des stations	42
2) Pêches toutes espèces	42
3) Indices d'abondances truites	48
C- Estimation des capacités de production en saumon de la Sélune après l'arasement des deux barrages.....	55
Matériel et Méthode	56
Résultats et discussion	58
BIBLIOGRAPHIE.....	61

Introduction

Le déclin de la biodiversité à travers le monde au cours des dernières décennies est attribué en partie aux modifications du paysage (Butchart *et al.*, 2010). Les écosystèmes d'eau douce (rivières, lacs et zones humides) constituent d'importants réservoirs de biodiversité et sont, à ce titre, extrêmement sensibles au changement global (Heino *et al.*, 2009). Les rivières sont considérées comme des corridors écologiques au sein desquels les flux hydriques jouent un rôle essentiel dans la connectivité des différents patchs paysagers (Malanson, 1993 ; Ward, 1998). Les aménagements humains au sein des réseaux hydrographiques (barrages, artificialisation des berges, prélèvements d'eau, pollution, eutrophisation, sédimentation, etc.) ont eu un impact important sur leur fonctionnement. Dans la plupart des cas, ces dysfonctionnements sont susceptibles de s'amplifier en raison d'une aggravation de certains des processus liés au changement climatique, comme l'augmentation de la température de l'eau, la modification des débits ou encore la dégradation des zones humides riveraines et littorales (McCormick *et al.*, 2009 ; Scheurer *et al.*, 2009).

Les barrages sont problématiques pour de nombreux écosystèmes aquatiques, car ils bouleversent leur fonctionnement de différentes manières : altération des flux hydrologiques, transformation des caractéristiques physiques et biologiques des rivières et zones humides, perturbation de la continuité écologique des cours d'eau (Ligon *et al.*, 1995 ; Ward & Stanford, 1995 ; Stanford *et al.*, 1996 ; Poff *et al.*, 1997). L'étendue spatiale de l'impact de ces modifications dépend de nombreux paramètres relatifs aux barrages eux-mêmes (taille, type, localisation sur le réseau, etc) et aux cours d'eau sur lesquels ils ont été mis en place (présence d'affluents en aval du barrage par exemple ; Stanford & Ward, 2001 ; Poff & Hart, 2002). D'un point de vue fonctionnel, ces ouvrages sont à l'origine d'une rupture du continuum hydrologique (concept théorique du continuum en cours d'eau ou *River Continuum Concept* et ses évolutions ultérieures ; Vannote *et al.*, 1980 ; Junk *et al.*, 1989 ; Thorp & Delong, 1994 ; Benda *et al.*, 2004). De par le piégeage de sédiments et d'apports trophiques depuis l'amont associé aux modifications de l'écoulement, les barrages modifient notamment les flux biogéochimiques et la disponibilité des ressources alimentaires pour les communautés situées en aval. Cet effet diminue avec la distance en aval et peut être en partie compensé par les apports d'affluents (modèle conceptuel du *Serial Discontinuity Concept-SDC* ; Ward & Stanford, 1983 ; Stanford & Ward, 2001). Les habitats situés en amont et en aval sont très altérés par la présence d'un barrage, mais de manière fondamentalement différente. En amont des barrages, les retenues d'eau modifient les flux hydriques et les flux de sédiments et de nutriments, transformant les habitats lotiques en habitats lenticques (Petts, 1980 ; Ward & Stanford, 1989). Cette transformation diminue donc la quantité et la qualité des habitats d'espèces lotiques au profit de nouveaux habitats colonisés par des espèces lenticques. En aval des barrages, l'habitat est modifié par la réduction de l'apport en sédiments, l'érosion subséquente, les changements de température de l'eau et de variabilité des flux (Ligon *et al.*, 1995 ; Collier *et al.*, 1996). Ceci conduit régulièrement à l'éviction des espèces de poisson résidentes et à la colonisation par d'autres espèces de poisson envahissantes ou non indigènes (Martinez *et al.*, 1994 ; Quinn & Kwak, 2003).

Dans ce contexte, l'enlèvement de barrages reste actuellement un outil potentiel fort pour la restauration écologique des cours d'eau (Hansen & Hayes, 2011). Grâce à un retour à un régime hydrologique non régulé et à des habitats aquatiques naturels, une telle opération

peut permettre (1) une augmentation de la biodiversité *via* une plus forte hétérogénéité des habitats, (2) un retour à des conditions de libre circulation des organismes vivants sur l'ensemble du bassin (Bednarek, 2001). L'enlèvement d'un barrage peut également mener à un retour des espèces natives en restaurant les habitats en amont dont elles sont dépendantes. Après l'enlèvement du barrage de Woolen Mills sur la rivière Milwaukee (Wisconsin, USA), la densité initialement forte de carpes communes non-natives a fortement décliné au profit d'espèces natives (Staggs *et al.*, 1995 ; Kanehl *et al.*, 1997). Toutefois, l'enlèvement d'un barrage peut aussi avoir des conséquences écologiques non souhaitables telles que la destruction de zones de fraie, la diminution de l'abondance de certaines ressources alimentaires ou la perturbation des communautés en place (Sethi *et al.*, 2004 ; Burdick & Hightower, 2006). Il est particulièrement difficile de prédire les conséquences d'une telle modification car peu d'études à long terme ont été menées (Hart *et al.*, 2002) et la généralisation d'un site à un autre est difficile.

L'enlèvement d'un barrage constitue une perturbation écologique importante représentant une opportunité unique de recherche en sciences de l'environnement encore largement sous-exploitée (Hansen & Hayes, 2011). Certains travaux ont été menés sur cette problématique, notamment aux Etats-Unis (Kanehl *et al.*, 1997 ; Bushaw-Newton *et al.*, 2002 ; Doyle *et al.*, 2005 ; Cattalano *et al.*, 2007). Toutefois, la plupart des études concernent les modifications à court terme (moins de 5 ans) de la géomorphologie des cours d'eau (Doyle *et al.*, 2003), des communautés d'invertébrés (Stanley *et al.*, 2002 ; Pollard & Reed, 2004 ; Thomson *et al.*, 2005) ou de poissons (Kanehl *et al.*, 1997 ; Burroughs *et al.*, 2010).

En France, aucun cas d'étude d'enlèvement de barrage n'a été jusqu'à présent pleinement documenté, en raison notamment du très faible nombre d'enlèvements effectués (barrage de Maison Rouge sur la Vienne, de St Etienne du Vigan sur l'Allier et de Kernansquilliec sur le Léguer). Ainsi, les travaux de démantèlement des deux barrages actuels sur la Sélune, Vezins et la Roche qui Boit, constituent un cas d'étude exemplaire et sans précédent considérant l'ampleur des ouvrages hydrauliques concernés, le linéaire de rivière actuellement ennoyé et le verrou qu'ils représentent pour la circulation des poissons sur le réseau hydrographique. La Sélune est un cours d'eau de Basse-Normandie long de 91,4 km pour une superficie de bassin versant de 1038 km² et un débit moyen annuel de 11m³ .sec⁻¹. Elle se jette dans la Baie du Mont Saint Michel et son estuaire est commun avec celui la Sée. Le réseau hydrographique de la Sélune comporte environ 900 à 1000 obstacles de classe 5 (*i.e.* non franchissables sur son bassin) mais également les deux grands barrages hydroélectriques : Vezins (36 m, le plus amont) et La Roche qui Boit (16 m) situés à une quinzaine de kilomètres de l'embouchure. Le programme d'enlèvement de ces barrages est prévu suite au non renouvellement de la concession au bénéfice d'EDF.

Ce démantèlement a pour objectif de restaurer la continuité écologique terre-mer sur ce bassin versant, mais sera aussi responsable de toute une série d'évolutions concernant la qualité physico-chimique de l'eau et la géomorphologie du chenal avec des conséquences potentielles sur les habitats. De plus, le bassin versant pourra être recolonisé par les espèces de poisson diadromes (anadromes et catadromes).

D'un point de vue pratique, l'ouverture du barrage de Vezins (le plus amont) est prévue en 2017 et celui du barrage de La Roche qui Boit en 2018. Ces ouvertures décalées dans le temps permettent de disposer d'au moins six ans pour caractériser l'état initial de la partie aval du bassin (dont les deux affluents l'Oir et le Beuvron). Un suivi de l'impact de l'arasement de ces deux barrages est ensuite prévu sur dix ans.

Cette caractérisation de l'état initial de la Sélune avant arasement en termes de faune pisciaire et assimilée nécessite :

- D'estimer les flux de poissons migrateurs sur un point le plus aval possible du cours principal. Cette estimation sera réalisée à l'aide d'un échosondeur numérique (DIDSON). Cet appareil a été installé en juillet 2013 sur le cours principal de la Sélune, dans la commune de Ducey. Les premières acquisitions de données ont été réalisées et sont présentées dans ce rapport.

- De connaître le stock en place en amont et aval des barrages. L'objectif de ce suivi des stocks en place est de connaître la présence/absence des espèces, la diversité du peuplement pisciaire, d'estimer l'abondance des principales espèces cibles, notamment des espèces amphihalines (juvéniles ou adultes), ainsi que leur structure de taille/âge. Dans un premier temps, un réseau de stations a été mis en place afin de connaître le peuplement pisciaire en amont des barrages. Les premiers inventaires concernant la truite commune et l'ensemble du peuplement pisciaire ont été réalisés en 2012 ; ceux concernant l'anguille et les lamproies ont eu lieu en 2013. Cette année, nous avons complété le suivi avec de nouveaux inventaires truites et toutes espèces afin d'obtenir un état initial complet.

Ce rapport articulé en deux parties présente dans un premier temps le rapport sur l'utilisation de la caméra acoustique DIDSON pour le suivi des poissons migrateurs. La deuxième partie concerne le suivi piscicole sur la Sélune avec les résultats de la campagne de terrain réalisée en 2014.

A- Utilisation de la caméra acoustique DIDSON pour suivre les populations de poissons migrateurs dans la Sélune

1 – Contexte et objectifs

Le bassin versant de la Sélune abrite une communauté de poissons diadromes, espèces d'intérêt écologique et patrimonial, dont la présence et l'abondance sont des indicateurs significatifs de l'intégrité biologique d'un écosystème aquatique (Karr, 1991; Rose, 2000). Leur gestion nécessite une bonne connaissance de leur abondance et de leur niveau de colonisation liés à la fois à l'écologie des espèces (stratégie d'histoire de vie, démographie, comportement) et à des facteurs environnementaux (Waine, 2010). Dans le cadre du programme d'arasement des deux grands barrages présents sur la Sélune, il est prévu de suivre la dynamique migratoire de ces poissons diadromes et dans une première étape de réaliser un diagnostic de l'état de leurs populations en ciblant particulièrement une espèce emblématique, le saumon atlantique.

Différentes méthodes de suivi existent mais celles-ci ne peuvent pas s'adapter à tous les cours d'eau. Par exemple, les stations de vidéo-comptage sont limitées en conditions de très fortes turbidités, et les stations de piégeage demandent un fort investissement humain et matériel. Pour ces raisons, une méthode hydroacoustique, s'affranchissant ou limitant ces contraintes, a été choisie pour suivre les populations de la Sélune.

Utilisant les propriétés du son dans l'eau, les méthodes hydroacoustiques sont quantitatives, non-intrusives et synoptiques (Foote, 2009). Une impulsion acoustique est émise par un transducteur et se diffuse dans le milieu. Tous les obstacles rencontrés par ces ondes réfléchissent l'énergie transmise et leurs échos sont en partie captés par le transducteur. Les méthodes acoustiques permettent de convertir ces mesures physiques en unités écologiques pertinentes (Trenkel *et al.*, 2011), sans perturber ni le comportement ni l'intégrité des populations. Les innovations technologiques ont permis l'essor de ces méthodes dont l'utilisation en écologie se développe. Ainsi, depuis une dizaine d'années, des sonars à très haute fréquence, ou caméras acoustiques, permettent d'obtenir des images d'une résolution proche de celle des vidéos sous-marines.

Ainsi, une caméra acoustique DIDSON a été installée pour décrire quantitativement et qualitativement les populations de poissons migrateurs de la Sélune avant le début des travaux (vidanges dès 2015, arasements des ouvrages à l'horizon 2020). Un courantomètre et deux capteurs de température ont également été installés afin de mesurer en continu les paramètres environnementaux sur le site d'étude. Ce rapport décrit la phase méthodologique de traitement des données mise en place en 2014 et présente les résultats d'août 2013 à juin 2014.

2 – Le site de suivi

La caméra acoustique DIDSON est installée en amont immédiat du Vieux Pont de Ducey, sur le parking de l'hôtel «le Moulin de Ducey» (figure 1). Le site se situe à 10 km en amont de l'embouchure de la Sélune, et 8,5 km en aval du premier barrage infranchissable (la Roche qui Boit).



Figure 1. Localisation du site de suivi de populations de poissons migrateurs et des deux barrages sur la Sélune (données IGN). En bleu : ligne pleine, le cours principal accessible aux migrateurs ; en pointillés, l'Oir, affluent rive droite de la Sélune, un des sites de l'Observatoire de Recherches en Environnement Inra Petits Fleuves Côtiers (ORE PFC).

Ce site a été choisi en raison d'un profil bathymétrique adapté et la présence d'un seuil en aval qui garantit une immersion constante du DIDSON, et limite la stabulation des saumons en amont immédiat du seuil.

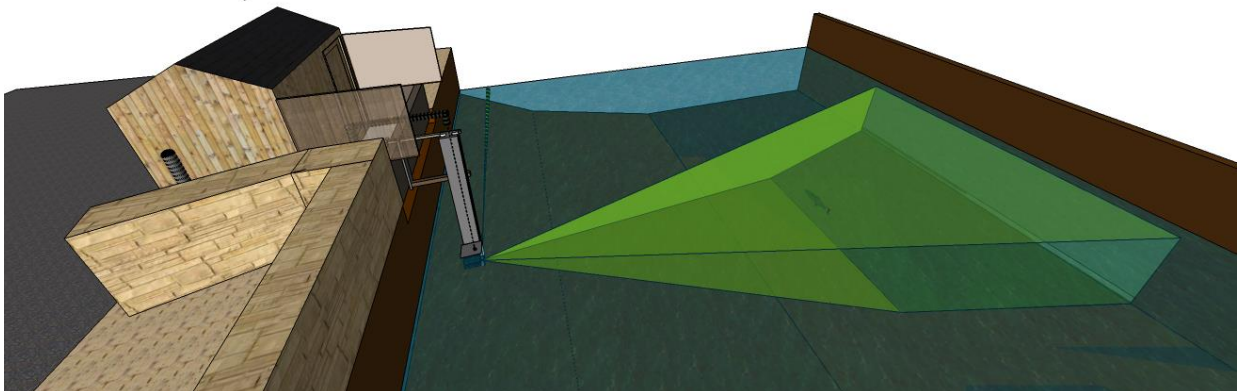


Figure 2. Représentation tridimensionnelle de l'installation du DIDSON, en vert le faisceau de détection

Un support galvanisé permet de fixer le DIDSON, un courantomètre et deux enregistreurs de température (figure 2). Ce support coulisse le long d'une poutre verticale grâce à l'action d'un treuil. Les trois enregistreurs peuvent donc être placés à une profondeur optimale dépendante des conditions hydrologiques

Les travaux d'installation se sont terminés le 26 juillet 2013, jour à partir duquel la caméra acoustique DIDSON a été mise en fonctionnement (Figure 3). Les acquisitions du DIDSON sont depuis permanentes. Un panneau « Station de comptage des poissons migrateurs » et une affiche explicative ont été installés sur l'abri. Cette communication permet d'apporter aux riverains et aux visiteurs quelques éléments d'informations sur l'utilité et le fonctionnement de cette installation.



Figure 3. Site d'installation fonctionnel (26 juillet 2013). A : intérieur de l'abri ; B : vue à partir du Vieux Pont de Ducey

Le 3 septembre 2014, un collègue plongeur de Géosciences Rennes- UMR6118, Alain Crave, a exploré le fond de la Sélune au droit du DIDSON (figure 4).



Figure 4. Visualisation de la granulométrie du fond de la Sélune avec plongeur (03 septembre 2014).

Grâce à une chaîne tendue au fond de la Sélune associée à un décimètre, le plongeur a filmé la section du fond insonifiée par le DIDSON (figure 5).

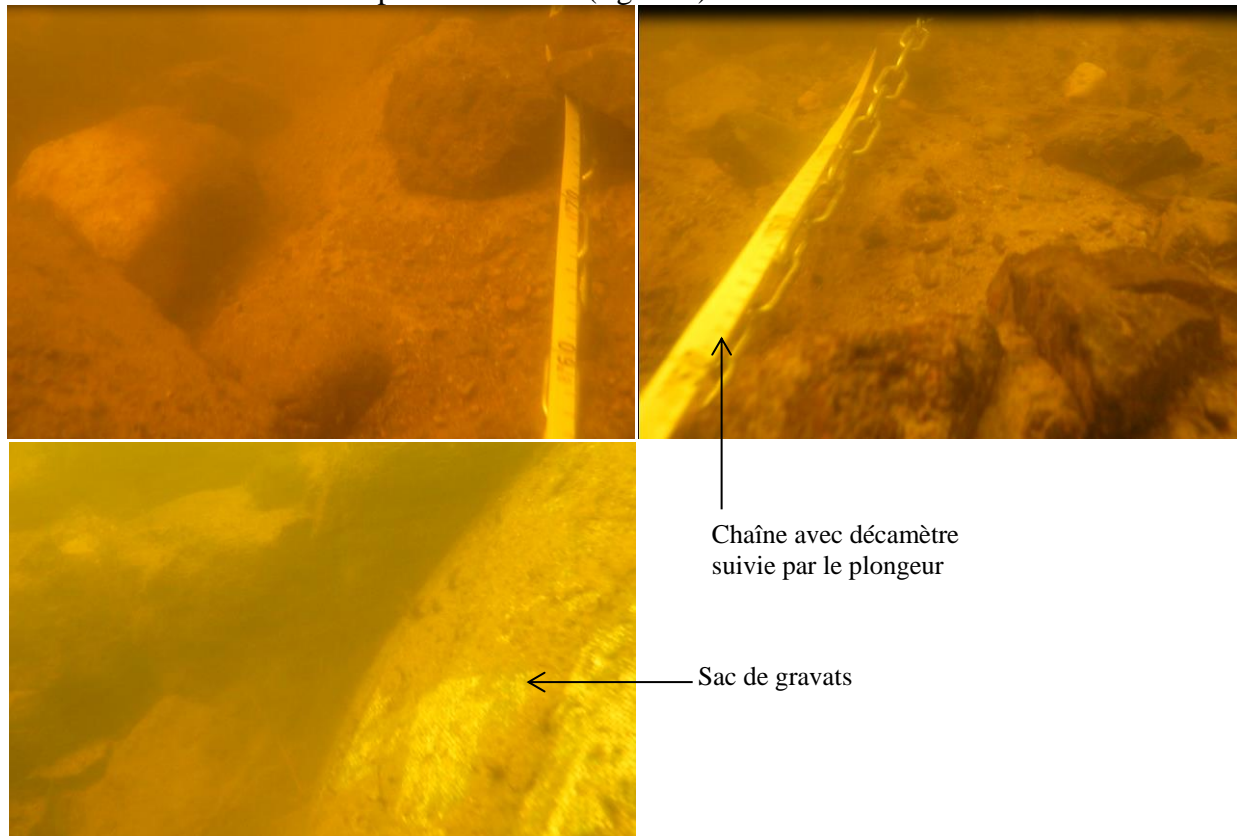


Figure 5. Sélection de prises de vues des vidéos réalisées lors de l'exploration du fond de la Sélune par un plongeur

La Sélune présente un fond sableux avec de nombreux blocs rocheux de tailles diverses. A 7 mètres du DIDSON, des sacs de gravats (issus d'anciens batardeaux) de très grande taille sont très visibles et créent une ombre sur les fichiers du DIDSON (figure 6).

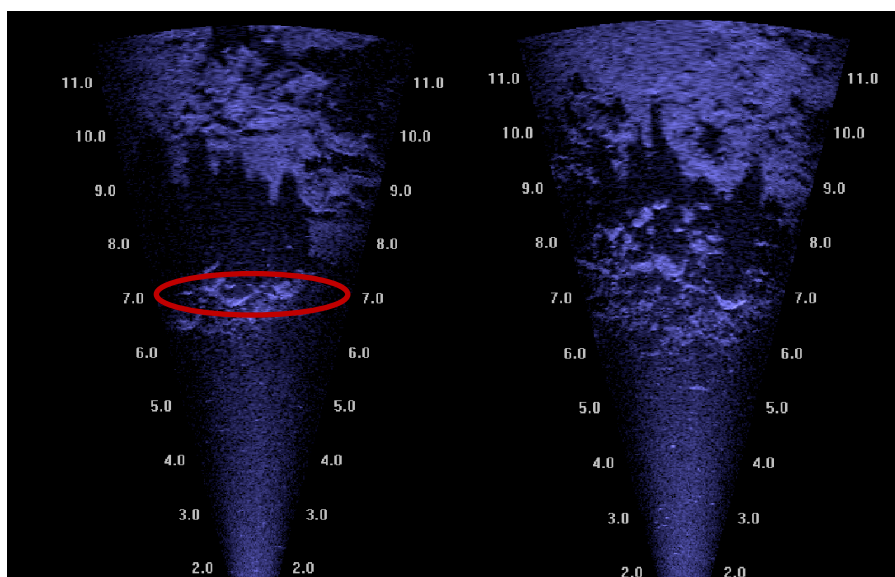


Figure 6. Image du DIDSON avant retraits des sacs de gravats matérialisés en rouge (gauche) et après retraits des sacs de gravats (droite)

A l'aide du plongeur, plusieurs batardeaux ont été retirés ou aplanis afin de diminuer l'ombre portée causée par leur gros volume.

3 – Le suivi hydroacoustique et environnemental

3.1. Description des outils

Les outils utilisés (Figure 7) pour le suivi des poissons migrateurs (DIDSON) et pour le suivi des conditions environnementales (courantomètre Hydreka Mainstream IV et enregistreurs de température Posensor) ont été décrits dans le rapport d'avancement précédent (Martignac et al., 2014).



Figure 7. Dispositifs de suivi installés sur la Sélune. A) La caméra acoustique DIDSON ; B) Courantomètre Hydreka Mainstream IV ; C) Logger de température Tidbit

3.2. Stratégie d'échantillonnage et analyse des données

Les données volumineuses (200 Go par semaine) enregistrées par le DIDSON sont déchargées chaque semaine et stockées sur des disques durs de 4 To en double exemplaires. Les données de températures et de courant sont également déchargées régulièrement et stockées dans une base de données Access.

Afin de rester en mode haute fréquence (résolution des images maximisée induisant des mesures de tailles les plus précises possibles) et de travailler avec des fichiers de taille réduite, la stratégie d'échantillonnage pour l'enregistrement des données du DIDSON se découpe par séquences de 15 minutes et s'organise comme suit (figure 8) :

- de HH:00 à HH:15, le DIDSON effectue un enregistrement entre 7 et 17m de « range »
- de HH:15 à HH:30, le DIDSON effectue un enregistrement entre 2 et 12m de « range »
- de HH:30 à HH:45, le DIDSON effectue un enregistrement entre 7 et 17m de « range »
- de HH:45 à HH:59, le DIDSON effectue un enregistrement entre 2 et 12m de « range »

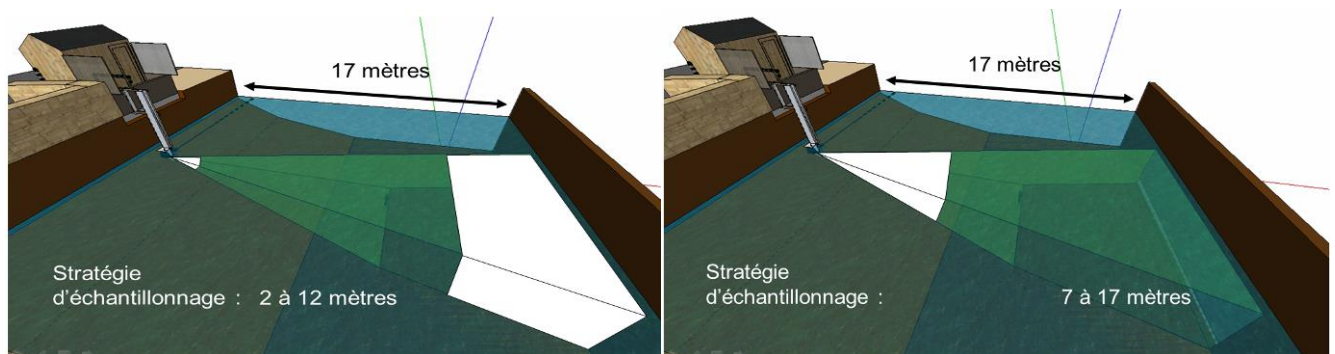


Figure 8. Visualisation de la stratégie d'échantillonnage de l'acquisition des données DIDSON

Deux opérateurs sont chargés de traiter ces données. L'année 2014 a été consacrée à la définition et la mise en place d'une méthodologie optimisée de traitement des données. En effet, la procédure de dépouillement avec logiciel constructeur (Sound Metrics Corp.) étant très chronophage, l'utilisation d'un logiciel alternatif, Sonar5-Pro, en ce sens a été testée pour savoir s'il pouvait permettre de réduire le temps de dépouillement.

4 – Résultats et avancées 2014

4.1. Les avancées méthodologiques

4.1.1. Validation des données extraites des enregistrements DIDSON

Deux expérimentations ont été menées en décembre 2013 et en février 2014 visant à évaluer la précision des données pouvant être extraites d'enregistrements DIDSON.

En décembre 2013, 9 saumons atlantiques (526 à 800 mm), 5 truites de mer (396 à 520 mm) et 2 truites de rivière (281 et 299 mm) ont été capturées au niveau de la passe piège du Moulin de Cerisel (station INRA - ONEMA) sur l'Oir, affluent de la partie basse de la Sélune. Les individus, identifiés et mesurés sont relâchés dans le bief du moulin et passent dans le faisceau de détection du DIDSON. En février 2014, pour compléter l'expérimentation, 20 carpes argentées ont été pêchées dans des étangs expérimentaux de l'INRA puis mesurées (517 à 673 mm). Les poissons ont été libérés un à un dans un bassin expérimental dans lequel le DIDSON a été installé. Les images propres à chaque individu sont analysées et les tailles des poissons insonnifiés mesurées individuellement manuellement par deux opérateurs différents, puis comparées aux tailles (totales) réelles des poissons. Chaque opérateur mesure sur un maximum d'images (*frames*), la taille du poisson.

Les résultats mettent en évidence qu'il existe une grande variabilité dans les mesures de taille des poissons sur les images. En moyenne, l'écart entre les tailles minimum et maximum mesurées par les deux opérateurs pour un même individu est de 17,3 cm.

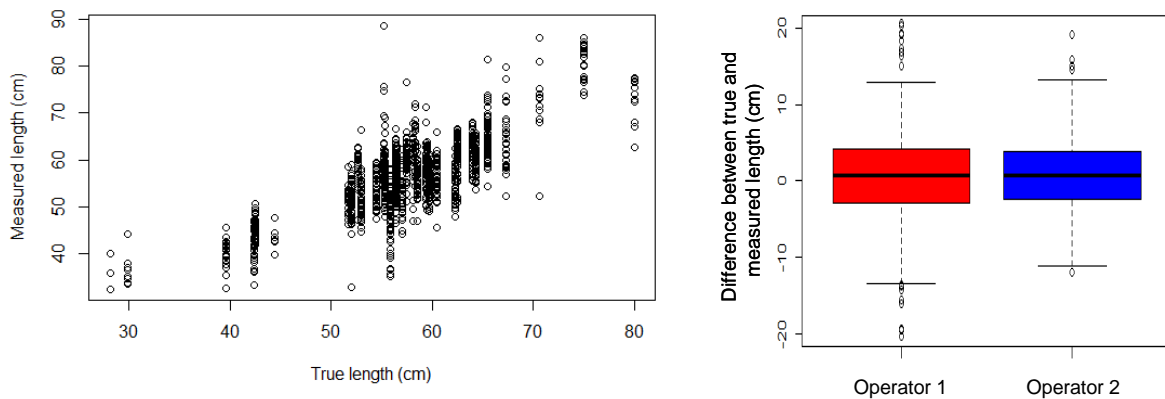


Figure 9. A gauche : variabilité des mesures de tailles des deux opérateurs pour chaque poisson ; à droite : différence centimétrique entre les tailles réelles et les tailles mesurées par chaque opérateur.

La moyenne des tailles mesurées sur image par les opérateurs **n'est pas différente significativement de la taille réelle du poisson** (figure 9 gauche). De plus il n'existe **aucune différence significative entre les mesures des opérateurs** (figure 9 droite). L'analyse plus fine des variables influençant la précision des mesures de tailles met en évidence que ni l'angle du poisson dans le faisceau, ni la distance DIDSON – poisson (*range*) n'influencent la précision de la mesure. Néanmoins, la taille de l'individu joue un rôle significatif sur la précision de la mesure : il y a une tendance pour la taille mesurée à une surestimation chez les poissons les plus petits et une sous estimation pour les plus grands. Les poissons d'une taille avoisinant 55 cm sont ceux dont les mesures sont les plus précises (figure 10).

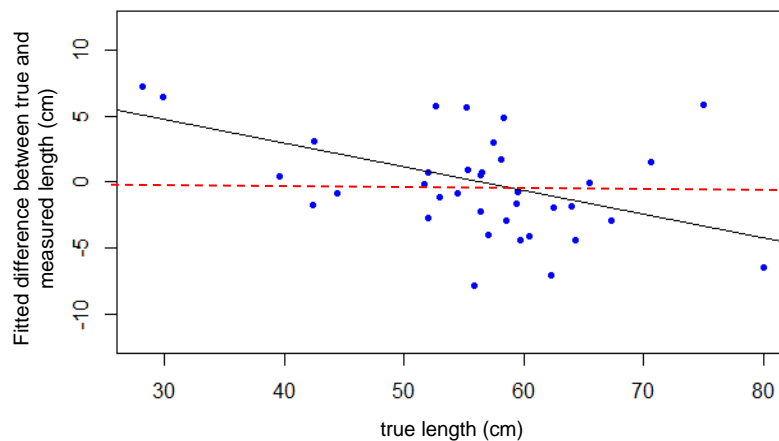


Figure 10. Différence (calculée avec un modèle linéaire mixte généralisé) entre la taille mesurée par les opérateurs et la taille réelle de chacun des poissons en fonction de la taille des individus.

Les données de taille des poissons extraites des enregistrements du DIDSON sont donc pertinentes et précises. Néanmoins, le choix des images est très important pour ne pas biaiser la mesure de taille : nos résultats témoignent de la grande variabilité des mesures. Les séquences doivent être choisies consciencieusement pour ne pas biaiser la mesure.

4.1.2. Le logiciel Sonar5-Pro : avantages et limites

Sonar5-Pro est un logiciel permettant l'analyse de données hydroacoustiques à des fins biologiques développé par l'Université d'Oslo (Balk and Lindem, 2003). Un module spécifique aux données DIDSON a été implémenté récemment, celui-ci dispose d'un outil de tracking automatique au fonctionnement similaire à celui utilisé pour les échosondeurs à faisceaux partagés mais adapté aux contraintes du DIDSON. Il s'agit là d'analyser les données via des images et non pas via des données acoustiques. Au contraire du logiciel constructeur de Sound Metrics Corp. (SMC), Sonar5-Pro dispose d'un choix de paramètres, filtres et descripteurs très important, ce qui peut rendre ce logiciel peu intuitif pour un opérateur inexpérimenté. Il est ainsi possible de paramétrer l'outil de tracking automatique en fonction des propriétés morphologiques et du comportement des poissons appartenant à l'espèce cible. L'export des cibles pistées est facile et optimisé.

La première étape a été de s'assurer de l'efficacité du tracking et de la pertinence des descripteurs des cibles pistées par Sonar5. Ainsi, 16 fichiers de 30 minutes (enregistrés le 12 août 2014, lors de conditions d'étiage, soit 2,5 m³/seconde) ont été analysés à l'aide du logiciel, en ciblant les poissons de plus grande taille (paramètre « longueur du périmètre » : 17 *samples*, soit près de 34 cm¹). Chaque cible détectée est ensuite validée visuellement sur le logiciel SMC et mesurée manuellement sur l'image, s'il s'agit bien d'un poisson. Dans le cas contraire, le type d'erreur est catégorisé (tableau 1).

Pistage automatique	248 cibles	
Validation visuelle	251 cibles	
Poissons bien détectés	120 cibles	48 %
Erreurs dans le pistage	131 cibles	52%
<i>Erreur 0 : poisson non détecté</i>	<i>3 cibles</i>	<i>1 %</i>
<i>Erreur 1 : doublon</i>	<i>59 cibles</i>	<i>23 %</i>
<i>Erreur 2 : objet dérivant</i>	<i>12 cibles</i>	<i>5 %</i>
<i>Erreur 3 : agrégation</i>	<i>54 cibles</i>	<i>22 %</i>
<i>Erreur 4 : cible indéterminée</i>	<i>3 cibles</i>	<i>1 %</i>

Tableau 1. Résultats des comparaisons entre les cibles détectées via le pistage automatique et les validations visuelles

D'après ces résultats, 48% des cibles détectées correspondent bien à des poissons qui auraient été comptés individuellement lors de leur passage dans le faisceau de détection dans le cas d'une analyse visuelle de la totalité du fichier. Deux principales sources d'erreurs composent les 52 % de mauvais pistages par l'outil de Sonar5-Pro : les poissons dont le même passage dans le faisceau sont comptés plusieurs fois (23% des cibles totales, soit 45% des erreurs) et les cibles résultant du chevauchement des échos de deux petits poissons (22% des cibles totales, soit 41% des erreurs). Seuls 3 poissons d'une taille supérieure à 30 cm n'ont pas été pistés (2% des poissons). **Ainsi, la détection des poissons s'avère très efficace dans les conditions hydrologiques de ce premier test (98% des poissons passant dans le faisceau ont bien été détectés) mais l'abondance estimée des poissons est très nettement**

¹ Le critère « Longueur du périmètre » sur le logiciel Sonar5-Pro s'exprime en nombre de *samples*. Cette valeur peut être convertie en unité métrique en fonction de la longueur de la fenêtre d'acquisition programmée sur le DIDSON. Lors d'un enregistrement en haute fréquence (HF, 1800 MHz) et sur une fenêtre de 10 mètres, 1 *sample* = 1.95 cm.

surestimée avec une estimation plus de deux fois supérieure à l'abondance réelle (248 passages au lieu des 123 effectifs). Le comptage multiple de poissons peut s'expliquer par une discontinuité dans le passage du poisson (séquence déplacement - stabulation - déplacement, changement d'angle de passage, voire demi-tour) (figure 11).

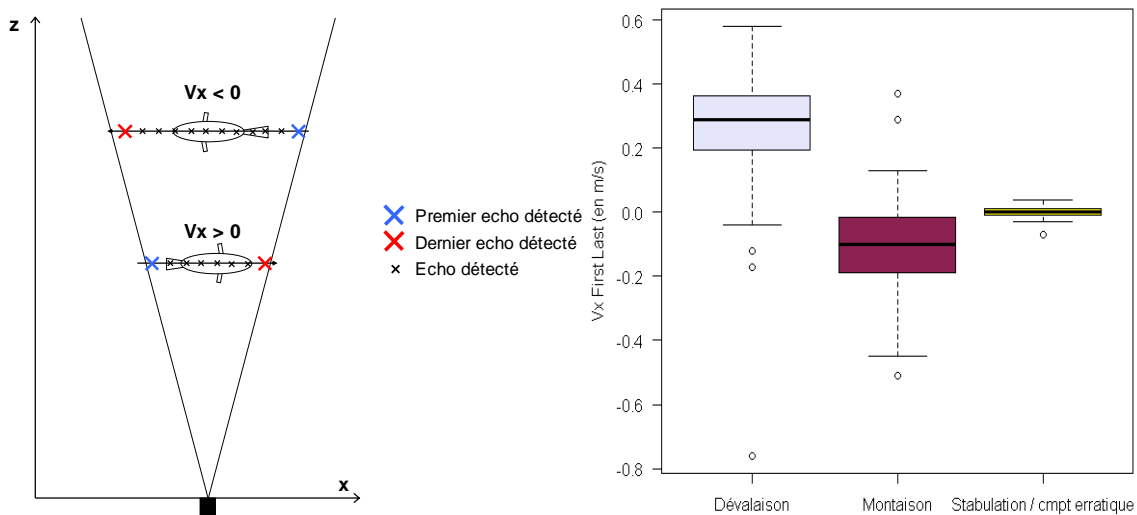
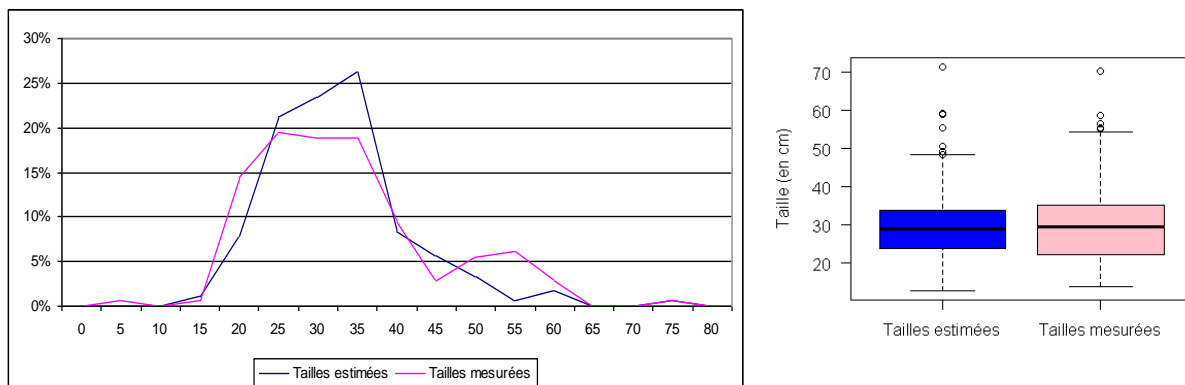


Figure 11. A gauche, représentation de la quantification des sens de passage des poissons détectés dans le faisceau du DIDSON, V_x : vitesse de nage en m/s entre le 1^{er} et le dernier écho détecté ; à droite, boxplot des « V_x First Last » (en m/s) pour les trois comportements différents observés visuellement (Dévalaisons : n=75 ; Montaisons : n=95 ; Stabulation / comportement erratique : n=9)

Les descripteurs comportementaux et morphologiques des poissons validés² via Sonar5 ont été comparés aux observations visuelles sur le logiciel SMC. Les résultats mettent en évidence que **la direction de la nage du poisson peut être efficacement exportée par le paramètre V_x First/Last**. Dans le cadre de notre site sur la Sélune, le DIDSON est installé en rive droite et est dirigé vers la rive gauche, les poissons dont le V_x First/Last est négatif observent comme attendu un déplacement de l'aval vers l'amont. A l'inverse, les poissons dévalant ont un V_x First/Last positif. Les poissons ayant un comportement erratique (stabulation et/ou demi-tour) observent des valeurs proches de 0.



² 120 poissons effectivement détectés par Sonar5 + les 59 cibles issues de poissons déjà comptabilisés

Figure 12. Courbes des tailles estimées et mesurées des pistages automatiques validés et des poissons déjà comptabilisés (erreur 1) (n=179)

Aucune différence significative n'est observée entre les distributions des tailles estimées via l'outil de pistage automatique et celles des tailles mesurées manuellement sur image ($p=0,31$). (figure 13) La taille moyenne des poissons pistés par le logiciel est inférieure d'1,1 cm à la moyenne des cibles mesurées (30,1 contre 31,6 cm). On observe néanmoins une proportion nettement moins importante de gros individus (taille > 45 cm) dans la distribution des tailles estimées par Sonar5 que dans celle des tailles mesurées sur image.

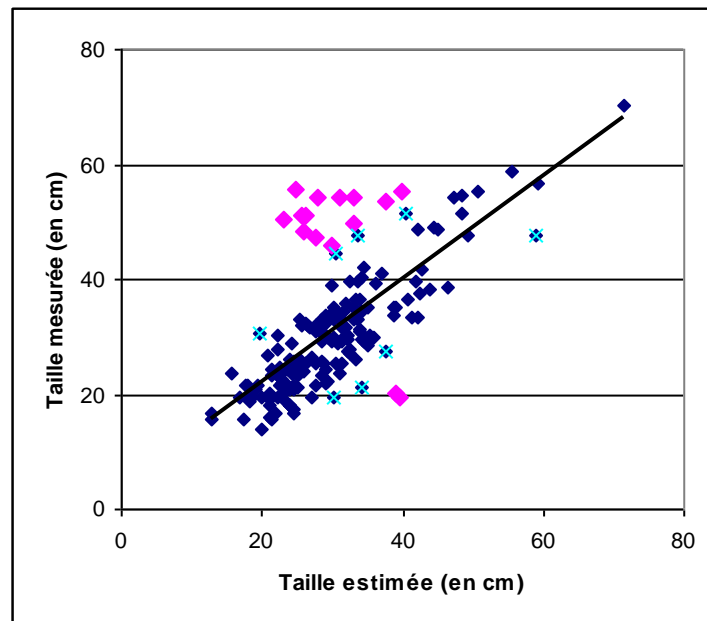


Figure 13. Relation entre les tailles estimées automatiquement par SONAR5-PRO, en abscisse et les tailles mesurées manuellement, en ordonnées (n=179). En rose, les poissons dont l'écart entre taille estimée et taille mesurée excède 15 cm, en bleu clair, ceux dont l'écart de taille est compris entre 10 et 15 cm.

La figure 13 met en évidence que **la majorité des poissons d'une taille mesurée supérieure à 45 cm voit leur taille nettement sous-estimée par Sonar5**. Cette sous-estimation peut atteindre 20 cm.

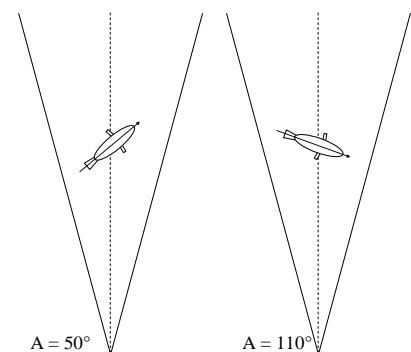
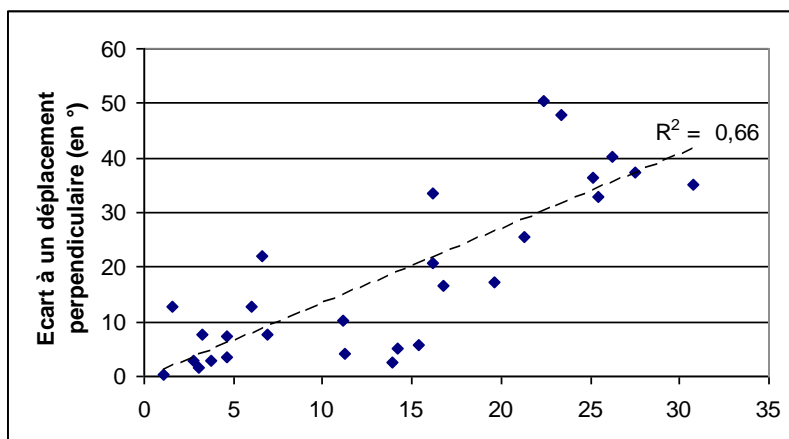


Figure 14. Relation entre les écarts de taille mesurée et estimée (abscisse, en cm) et l'écart angulaire entre le passage du poisson et un passage perpendiculaire au faisceau (90°) pour les poissons d'une taille supérieure à 45 cm (n=28, $y = 1,37x - 0,65$)

La mise en relation de la sous-estimation de la taille des poissons par Sonar5 et de l'angle du corps du poisson dans le faisceau révèle une relation claire : plus l'angle de passage du poisson s'éloigne d'un passage perpendiculaire au faisceau, plus sa taille est sous-estimée par Sonar5 (figure 14).

En conclusion, Sonar5-Pro dispose d'une efficacité très importante dans la détection des individus en période d'étiage, mais biaise l'abondance des passages de poissons dans le faisceau de détection. Les directions sont interprétées de façon pertinente. Les tailles des poissons, notamment les plus gros, ont tendance à être minimisés si les angles de passage s'éloignent de la perpendiculaire. **Une validation visuelle et une mesure manuelle sont par conséquent indispensables.**

4.1.3. Définition d'une méthodologie de traitement des données DIDSON spécifique aux saumons atlantiques avec Sonar5-Pro

Suite à ces résultats, une méthodologie d'analyse des données enregistrées a été définie de manière suivante :

1) Paramètres du tracking : *perimeter length* ≥ 17 *samples*, nombre minimal de *frames* (images) consécutifs = 3, nombre maximal de *frames* « vides » = 2. Ces paramètres sont peu restrictifs et permettent d'intégrer dans la sélection les saumons visibles sur très peu d'images (ou *frames*).

2) Critères de sélection des saumons potentiels :

- Passage à une distance raisonnable du DIDSON : « **Range** » ≥ 2 m. Les passages proches du sondeur ont démontré, lors du traitement de fichiers enregistrant sur un champ plus proche du sonar, leur incapacité à enregistrer des propriétés de passage pertinentes.

- **Passage de l'aval vers l'amont** : *Vx First Last* ≤ 0 . L'utilisation de « *Vx First Last* » a prouvé son efficacité pour décrire le sens de passage des individus pistés automatiquement dans le faisceau.

- **Vitesse de nage importante** : *Mean Echo Speed* $\geq 0,4$ m/s.

- **Longueur réelle ≥ 50 cm** : *Fish length* > 50 cm. L'estimation de la taille des individus est problématique pour les poissons d'une taille importante (> 45 cm d'après nos résultats) dont la trajectoire n'est pas perpendiculaire ou presque perpendiculaire au faisceau. Pour pallier ce problème, en plus de s'accorder une marge de quelques centimètres, un double critère additionnel peut être appliqué sur les poissons non sélectionnés par les trois précédents :

+ **Aspect angle $\geq 90 \pm 15^\circ$** et ***Fish length* ≥ 35 cm**. Les résultats des analyses témoignent d'une influence nette de l'angle de la trajectoire des plus grands poissons dans le faisceau. Les poissons sélectionnés par ce double critère permettront de ne pas passer à côté des saumons potentiels dont la taille serait sous-estimée par le pistage automatique.

3) Vérification de chacune des cibles sélectionnées par Sonar5-pro : au regard des résultats obtenus, une validation visuelle est **indispensable** pour s'assurer de la pertinence de l'abondance des passages de saumons devant le DIDSON. Au-delà des problèmes de comptage multiple et de sous-estimation de la taille des poissons, Sonar5-pro ne peut pas décrire les comportements des poissons dans leur milieu naturel. L'observation de tout comportement trophique d'une cible sélectionnée (prédation, fouille dans le sédiment, broutage des algues sur les blocs), d'une nage anguilliforme (anguille, lamproie) ou tout autre comportement caractéristique d'une autre espèce (tel qu'un bull d'alose) indique que la cible n'est pas un saumon. Si la cible est (ou peut être) un saumon atlantique, l'opérateur mesure cinq fois la taille du poisson sur les images qu'il estime être les plus représentatives. S'il ne s'agit pas d'un saumon, il catégorise le type de cible dont il s'agit selon le tableau 2.

Erreur	Description	Commentaires éventuels
01	Objet dérivant	Canoë, branchages, arbres, hydrophytes, panache de sédiments...
02	Ombres de poissons ou de bancs de poissons	
03	Agglomération de cibles	Plusieurs petits poissons, deux poissons
04	Dévalaison	
05	Demi-tour	
06	Poisson trop petit pour être un saumon	
07	Autre espèce	Espèce migratrice ou résidente + justification + mesure si p. migrateur
08	Banc de poissons qui stabule dans le faisceau	Gamme de taille des poissons
09	Banc de poissons qui traverse le faisceau	Gamme de taille des poissons
10	Saumon déjà pisté	Numéro du saumon potentiel
11	Parasites dus à un problème technique	Justification
12	Poisson non mesurable	Crue, parasite trop important, passage trop rapide...

Tableau 2. Catégories d'erreur observées parmi les cibles sélectionnées par Sonar5-Pro et n'étant pas des saumons atlantiques

4.1.4. Validation de la méthode, efficacité et prochaines étapes

Cette méthodologie a été appliquée sur les données collectées entre août 2013 et juillet 2014. En comparant l'analyse visuelle des données (visualisation à vitesse accélérée - x20 - de l'intégralité des fichiers, sélection des individus répondant aux critères et mesure de la taille des saumons potentiels) à une analyse en utilisant cette méthodologie, **le temps de traitement est divisé par trois.**

Lors de la validation des cibles, peu de saumons atlantiques non sélectionnés par nos critères ont été observés. L'efficacité de la méthodologie en termes de nombre de saumons détectés sur le nombre de saumons effectifs reste à mesurer et sera quantifiée au début de l'année 2015. Dans ce but, plusieurs fichiers seront aléatoirement sélectionnés pour estimer le nombre de saumons non détectés par la méthode. Ce protocole sera également l'occasion d'effectuer une comparaison entre opérateurs pour s'assurer que les validations subjectives de saumons potentiels sur la base de critères comportementaux soient similaires. De plus, l'efficacité de la méthodologie sur les grands salmonidés d'un site différent sera également estimée en analysant les séquences de fichiers d'enregistrements de grands salmonidés (saumons

atlantiques et truites de mer) et transmises par le groupe du *Natural Resources Wales* utilisant la technologie DIDSON.

Lors de la première campagne, les opérateurs ont volontairement passé du temps à décrire les cibles sélectionnées qui ne sont pas des saumons atlantiques, voire pas des poissons. L'analyse des propriétés des passages de ces cibles permettra d'affiner les critères de sélection et de sélectionner des critères supplémentaires qui viseront à diminuer le nombre de fausses cibles sans passer à côté de migration de saumons. Des tests comparables seront réalisés sur des images enregistrées dans d'autres conditions hydrologiques (période crue par exemple – cf tableau 3))

4.2. Résultats biologiques : le suivi 2013/2014

4.2.1. Evolution des conditions environnementales (figure 15)

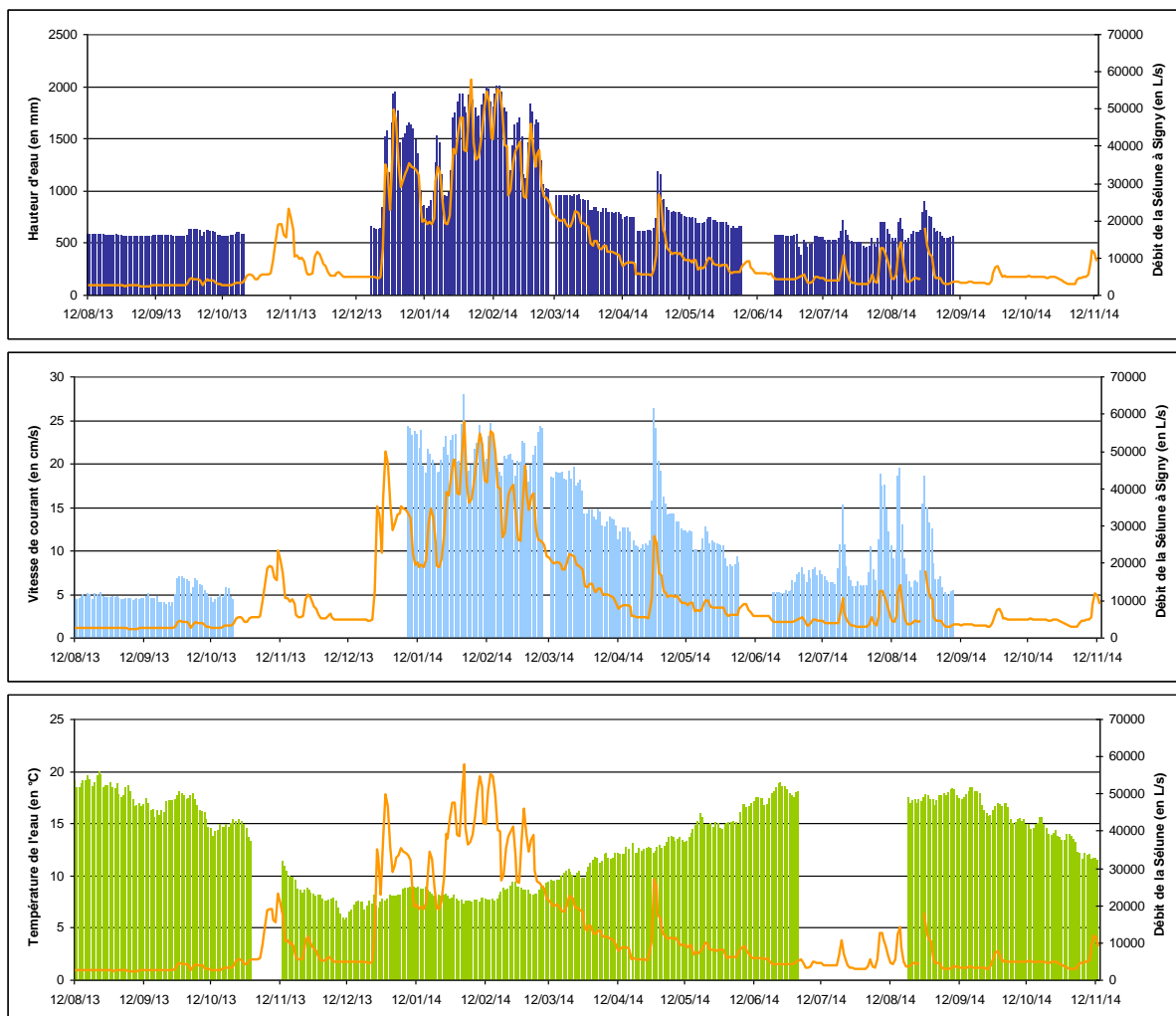


Figure 15. Chroniques des données environnementales enregistrées sur le site de suivi DIDSON, et comparaison avec les débits du fleuve enregistrés à Signy (en L/s). De haut en bas : hauteurs d'eau (en mm), vitesse de courant (en cm/s) et température de l'eau (en °C)

Certaines périodes n'ont pas pu être couvertes par les enregistreurs, ce qui est dû à des dysfonctionnements du matériel. Les données enregistrées montrent une forte relation entre les moyennes journalières des valeurs de vitesses de courant ($y = 0,0004x + 6,0913$; $R^2 = 0,7817$), et surtout de hauteurs d'eau ($y = 0,0302x + 449,7$; $R^2 = 0,97$) enregistrées sur le site avec les débits moyens quotidiens de la Sélune à Signy (4,4 km en amont). L'utilisation de cette relation permettra d'estimer les données manquantes correspondant aux périodes non couvertes. Durant cette période, la température de l'eau a varié entre 5 et 20°C avec un régime conforme à un cours d'eau situé en pays tempéré.

4.2.2. Dynamique migratoire des saumons atlantiques adultes

4.2.2.1. Abondance des géniteurs et première estimation du flux de saumons atlantiques

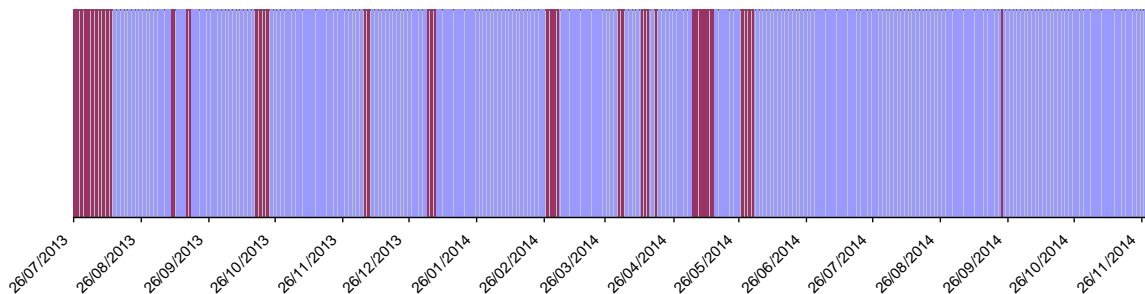


Figure 16. Données disponibles enregistrées par le DIDSON sur la Sélune entre le début des acquisitions (26 juillet 2013 et le 30 novembre 2014). En bleu, les données disponibles, en rouge les données inexploitable ou inexistantes.

427 des 493 jours d'acquisition sont disponibles et exploitables (figure 16). A partir du 12 août 2013, après optimisation de la position du DIDSON et des enregistrements, la perte de données a été minimale (de l'ordre de 10% des données). Ces pertes ont été dues à la saturation du disque dur externe et à l'arrêt de l'enregistrement du à différents facteurs (expérimentations, travaux de l'abri, colmatage des lentilles par les matières fines et surtout coupures d'alimentation électrique).

A ce jour, 262 jours de données ont été analysés sur les 427 jours collectés jusqu'au 30 novembre 2014.

Mois	Jours d'acquisitions valides	Jours analysés	Nombre de cibles sélectionnées	Nombre de saumons atlantiques
Juillet 2013	0	0	0	?
Août 2013	19	19	9 436	83
Septembre 2013	26	26	15 376	46
Octobre 2013	24	24	5 209	28
Novembre 2013	30	30	1 596	54
Décembre 2013	28	28	1 890	7
Janvier 2014	27	27	9 641	2
Février 2014	26	26	3 385	2
Mars 2014	27	27	1 311	23
Avril 2014	23	23	1 242	21
Mai 2014	16	16	1 346	61
Juin 2014	29	16	12 961	53 + ?
Juillet 2014	31	0	8 114	?
Août 2014	31	0	?	?
Septembre 2014	29	0	?	?
Octobre 2014	31	0	?	?
Novembre 2014	30	0	?	?
Somme	427	262	71 507	380

Tableau 3. Bilan des enregistrements du DIDSON sur la Sélune sur la période juillet 2013 à novembre 2014, nombre de cibles sélectionnées par Sonar5-Pro et nombre de saumons atlantiques validés par mois. Les mois en vert sont ceux analysés ou en cours d'analyse, les mois en rouge sont les données enregistrées pas encore analysées.

Les résultats préliminaires du tableau 3 sont extraits de ce jeu de données. Comme attendu, à la lecture des fichiers lors de la validation des cibles, de très nombreuses informations peuvent en être extraites concernant les saumons atlantiques, ainsi que sur d'autres espèces de migrateurs ou les espèces résidentes.

71 507 cibles ont été sélectionnées, 56 363 ont été vérifiées visuellement. Les vérifications de chacune des cibles sur le logiciel SMC font état de la migration de 380 saumons atlantiques devant le DIDSON (0,7% des cibles sélectionnées, soit environ un saumon toutes les 150 cibles vérifiées) entre le 12 août 2013 et le 20 juin 2014. Chacune des cibles n'étant pas un saumon atlantique a été catégorisée.

Code erreur	Signification	Nb cibles	% cibles
SAT	Saumon atlantique	380	1 %
1	Objet	14 520	26 %
2	Ombres	17 834	32 %
3	Agrégation	799	1 %
4	Dévalaison	490	1 %
5	Demi-tour	509	1 %
6	Trop petit	916	2 %
7	Autre espèce	4 528	8 %
8	Banc immobile	4 939	9 %
9	Banc en mouvement	7 703	14 %
10	Saumon déjà compté	170	< 1 %
11	Parasites	3 522	6 %
12	Poisson non mesurable	53	< 1 %

Tableau 4. Description des cibles sélectionnées par la méthodologie Sonar5-Pro en fonction du tableau 2 sur la période août 2013 à mai 2014.

Trois sources d'erreurs principales représentent 80% des cibles sélectionnées : les ombres portées de poissons et leurs interstices considérés comme des poissons à part entières (32%), les objets dérivant devant le DIDSON, hydrophytes, canoës, branchages et panaches de sédiments (26%) et les bancs de poissons résidents stabulant ou passant dans le faisceau (22%). L'analyse des propriétés propres à ces cibles et la comparaison avec celles des saumons validés pourra affiner nos critères de recherche par le biais d'analyses discriminantes (forme de la cible, surface de cluster, nombre d'échos, vitesse de passage...). Affiner nos critères ou en choisir de nouveaux pour ne pas sélectionner ces cibles sans perdre de saumons supprimerait plus des trois quarts des cibles sélectionnées à tort, et diminuerait d'autant le temps passé sur la phase de validation.

380 saumons atlantiques ont été identifiés sur les données disponibles analysées. Cependant, il est important de rappeler que toute la section mouillée n'est pas continuellement couverte par le faisceau de détection. Les données sont enregistrées la moitié du temps entre 2 et 12 mètres, l'autre moitié du temps entre 7 et 17 mètres. Les passages de saumons se répartissent dans le chenal comme représenté à la figure 17.

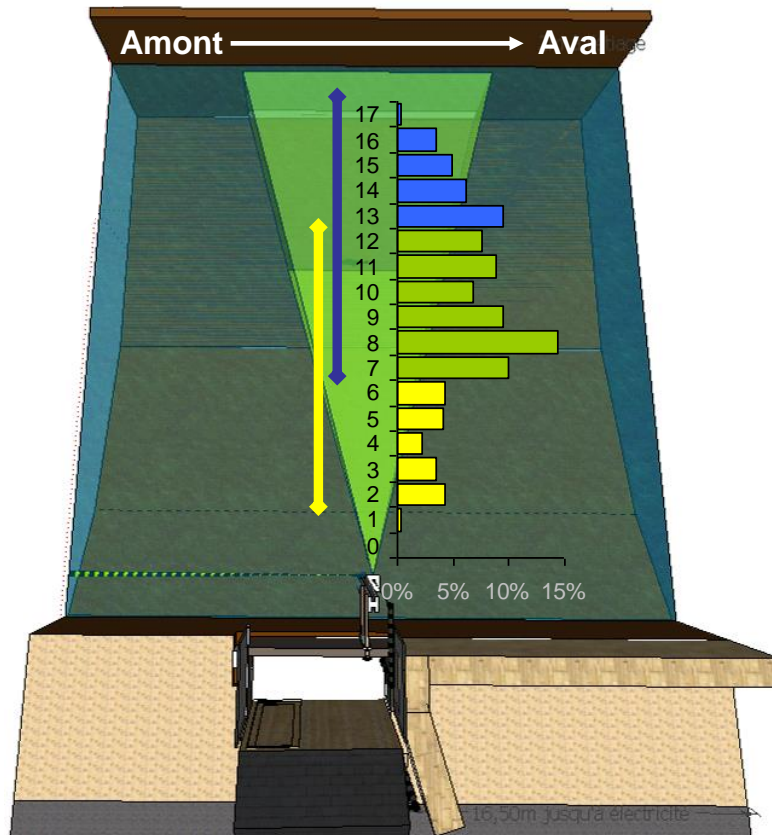


Figure 17. Pattern de passage des saumons atlantiques dans le chenal (n=380). En jaune, la stratégie d'échantillonnage 2 à 12 mètres (50% du temps), en bleu, la stratégie d'échantillonnage 7 à 17 mètres (50% du temps). La zone verte correspond au chevauchement des deux stratégies (couverture 100% du temps).

Comme attendu, la zone la plus couverte est également la zone sur laquelle on observe le plus de passage de saumons : la zone 7 à 12 mètres est commune aux deux stratégies et regroupe 56% des passages, soit 212 saumons. Une extrapolation des passages aux deux zones couvertes la moitié du temps (2 à 7 mètres et 12 à 17 mètres) estimerait les passages de saumons dans le faisceau du DIDSON à 548 individus.

De plus, le faisceau couvre avec les deux fenêtres d'enregistrement près de 20 des 28 m² de la section mouillée, soit 70% de celle-ci en moyenne sur la période d'étude³. En prenant comme hypothèse une uniformité des passages sur l'intégralité de la section mouillée, l'abondance des géniteurs de saumons entre août 2013 et juin 2014 pourrait être extrapolée à 783 passages au droit du DIDSON. **Ces estimations sont toutefois à prendre avec de grandes précautions. Des modélisations plus précises seront réalisées au début de l'année 2015 pour obtenir une estimation statistiquement plus pertinente du stock de saumons migrateurs colonisant la Sélune. La mise en place d'une passe piège sur le cours principal de la Sélune couplée à l'utilisation du DIDSON devrait permettre d'estimer**

³ Surface calculée sur la moyenne des hauteurs d'eau enregistrées sur le site sur la période août 2013 à juin 2014. La surface totale de la section mouillée au droit du DIDSON peut varier de 24 m² à l'étiage (couverture de 84% par le faisceau du DIDSON) à 47 m² sur la période de hautes eaux (couverture de 42% par le faisceau du DIDSON).

avec une bonne précision le flux de saumons adultes migrants et dans un second temps de valider les estimations faites par le DIDSON.

4.2.2.2. Analyse des propriétés morphologiques des saumons atlantiques en lien avec les périodes de migration : description des composantes castillons et saumons de plusieurs hivers de mer

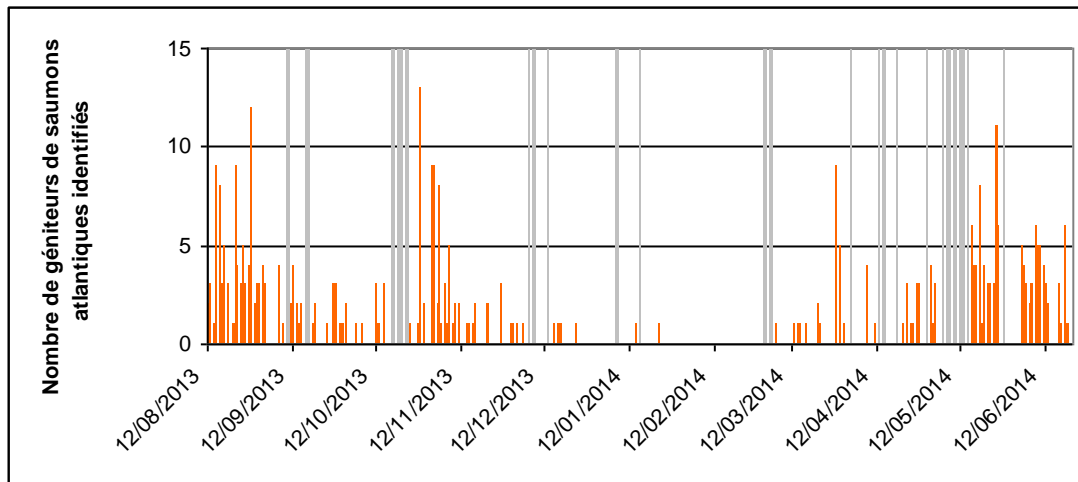


Figure 18. Chronique des passages de saumons atlantiques sur la Sélune entre le 12 août 2013 et le 20 juin 2014. En grisé, les données non enregistrées ou inexploitables

Les migrations de saumons se répartissent autour de pics clairement définis, notamment en août, en novembre, en avril ou en juin (figure 18) mais aucune données pour le mois de juillet n'est encore disponible. Ces migrations s'observent parfaitement à partir de la chronique des observations journalières.

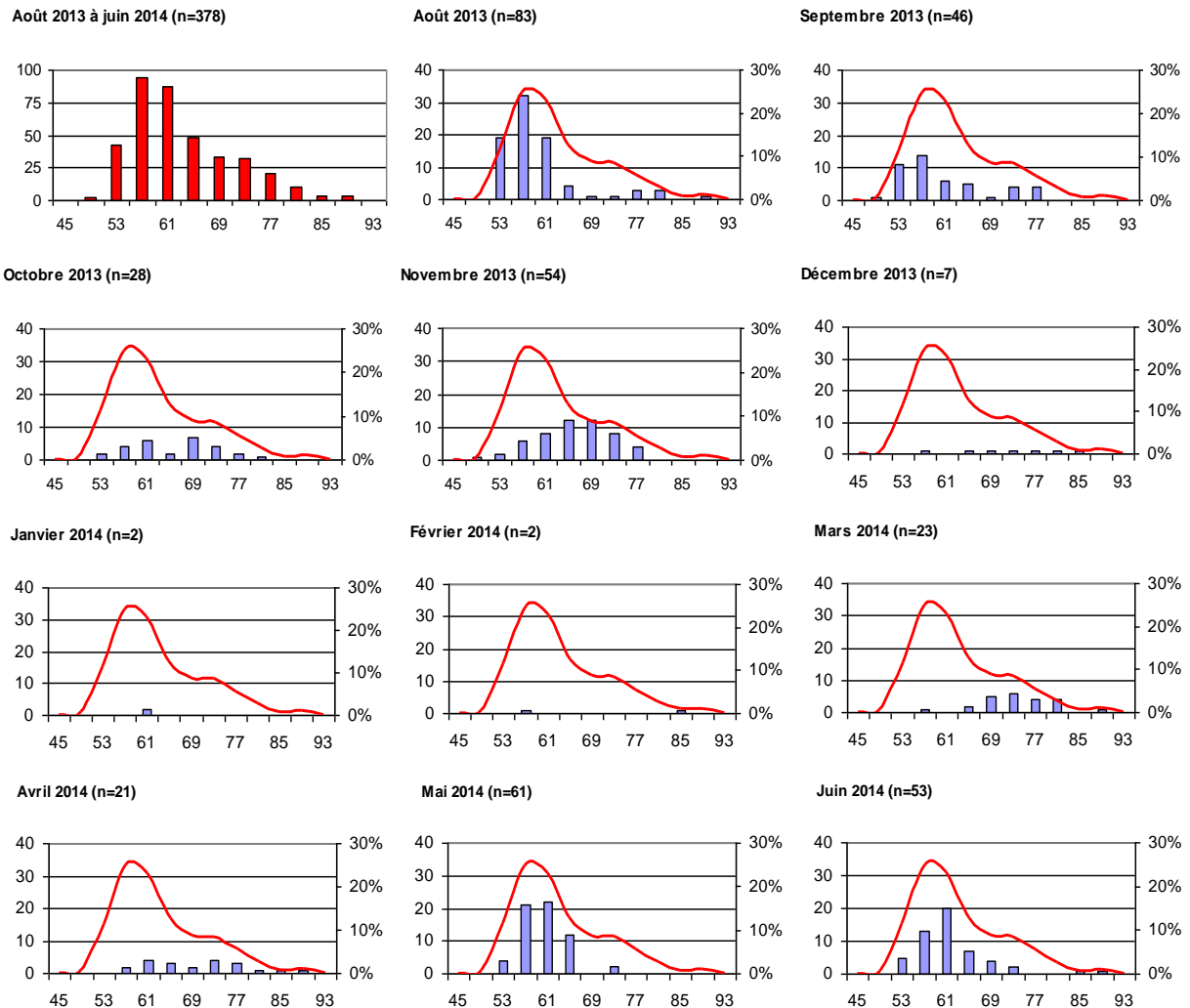


Figure 19. Distribution des tailles mesurées des saumons atlantiques identifiés chaque mois de la période août 2013 à juin 2014 (histogrammes bleus) et comparaison à la distribution totale des tailles des 380 saumons identifiés sur la Sélune au cours de la même période (courbe rouge). En abscisse, les tailles en cm et en ordonnée, les effectifs.

L'étude des distributions des tailles des saumons au cours des différentes périodes de l'année est en accord avec les connaissances de l'espèce : en mars et avril, le nombre de saumons d'une taille supérieure à 65 cm est plus élevé que lors des mois de mai, juin, août et septembre. Il s'agit dans ce cas de migrations de saumons de printemps, qui laissent progressivement leur place aux migrations des castillons (1+ an de mer). Lors de la période automnale (octobre, mais surtout novembre), d'après les tailles des individus observées, les deux classes de géniteurs semblent quitter les parties basses du fleuve, passer devant le DIDSON pour ensuite remonter vers les zones de frai plus en amont sur la Sélune.

Ces données morphologiques peuvent être comparées aux données existantes sur la population de saumons de la Sélune : captures à la ligne sur la Sélune (données ONEMA) et aux données biométriques des captures au niveau de la passe piège ONEMA – INRA du Moulin de Cerisel sur l'Oir, affluent de la Sélune.

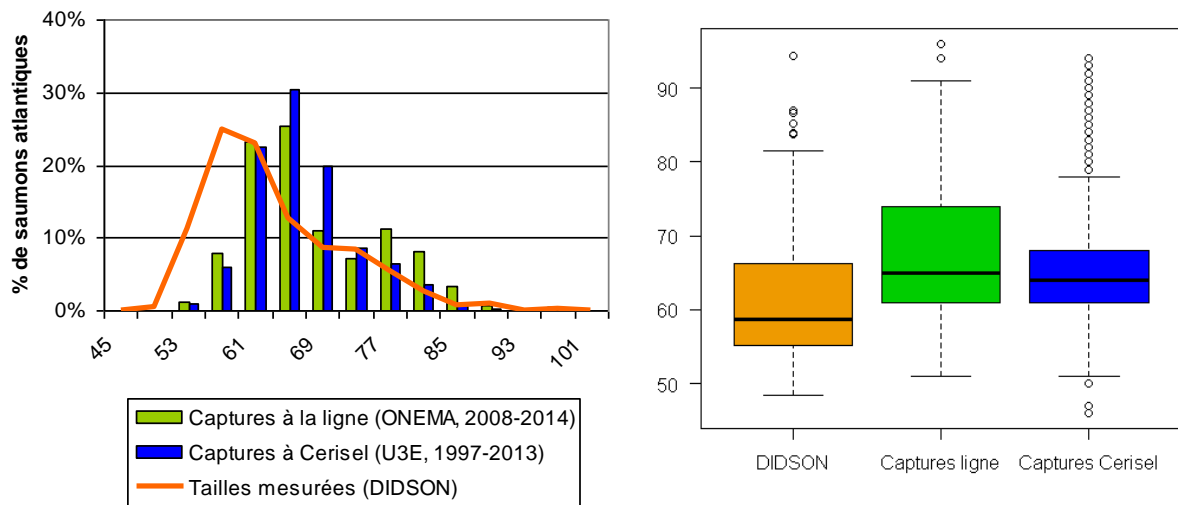


Figure 20. Comparaison de la distribution des tailles mesurées manuellement des saumons atlantiques de la Sélune sur les images du DIDSON avec les données biométriques des captures à la ligne de l'ONEMA (2008 à 2014, n=626) et des captures à la passe piège du Moulin de Cerisel (ONEMA / INRA, 1997 à 2013, n=4106).

La comparaison graphique de ces données morphologiques met en évidence une légère différence dans la distribution des tailles. Les saumons observés sur les images DIDSON ont des tailles mesurées plus faibles que celles incluses dans les bases de données ONEMA et dans une moindre mesure, les captures à Cerisel (figure 20). Cette différence peut être due à une sous-estimation des mesures de la taille des saumons sur les données DIDSON.

En fixant la limite castillons - saumons de printemps à 70 cm⁴, 314 castillons (83%) et 66 saumons de printemps (17%) auraient été observés sur la période août 2013 à juin 2014 sur la Sélune.

4.2.2.3. Analyse de l'activité migratoire des saumons atlantiques de la Sélune en lien avec les conditions environnementales

⁴ Il s'agit également de la limite fixée administrativement sur l'arrêté préfectoral des autorisations de captures de saumons atlantiques dans la Manche.

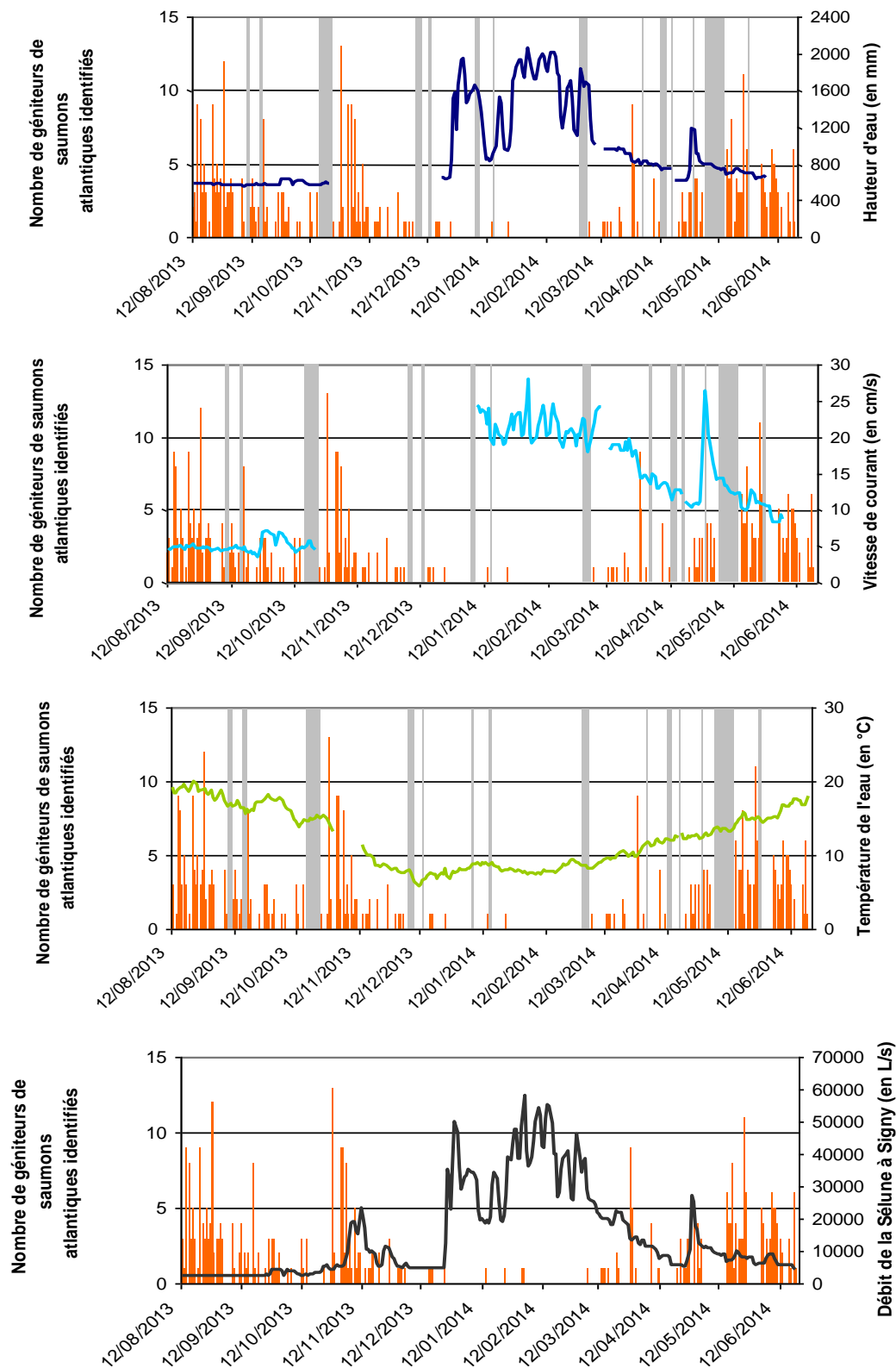


Figure 21. Chronique des passages des 380 saumons atlantiques sur la Sélune entre le 12 août 2013 et le 20 juin 2014 en fonction des données environnementales. En grisé, les données non enregistrées ou inexploitables. De haut en bas : en fonction des hauteurs d'eau sur le site de suivi (en mm), des vitesses de courant sur le site de suivi (en cm/s), des températures de l'eau sur le site de suivi (en °C), des débits de la Sélune à Signy (en L/s).

Les premiers pics de migrations sont observés en mars et en avril, puis s'intensifient en mai, juin jusqu'à août. Enfin, un dernier pic est enregistré à l'automne avant une période calme entre décembre et mars (Figure 21). Il existe un lien important entre les conditions hydrologiques de la rivière et l'activité de migration de saumons. Les pics de migrations semblent déclenchés par une augmentation du débit. Cette observation est particulièrement visible durant les premières heures du coup d'eau de fin septembre : après une période d'étiage clairement marquée en août et septembre, l'amorce d'une première crue automnale est suivie par une période d'activité importante des saumons atlantiques.

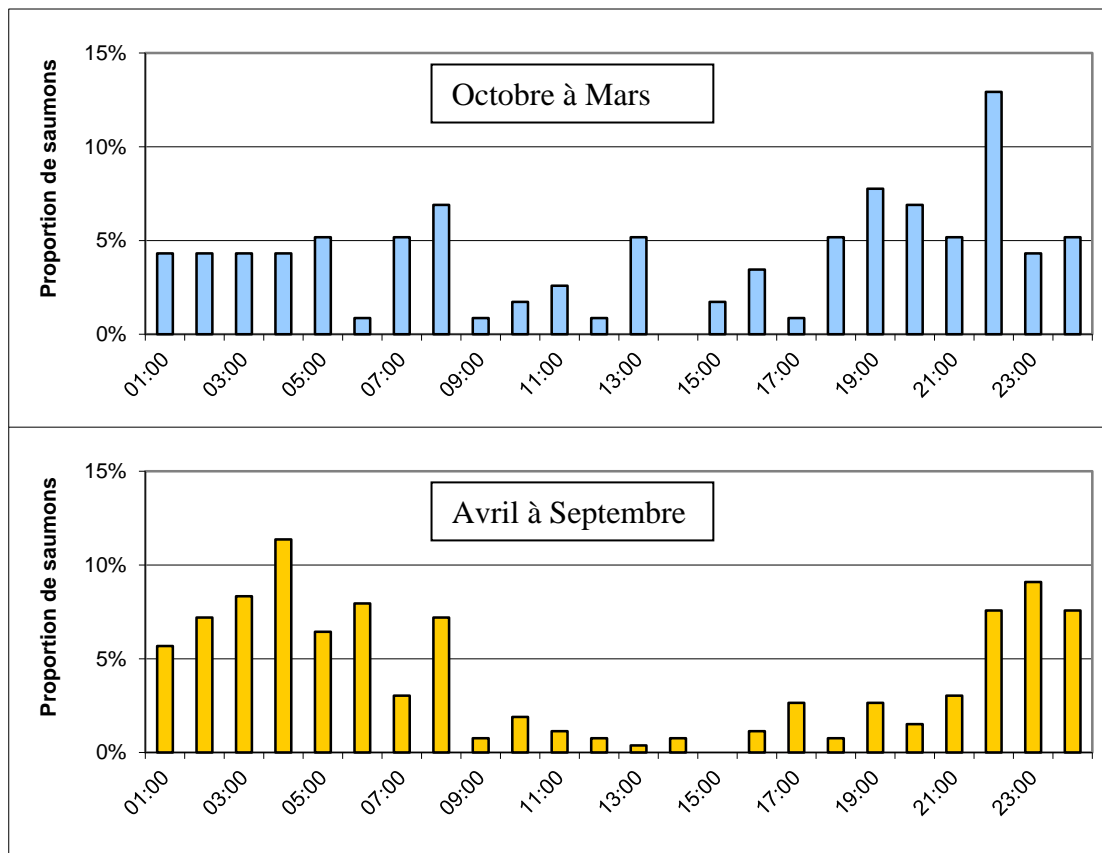


Figure 22. Activité nyctémérale de migration des saumons observés en haut : lors de la période automne-hiver (octobre à mars, n=116), en bas : lors de la période printemps-été (avril à septembre, n=264).

L'activité migratoire des 380 saumons atlantiques identifiés est majoritairement nocturne (figure 22): 78% des passages de saumons ont été enregistrés entre 20h et 8h. Si le rythme nyctéméral est très marqué en basses eaux (90% des passages de saumons sont nocturnes en mai, juin et juillet), il diminue très clairement à l'automne (jusqu'à 57% des passages en novembre) (figure 23). Les faibles effectifs observés en décembre (n=7), en janvier (n=2) et en février (n=2) ne permettent pas de caractériser l'activité nyctémérale lors de cette période.

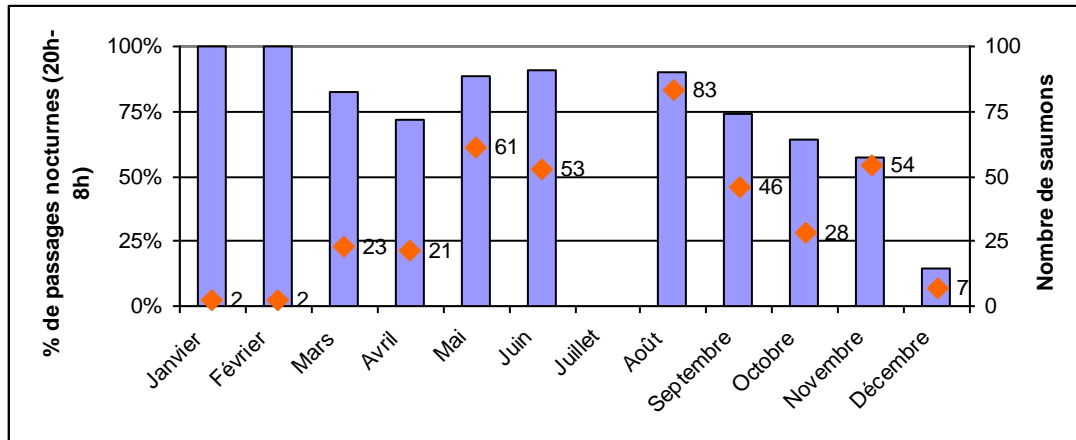


Figure 23. Pourcentage de passages nocturnes (entre 20h et 8h) en fonction des mois de l'année (histogramme) et nombre de saumons par mois (points et étiquettes), n=380. Les données du mois de juillet ne sont pas encore analysées.

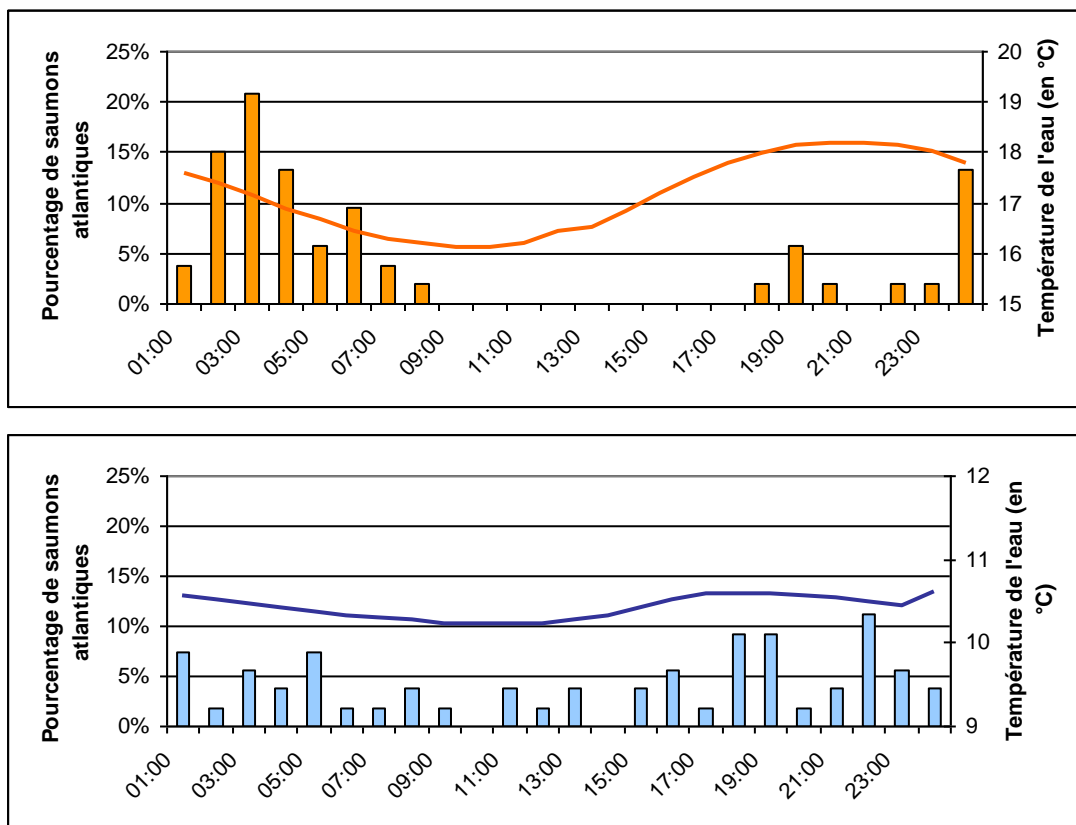


Figure 24. Migration des saumons en fonction des heures de la journée et des températures de l'eau en juin (en haut, n=53) et en novembre (n=54)

La comparaison de l'activité de migration au cours des mois de juin (n=53) et novembre (n=54) semble mettre en évidence le rôle de la température de l'eau (figure 24). Les migrations estivales s'organisent autour de pics à 3h, 7h (à l'aube), 19h et minuit, aucun passage n'est observé entre 9h et 17h, alors que les températures de l'eau sont en augmentation (16°C à 18°C). En novembre, les migrations sont plus constantes au cours de la journée. La température de l'eau s'abaisse à 10°C au cours de cette période et les amplitudes

sont bien plus faibles qu'à l'étiage : la température semble ici ne plus agir plus ici comme un facteur limitant. Non mesurée pour l'heure sur le site, la turbidité ou charge en matière en suspension de l'eau peut participer à cette différence de stratégie. A l'opposé, en novembre, les débits fluviaux influencent clairement le rythme de passage des saumons: les passages au cours de la journée sont tous enregistrés lors de coups d'eau ou de crue (les débits excèdent alors le débit moyen mensuel).

Toutes ces observations sont conformes aux connaissances actuelles de l'espèce Baglinière et Porcher, 1994 ; Baglinière et Ombredane, 2013)

La période de migration des saumons atlantiques se déroule sur plusieurs phases :

- entre mars et juillet, les saumons de printemps, grands saumons ayant passé plus d'un hiver en mer, remontent dans les cours d'eau.
- entre mai et octobre, les castillons, plus petits que les saumons de printemps car ayant passé un seul hiver en mer, remontent à leur tour,
- en novembre et décembre, en fonction des conditions hydrologiques, tous les géniteurs de saumons remontent vers les zones de frayères rendues accessibles par les crues hivernales avant de s'y reproduire.

Les saumons, sensibles aux températures élevées et pour éviter toute prédation, migrent préférentiellement la nuit lors de la période d'étiage (basses eaux et débit faible). Lorsque les eaux sont plus hautes et plus turbides, le comportement des géniteurs s'adapte à ces nouvelles conditions : les déplacements sont alors déclenchés par les augmentations de débit.

4.2.3. L'ichtyofaune de la Sélune

Si l'analyse de la première année de suivi s'est jusqu'à présent concentré sur les migrations des géniteurs de saumons atlantiques, des informations précieuses ont également pu être collectées sur l'activité des autres poissons présents sur la Sélune.

4.2.3.1. Les autres poissons migrateurs amphihalins

D'autres poissons migrateurs amphihalins colonisent la Sélune : la truite de mer (*Salmo trutta*), l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*), les lamproies marine (*Petromyzon marinus*) et fluviatile (*Lampetra fluviatilis*), l'aloise feinte (*Alosa fallax* sp.) et la grande alose (*Alosa alosa*).

La truite de mer

Cette espèce a une morphologie et un comportement migratoire proches de celle du saumon. Cependant, l'abondance de truite de mer de la Sélune est relativement faible. De plus, les données de captures à la passe piège du Moulin de Cerisel révèlent que les truites de mer de la Sélune sont d'une relativement petite taille (90% des individus sont d'une taille inférieure à 50 cm) (figure 25).

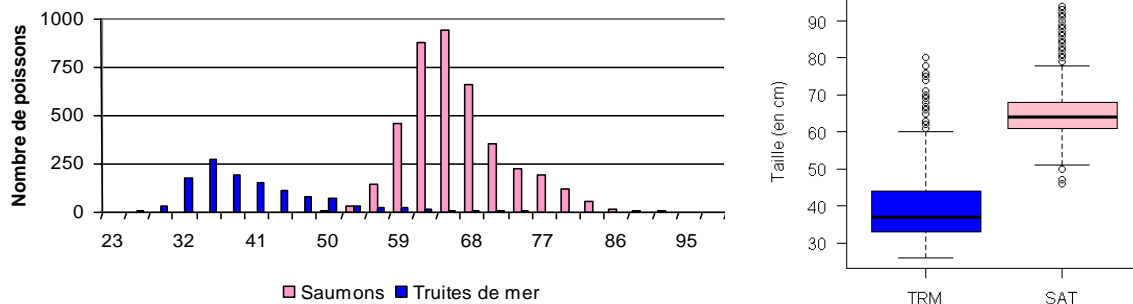


Figure 25. Fréquence des tailles (en cm) des truites de mer et des saumons capturés à la passe piège du Moulin de Cerisel entre 1997 et 2013 (données U3E INRA et ONEMA)

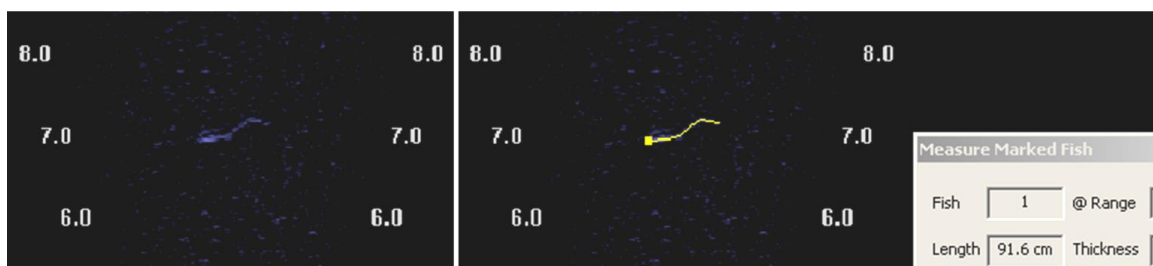
La majorité de la population de truites de mer ne peut pas être décrite de façon pertinente, leur taille étant proche de celle des cyprinidés présents en abondance sur le site (chevaines notamment). Identifier les truites de mer sur la base de leur comportement, proche de celui des saumons atlantiques, parmi les très nombreux cyprinidés présents aux tailles similaires semble illusoire sans lire l'intégralité de la totalité des fichiers enregistrés. Les individus aux tailles les plus importantes sont quant à eux susceptibles d'être inclus dans nos sélections de saumons atlantiques, mais chercher à différencier les deux espèces est illusoire. Cependant, au regard des très faibles niveaux de population de truite de mer sur la Sélune, le risque de surestimation de l'abondance du saumon atlantique lié à la confusion avec la truite de mer, reste minime sur les données enregistrées par le DIDSON.

La lamproie fluviatile

La lamproie fluviatile adulte quitte les eaux côtières et remontent les cours d'eau pour s'y reproduire en fin d'hiver et au printemps. Bien que possédant une nage anguilliforme, ces individus ont des tailles réduites (25 à 35 cm pour la plupart) qui ne permettent que très difficilement leur observation sur les images du DIDSON.

La lamproie marine

Lors de la mise au point de la méthodologie pour identifier les saumons atlantiques, certaines lamproies ont été sélectionnées en raison de deux critères (taille et direction de nage) utilisés pour distinguer les saumons. Si la vitesse de nage est suffisante pour sélectionner certains individus, il est probable qu'elle soit bien trop sélective pour inclure l'intégralité des lamproies remontant la Sélune passant dans le faisceau de détection du DIDSON. D'autres lamproies marines adultes ont été observées sur les données enregistrées, mais pas sélectionnées car leur vitesse de nage était inférieure au seuil fixé pour identifier les saumons atlantiques. Les abondances observées sont donc pour l'heure nettement minimisées.



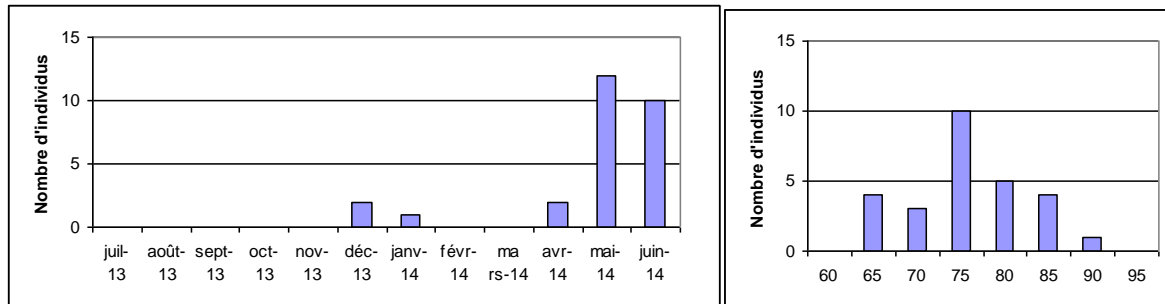


Figure 26. En haut : observation d'un passage de lamproie marine sur le logiciel Soundmetrics Corp. ; en bas : à gauche : répartition des passages observés entre juillet 2013 et juin 2014 (n=27), à droite : distribution des tailles mesurées (en cm) des individus observés

Ces passages enregistrés montrent que les périodes d'observation sont conformes aux connaissances de l'espèce : la migration en eau douce peut débuter pour quelques individus assez tôt dans l'hiver (janvier, voir fin décembre), mais la majorité des individus remontent au printemps (mars à juin). Les tailles mesurées se répartissent entre 62 et 89 cm.

L'alse feinte et la grande alose (Baglinière J.L., Elie P., 2000)

Les deux espèces d'aloses ont un comportement presque similaire, bien que la grande alose (40 à 60 cm) soit plus grande que l'alse feinte (30 à 45 cm) (Mennesson-Boisneau et al., 2000). Certains individus de ces deux espèces ont été sélectionnés par les filtres propres aux saumons.

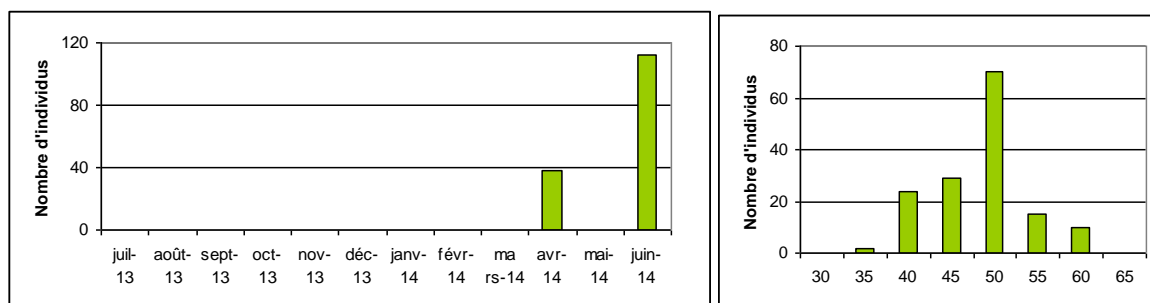


Figure 27. A gauche : répartition des passages observés entre juillet 2013 et juin 2014 (n=150), à droite : distribution des tailles mesurées (en cm) des individus observés avec le filtre saumon.

Lors de leurs passages devant le DIDSON, deux comportements distincts ont pu être observés : **la remontée vers l'amont**, observée plusieurs fois au cours du mois d'avril, s'effectue en banc de quatre à une vingtaine d'individus. Aucun comportement significatif d'évitement des émissions acoustiques du DIDSON n'a été observé sur les images enregistrées, contrairement à ce qui a été observé sur des sites anglo-saxons (Gregory & Clabburn, 2003). Les abondances des flux d'individus lors de ce premier comportement sont probablement sous-estimées en raison de la présence de nombreux bancs de cyprinidés résidents allant et venant dans le faisceau de détection.

Le second comportement est bien plus caractéristique car propre à l'espèce : **des « bulls »** tels que définis par Cassou-leins et al. (2000) ont pu être observés sur les images enregistrées lors de plusieurs nuits consécutives début juin (figure 28). Lors de leur reproduction, les aloses mâles et femelles effectuent des mouvements circulaires à la surface de l'eau lors desquels les

ovules sont expulsés par la femelle et fécondés par les mâles. Le bruit caractéristique a donné son nom à ce comportement strictement nocturne : le bull.

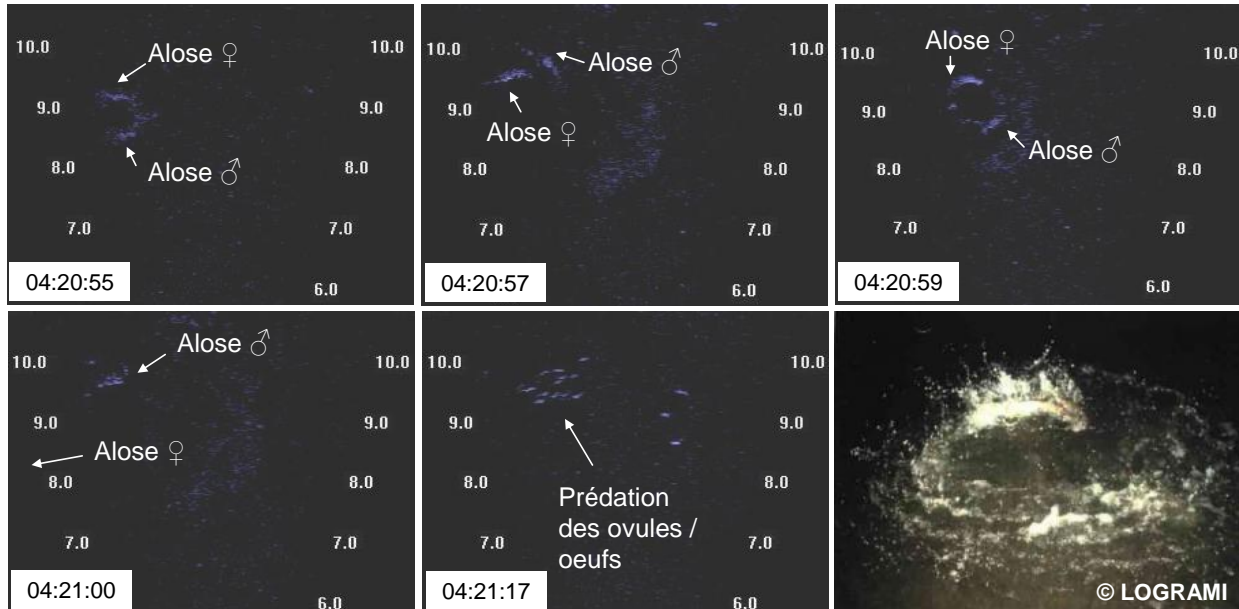


Figure 28. Cinq premières vignettes : décomposition du bull observé le 05/06/2014, à 4h20 sur les images du DIDSON. Une alose (58 cm) est poursuivie par une autre (51 cm). En bas à droite : photographie d'un bull d'alose

D'après les informations extraites des données enregistrées, les bulls ponctuent des séquences de poursuite des individus, généralement par deux, mais parfois par trois, voire cinq individus. Ces comportements sont exclusivement nocturnes et concentrés lors de la première quinzaine de juin. Les bulls observés semblent uniquement concerner des grandes alooses (*Alosa alosa*), les tailles des géniteurs étant comprises entre 40 et 60 cm. Les individus poursuivis lors de ces comportements sont généralement ceux dont les tailles sont les plus importantes.

L'anguille européenne

Contrairement aux autres espèces migratrices, l'anguille est un poisson catadrome : les adultes migrent préférentiellement à l'automne et durant l'hiver en mer pour s'y reproduire et grossissent en rivière. Les adultes matures dévalent donc vers la mer généralement lors des périodes de hautes eaux ce qui complique leur détection sur les images enregistrées en raison de la présence de nombreux objets dérivants.

Certaines anguilles sont sélectionnées par les critères propres aux saumons, d'autres sont observées lors de validations de cibles sélectionnées. Chacune des anguilles observées est recensée et décrite dans la base de données.

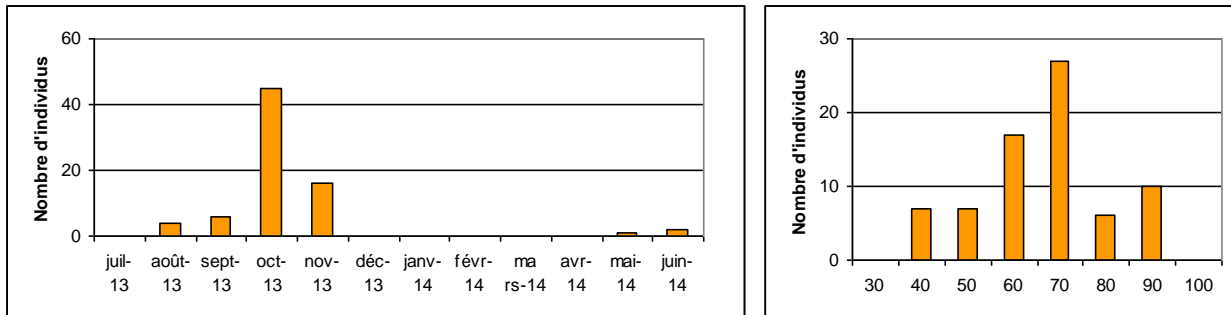


Figure 29. A gauche : répartition des passages d'anguille observés entre juillet 2013 et juin 2014 (n=74), à droite : distribution des tailles mesurées (en cm) des individus observés (DIDSON avec le filtre saumon)

Le pic de détection de fin octobre à début novembre correspond au pic de dévalaison habituel des anguilles argentées. Les premières crues automnales ont concentré les dévalaisons d'anguilles (figure 29).

L'analyse des données de la première année de suivi s'est jusqu'alors concentré sur le saumon atlantique, espèce emblématique de la communauté de poissons diadromes. Néanmoins, les populations des autres espèces migratrices présentes sur la Sélune seront décrites plus précisément lors des prochaines campagnes, à l'exception des poissons dont les tailles ne permettent pas une distinction avec des espèces résidentes (petites truites de mer) ou une visualisation satisfaisante (lamproies fluviatiles). La mise en place de méthodologies spécifiques aux propriétés de chacune de ces espèces est l'un des objectifs des travaux de 2015.

4.2.3.2. Les poissons résidents

La présence de nombreux poissons résidents sur le site est toujours une difficulté importante dans l'analyse des données. Si le risque de confusion des saumons atlantiques avec les bancs de cyprinidés présents en nombre sur le site est minime, la présence de quelques gros poissons solitaires sur le site peut être une source d'erreur. L'observation du comportement en particulier trophique de ces individus sur les enregistrements du DIDSON offre alors de précieux indices pour les éliminer de la sélection et identifier leur espèce.

Plusieurs individus appartenant à des espèces piscivores⁵ (brochet, sandre) ont été observés, passant alternativement vers l'amont ou vers l'aval, particulièrement la nuit. Ces poissons, d'une taille comprise entre 60 et 95 cm, adoptent des comportements de prédation, d'affût et provoquent la fuite ou un comportement d'évitement des bancs de cyprinidés d'une taille de 10 à 20 cm. De plus, des comportements propres aux poissons limivores⁶ ont été observés : ces individus « picorent » les substrats durs présents sur le lit du cours d'eau pour se nourrir du biofilm algal. Ces poissons peuvent appartenir à différentes espèces présentes sur le site et pouvant atteindre des tailles supérieures à 50 cm : chevaines, mulots porcs ou brèmes communes. D'autres poissons benthophages⁷ ont également pu être observés : ces poissons,

⁵ Qui se nourrit de poissons

⁶ Qui se nourrit de fragments organiques vivants ou inertes, comme les biofilms, localisés sur un substrat minéral ou végétal

⁷ Qui se nourrit d'organismes vivants présents dans le substrat

pouvant atteindre 65 cm, fouillent les sédiments, provoquant la remise en suspension des sédiments fins, à la recherche de leur proie. Au regard de la taille des plus grands individus, de ce comportement et des espèces présentes sur la Sélune, les plus gros individus sont probablement des carpes communes.

Pour augmenter le niveau de connaissance de l'ichtyofaune locale, une pêche électrique par point a été réalisée en décembre 2014 par une équipe mixte INRA / Asconit Consultants. La pêche a été réalisée d'aval vers l'amont sur le tronçon Vieux Pont de Ducey (le site de suivi DIDSON) jusqu'au Moulin de Quincampoix, soit 1,3 km de prospection en bateau. Les limites aval et amont sont fixées par la présence des deux seuils aménagés limitant les passages des individus résidents à l'étiage. L'objectif étant qualitatif et non quantitatif, les zones prospectées se sont concentrées sur les zones de berge et les caches potentielles pour les plus gros individus. Seuls les plus gros individus ont été mesurés.

Espèces observées	T. ind.	T. ind.	0 à 100	100 à 200	200 à 300	300 à 400	400 à 500	500 à 600	600 à 700	700 à 800	800 à 900	900 à 1000
Chevaîne	260	315		x	x	x						
Ablette				x								
Perche	230		x	x	x							
Gardon				x								
Anguille	650	950			x	x	x	x	X			x
Saumon	105			x								
Epinochette			x									
Grémille				x								
Truite fario	260	185		x	x							
Brochet	400						x					
Vairon			x									
Chabot			x									
Lamproie				x								

Tableau 5. Récapitulatif des poissons capturés lors de la pêche électrique de décembre 2014 sur la Sélune. De gauche à droite : les espèces observées, les tailles individuelles des poissons mesurés (en mm), la matrice présence/absence d'individus des différentes classes de taille pour chacune des espèces capturées.

Peu d'individus ont été capturés, la pêche étant réalisée tard dans la saison : les hauts niveaux d'eau et les températures fraîches ont limité l'accès aux poissons sur le tronçon. Aucun géniteur de saumon atlantique n'a été capturé ou vu, seul un juvénile a été capturé. Mis à part les anguilles (notamment un individu de 95 cm et 1,9 kg), les tailles des poissons capturés n'ont pas excédé les 40 cm (figure 31) avec un brochet mesurant cette taille et deux truites communes (18,5 et 26 cm). Des juvéniles de lamproies ocellées ont été observées à proximité des frayères de lamproies marines de l'année.



Figure 30. Poissons capturés sur la Sélune lors de la pêche de décembre 2014. En haut : anguille de 950 mm ; en bas : à gauche tacon de saumon atlantique de 105 mm ; à droite : truite fario de 260 mm.

D'autres pêches pourront être réalisées au printemps et à l'été prochain pour augmenter l'efficacité de capture et ainsi améliorer nos connaissances sur la faune piscicole locale.

5 – Conclusions et perspectives 2015

L'année 2014 aura permis de finaliser la mise au point d'un outil d'analyse semi-automatique des données extraites du DIDSON améliorant l'efficacité d'un suivi hydroacoustique à long terme, en particulier en diminuant le temps d'analyse des données. Les résultats collectés entre août 2013 et juin 2014 et leurs premières interprétations apportent certaines informations biologiques peu ou pas accessibles par ailleurs mais elles peuvent être étoffées et devront prendre en compte la variabilité annuelle de la dynamique migratoire.

L'analyse des enregistrements effectués avec le DIDSON entre août 2013 et juin 2014 sur la Sélune met en évidence des observations confirmant les connaissances acquises et actuelles sur la dynamique migratoire du saumon atlantique : période de migration des saumons de printemps de mars à mai, puis progressivement des castillons jusqu'en septembre, influence des conditions environnementales et hydrologiques sur le déclenchement d'un déplacement vers l'amont et sur les activités nyctémérales des poissons. Ces observations permettent de valider la méthode d'identification des saumons. De plus, ces observations apportent des éléments sur l'activité de migration encore peu décrits : un déplacement vers l'amont des saumons de printemps lors des premières crues automnales après une longue période de stabulation sur les parties basses du fleuve et une même réactivité des castillons et saumons de printemps aux premières crues automnales provoquant un pic important de migration. Les prochaines campagnes permettront de quantifier la composition du stock restant jusqu'en automne sur les parties basses du fleuve (zone d'action dynamique des marées ?).

L'observation de géniteurs de lamproies, d'anguilles et d'aloses sur les images enregistrées par le DIDSON permet également de mesurer l'intérêt de l'outil pour étudier les autres espèces diadromes. La définition d'une méthodologie de suivi propre à chacune des espèces sera un objectif prioritaire des prochaines années. Les lamproies marines, du fait de leur taille,

de leur nage et de leur comportement, pourront être différenciées des autres espèces sans difficulté. Le nombre d'anguilles argentées dévalantes sera plus difficile à estimer en raison de leur période de migration (automne et début d'hiver) correspondant à une période de hautes eaux souvent troubles avec de très nombreux objets dérivants. Les observations faites en 2014 lèvent le doute sur l'impact des émissions hydroacoustiques sur le comportement de migration des aloses au niveau du site de la Sélune : celles-ci ne semblent pas perturbées par la fréquence utilisée, des comportements reproducteurs caractéristiques ayant pu être observés directement dans le faisceau de détection.

Enfin, les observations réalisées au cours de la saison passée confirment la forte fréquentation du site par des poissons résidents, notamment des bancs de cyprinidés juvéniles et adultes, mais également de prédateurs piscivores (brochets voire sandres).

Au cours de l'année 2015, l'étude va se poursuivre avec plusieurs objectifs : 1) optimiser les filtres de sélection des saumons atlantiques pour augmenter l'efficacité de la méthode, 2) confirmer les observations faites sur la dynamique migratoire du saumon, 3) utiliser des modèles statistiques pour approcher une estimation précise du stock de saumons atlantiques fréquentant la Sélune et 4) améliorer les connaissances sur la dynamique migratoire des autres poissons diadromes du cours d'eau

B- Caractérisation du peuplement pisciaire et assimilé avant arasement des barrages

1- Répartition des stations

Un total de 62 stations de pêche compose ce réseau de suivi piscicole sur le bassin versant de la Sélune : 22 sites pour la truite (trf, selon la méthode VIGITRUITE®), 22 pour l'anguille (ang), 11 pour les lamproies (lp) et 7 pour toute la communauté pisciaire (PTE). Ces 70 stations sont regroupées en 31 secteurs (plusieurs stations de pêche par secteur) dont 7 sont localisés en aval des barrages (Figure 31).

Les pêches de communautés (PTE) et les indices d'abondance truites ont été réalisés en 2012 tandis que les pêches anguilles et lamproies ont été réalisées en 2013. Ces pêches ont fait l'objet de précédents rapports (Forget *et al.*, 2012 et 2013).

Cette année, nous commençons un deuxième cycle de pêches pour compléter la caractérisation de l'état piscicole initial sur la Sélune. Nous avons donc réalisé les PTE et les indices d'abondance truite.

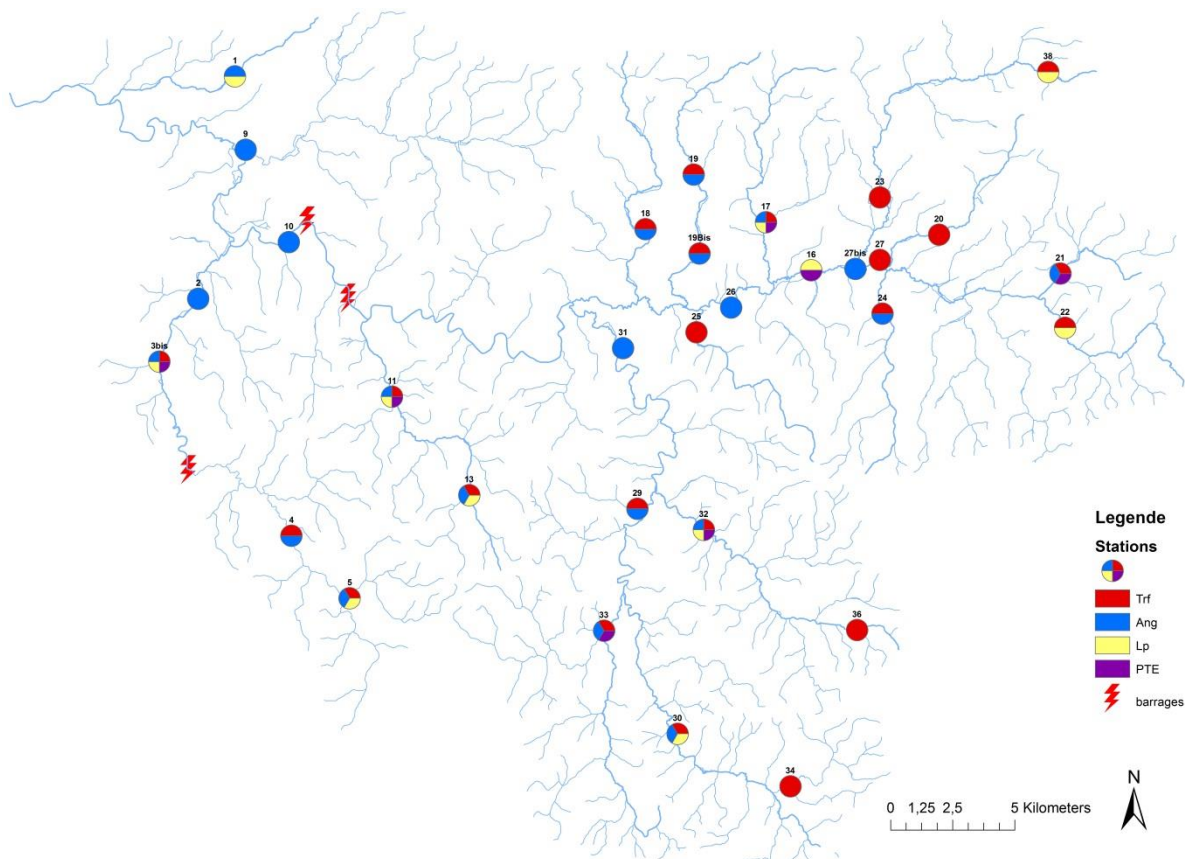


Figure 31 : Localisation des stations de pêches du réseau de suivi piscicole sur le BV de la Sélune.

2- Pêches toutes espèces (PTE)

2.1. Méthodes

Ces pêches ont été réalisées entre le 8 et le 11 Septembre 2014 sur les stations 3bis (aval barrage), 11, 33, 32, 16, 17 et 21 (amont barrages) (Figure 32). Les ordres de Strahler au

niveau de ces stations s'échelonnent de 3 (stations 11, 33, 17 et 21) à 4 (stations 3bis, 16 et 32). Toutes les stations mesurent 50 m de longueur, excepté la station 16 qui mesure 80 m (en raison de sa largeur très supérieure).

Les espèces ont été dénombrées par la méthode par épuisement des populations (trois passages). Sur les stations 16, 17 et 21, seuls deux passages ont été réalisés. Les densités de chaque espèce (nombre d'individus / 100m²) sont estimées par la formule de Carl & Strub. Tous les poissons capturés ont été mesurés (longueur à la fourche, mm) et 30 individus de chaque espèce ont été pesés. Des prélèvements d'écailles et de nageoires ont été effectués sur tous les salmonidés. Les écailles ont permis d'estimer l'âge des poissons (*i.e.* situés entre 2 classes d'âge) tandis que les fragments de nageoires seront utilisés pour connaître la structure génétique des populations.

Pour chaque station de pêche, un histogramme présente le nombre d'individus capturés par espèce et les effectifs estimés (figure 33a et b).

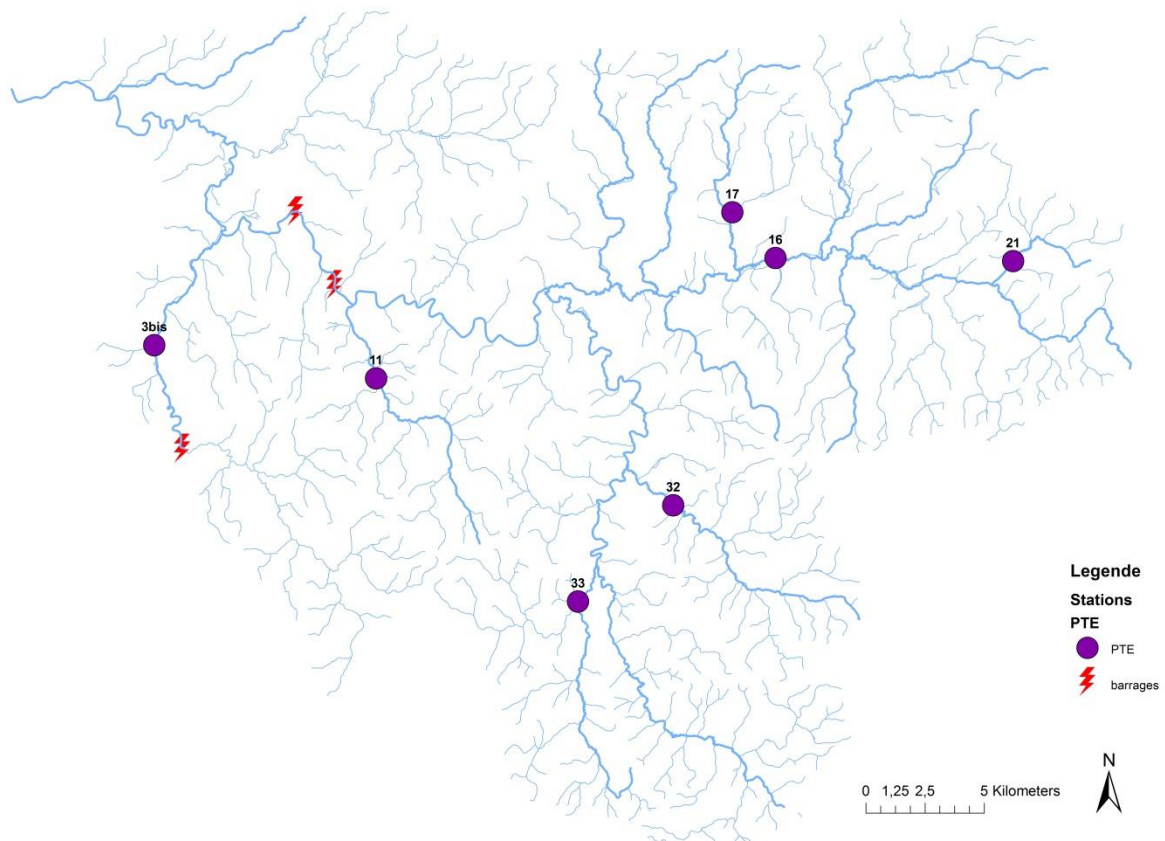


Figure 32 : Localisation des stations PTE réalisées sur le BV de la Sélune en 2012.

2.2. Résultats

19 espèces de poissons ainsi qu'une espèce d'écrevisse ont été capturées sur l'ensemble des secteurs de pêche (tableau 6), regroupant 4607 individus, 4876 en comptant les écrevisses.

L'analyse de ces pêches a permis de montrer la présence :

- D'anguilles sur le Beuvron (3bis) en aval des barrages de la Sélune (20.8ind/100m²).

On trouve également des anguilles sur le secteur 11 situé en amont des barrages (0.38

ind/100m²). La provenance de ces anguilles est inconnue. Ce site est le seul à abriter des anguilles parmi tous les sites amont.

- De saumon et de lamproies marines sur le Beuvron (3bis). Ces espèces sont absentes des autres stations PTE situées en amont.

- De lamproies du genre *Lampetra* sur 6 des 7 stations inventoriées.

- De cinq espèces dont les habitats sont plutôt lentiques (le brochet, la perche commune, le gardon, le rotengle et la tanche).

- D'une espèce exotique : l'écrevisse de Californie. Elle est présente sur toutes les stations situées en amont des barrages. Cette présence est maximale sur la station 32 avec une densité de 216,5 ind/100m² (tableau 7).

Nous avons également calculé l'« état de santé » de chaque station à l'aide de l'Indice poisson rivière (IPR) développé par l'ONEMA. Il apparaît que une station est considérée en excellent état (station 3 bis (IPR= 6.8)), 4 stations en bon état (stations 11(IPR=15.8), 16 (IPR=9.7), 32 (IPR=9.6) et 17 (IPR=9.9)) et 2 stations médiocres (stations 21 (IPR=19.1) et 33 (IPR=16.162)).

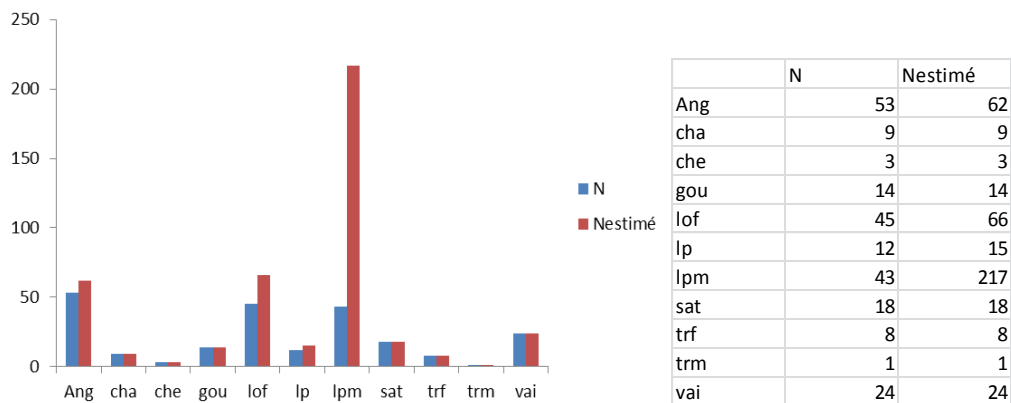
Tableau 6 : Nombre d'individus par espèces capturés lors des pêches toutes espèces en 2014

Nom français	Nom latin	Abréviation	N
Anguille	<i>Anguilla anguilla</i>	Ang	54
Brochet	<i>Esox lucius</i>	Bro	3
Carpe	<i>Cyprinus carpio</i>	CCO	1
Chabot	<i>Cottus gobio</i>	Cha	934
Chevesne	<i>leucuscus cephalus</i>	Che	72
Gardon	<i>Rutilus rutilus</i>	Gar	18
Goujon	<i>Gobio gobio</i>	Gou	334
Loche franche	<i>Nemacheilus barbatulus</i>	Lof	804
Lamproie sp	<i>Lampetra sp</i>	Lp	393
Lamproie marine	<i>Petromyzon marunys</i>	Lpm	43
Lamproie de planer	<i>Lapetra planeri</i>	Lpp	128
Perche commune	<i>Perca fluviatilis</i>	Per	1
Rotengle	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Rot	1
Saumon atlantique	<i>Salmo salar</i>	Sat	18
Tanche	<i>Tinca tinca</i>	Tan	1
Truite	<i>Salmo trutta</i>	Trf	133
Truite de mer	<i>Salmo trutta</i>	Trm	1
Vairon	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Vai	1665
Vandoise	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Van	3
Ecrevisse de Californie	<i>Pacifastacus leniusculus</i>	Pacif	269

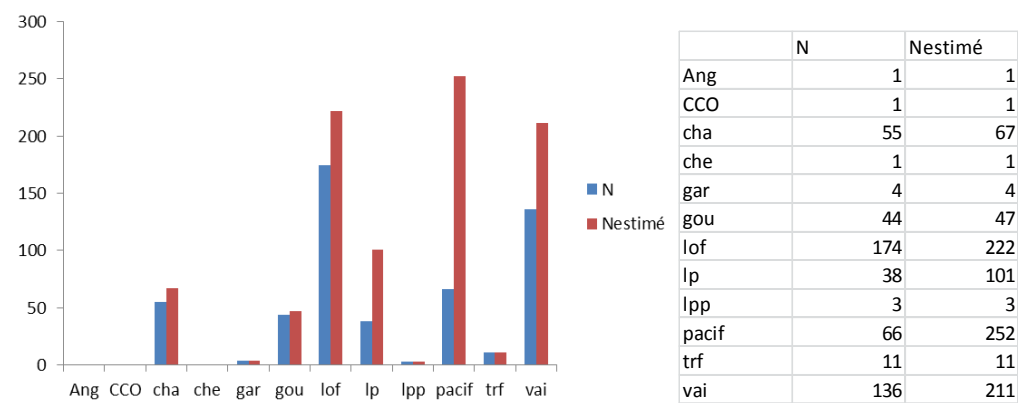
Tableau 7 : Densité estimée de chaque espèce capturée sur les stations PTE de la Sélune en 2014 (ind/100 m²)

	11	16	17	21	32	33	3bis
Surface (m²)	261,6	933,3	200	172,5	200	338	297,7
Ang	0,382263	0	0	0	0	0	20,8263352
Bro	0	0	0	0	0	0,88757396	0
CCO	0,382263	0	0	0	0	0	0
Cha	25,6116208	21,6436301	146,5	20,8695652	39	233,136095	3,0231777
Che	0,382263	1,39290689	0	19,1304348	8,5	2,66272189	1,0077259
Gar	1,52905199	0	0	0	0	5,0295858	0
Gou	17,9663609	20,4650166	0	24,9275362	21,5	8,57988166	4,70272086
Lof	84,8623853	54,6448087	55	21,4492754	2	25,443787	22,1699698
Lp	38,6085627	70,2882246	36	91,0144928	0	31,6568047	5,03862949
Lpm	0	0	0	0	0	0	72,8921733
Lpp	1,14678899	39,7514197	1	0	0	0,29585799	0
Per	0	0	0	0	0	0,29585799	0
Rot	0	0	0	0,57971014	0	0	0
Sat	0	0	0	0	0	0	6,04635539
Tan	0	0	0	0,57971014	0	0	0
Trf	4,20489297	1,82149362	17	5,2173913	14,5	6,80473373	2,68726906
Trm	0	0	0	0	0	0	0,33590863
Vai	80,6574924	134,469088	64,5	160,57971	43	2,95857988	8,06180719
Van	0	0,10714668	0	0	0	0,59171598	0
Pacif	96,3302752	14,1433623	53	16,2318841	216,5	13,3136095	0

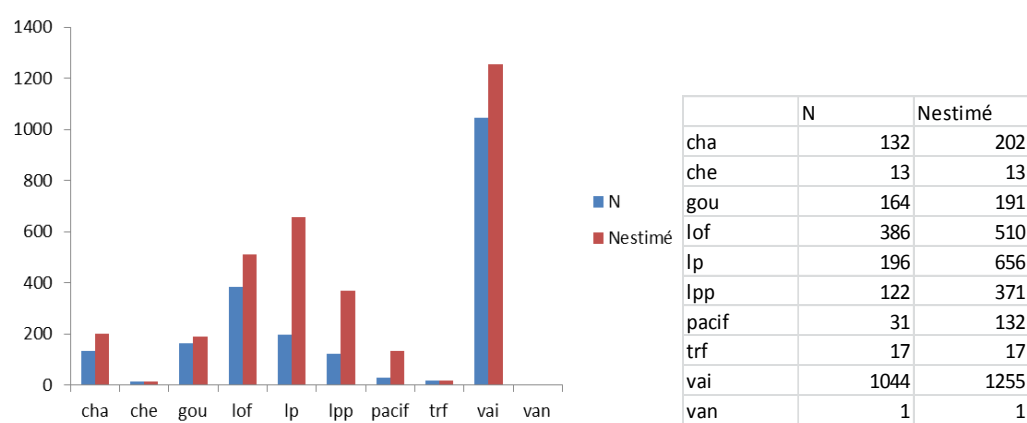
Station 3bis



Station 11



Station 16



Station 17

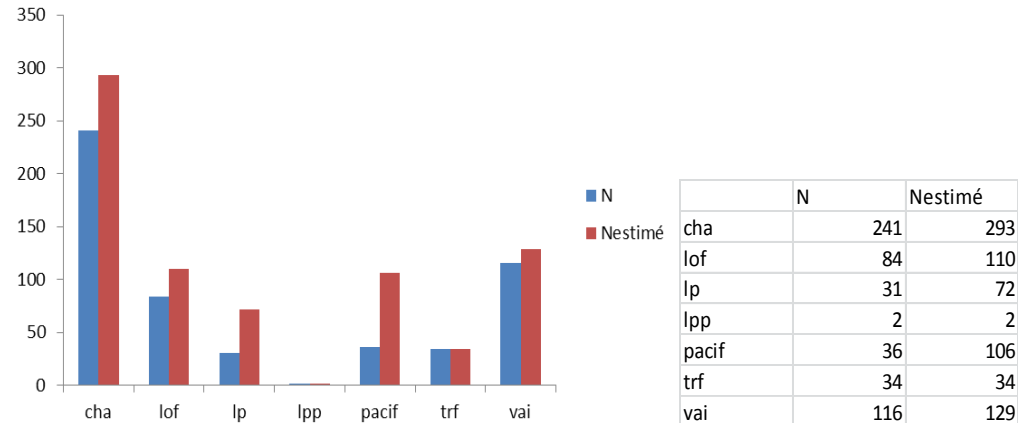


Figure 33a : Bilan des pêches toutes espèces pour les stations 3bis, 11, 16 et 17. Pour chaque station l'effectif (N) et l'effectif estimé (Nestimé)

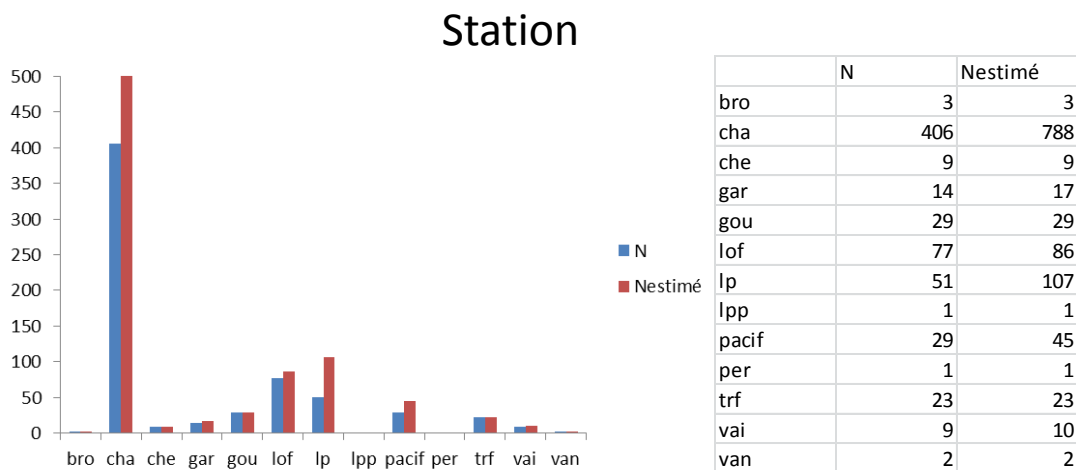
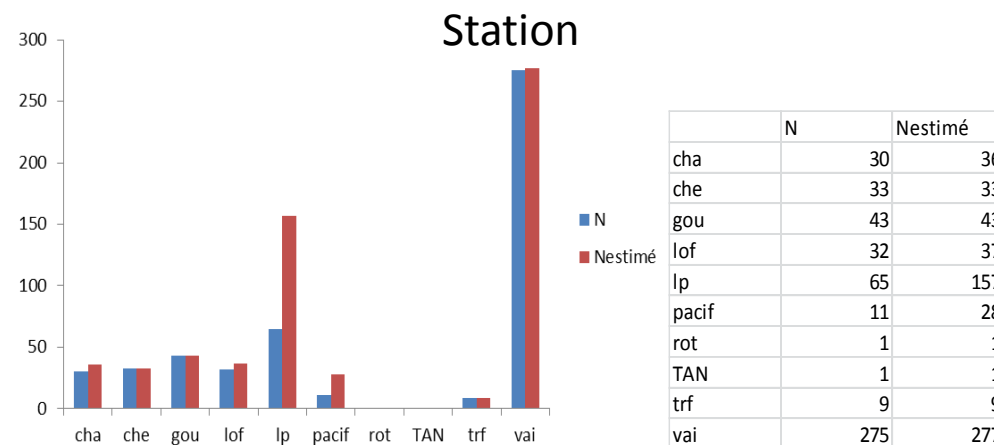
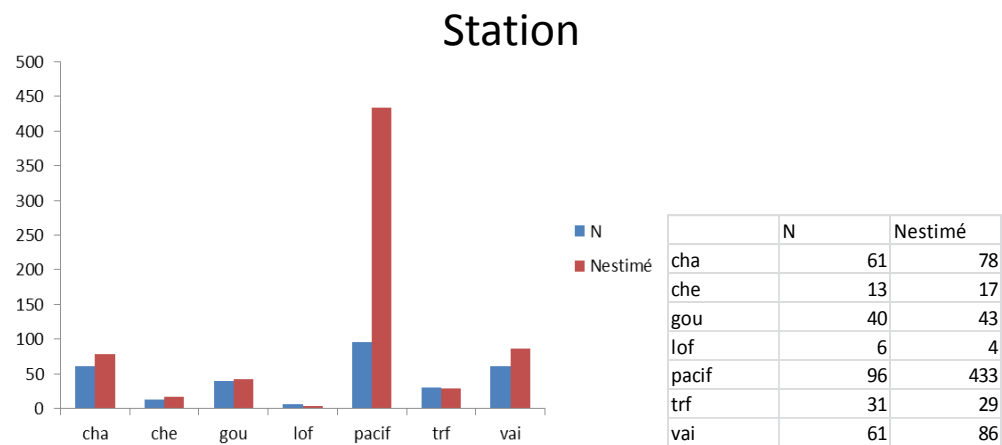


Figure 33b : Bilan des pêches toutes espèces pour les stations 32, 21 et 33. Pour chaque station l'effectif (N) et l'effectif estimé (Nestimé) par espèce sont représentés sur les histogrammes.

3- Indices d'abondance truite

3.1. Méthodes

Les inventaires truites ont été effectués entre le 1 et le 5 septembre 2014 à l'aide de la méthode VIGITRUIITE®. Cette méthode consiste à effectuer une pêche électrique d'une durée de 5 min effective sur la station. Au total, 22 stations sont réparties sur l'ensemble du bassin versant de la Sélune dont 4 en aval (Figure 34). Les stations mesurent entre 60 et 80 m de longueur. Toutes les truites capturées ont été mesurées (longueur à la fourche, mm) et des prélèvements d'écaillés et de nageoires ont été effectués.

Les structures d'âge des truites capturées sont présentées pour chaque station d'indice VIGITRUIITE® (Figure 36 a, b, c et d)

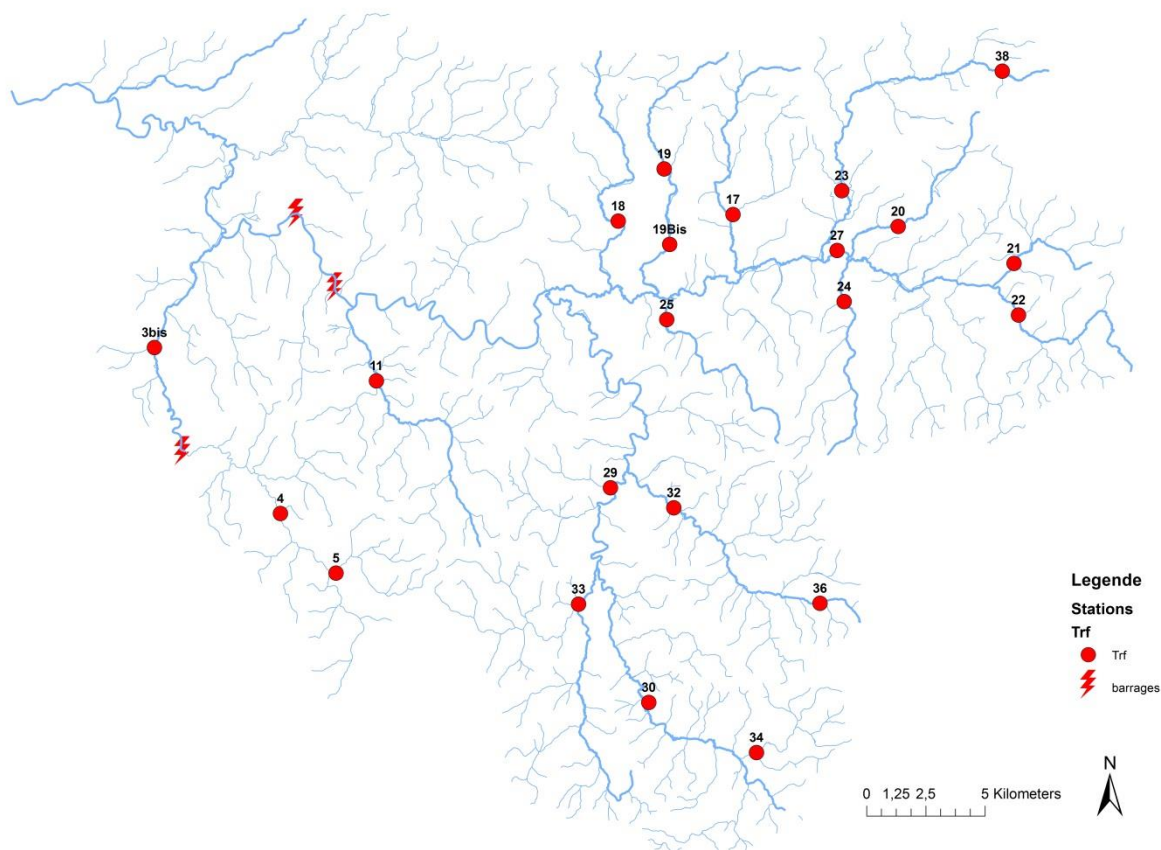


Figure 34 : Répartition des 22 stations d'indice d'abondance truites effectuées en 2014

3.2. Résultats

L'analyse des résultats montre que (Tableau 8 et Figure 35) :

- Au total, 228 truites âgées de 0+ à 4+ ont été recensées. La truite était absente de 3 stations : IAT 3bis, IAT 21 et IAT 22 : une station sur le Beuvron et deux stations situées complètement à l'amont du bassin (Rx Moulin Richard et la Sélune). Ces résultats sont assez surprenants compte tenu du fait que des truites avaient été capturées sur ces secteurs lors de la campagne 2012. De plus, des truites ont été capturées sur une portion du Moulin Richard (secteur 21) lors des PTE 2014.

- Sur l'ensemble des pêches, la classe d'âge 0+ est la plus représentée avec 43% des captures contre 39% pour les truites 1+. Seules 4 stations présentent des effectifs supérieurs de juvéniles de l'année (IAT 17, IAT 20, IAT 36 et IAT 38). Les plus fortes proportions de juvéniles sont observées sur les stations 20 et 38 avec respectivement 15 et 20 0+. Ces deux stations sont d'ordre de strahler 2 et 1.

- La taille de l'ensemble des individus s'échelonne de 50 mm à 293 mm. La taille moyenne des individus 0+, toute station confondue, est de 79 mm et celle des individus 1+ de 164 mm.

Tableau 8 : Nombre de truites pêchées sur chaque station en fonction de leur âge.

Rivière	Secteur	Age					Total
		0	1	2	3	4	
Beuvron	IAT 4	3	7	0	0	0	10
Beuvron	IAT 5	3	1	2	0	0	6
Le Lair	IAT 11	1	4	0	0	0	5
La Gueuche	IAT 17	11	4	2	0	0	17
La Douenne	IAT 18	4	2	4	0	1	11
L'Argonce	IAT 19	5	6	3	0	1	15
Rivière Saint	IAT 20	15	3	3	2	0	23
La Cance	IAT 23	10	11	5	0	0	26
Rx du Mesne	IAT 24	0	9	0	0	0	9
Le Bahan	IAT 25	4	0	4	0	0	8
Sélune	IAT 27	0	0	2	0	0	2
Airon	IAT 29	0	1	0	0	0	1
M. du Pré	IAT 32	8	8	1	0	0	17
La Glaine	IAT 33	0	1	1	0	0	2
M. du Pré	IAT 36	7	1	0	0	0	8
La Cance	IAT 38	20	9	1	0	0	30
L'Argonce	IAT 19bis	3	7	3	0	0	13
Airon	IAT 30bis	2	14	4	0	0	20
Airon	IAT 34	2	1	2	0	0	5
Beuvron	IAT 3bis	0	0	0	0	0	0
Moulin Rich	IAT 21	0	0	0	0	0	0
Sélune	IAT 22	0	0	0	0	0	0
Total		98	89	37	2	2	228

Rivière	Secteur	Age				
		0	1	2	3	4
Rx du Mesne	IAT 24	0	171,00	0	0	0
Sélune	IAT 27	0	0	197,00	0	0
Airon	IAT 29	0	170,00	0	0	0
La Glaine	IAT 33	0	192,00	243,00	0	0
Beuvron	IAT 3bis	0	0	0	0	0
Rivière Saint Airon	IAT 20	60,67	142,00	180,67	213,50	0
Airon	IAT 30bis	68,50	143,00	210,50	0	0
La Douenne	IAT 18	69,50	142,00	205,50	0	288,00
Beuvron	IAT 5	75,00	190,00	233,00	0	0
Airon	IAT 34	76,50	216,00	289,00	0	0
La Cance	IAT 38	77,05	138,67	216,00	0	0
L'Argonce	IAT 19bis	77,67	157,00	204,00	0	0
La Cance	IAT 23	77,90	150,27	218,80	0	0
Beuvron	IAT 4	78,67	170,29	0,00	0	0
La Gueuche	IAT 17	79,64	139,25	200,00	0	0
L'Argonce	IAT 19	80,40	134,33	188,67	0	290,00
Le Lair	IAT 11	86,00	164,00	0	0	0
Le Bahan	IAT 25	86,75	0	230,75	0	0
M. du Pré	IAT 32	94,50	167,50	255,00	0	0
M. du Pré	IAT 36	95,29	203,00	0,00	0	0

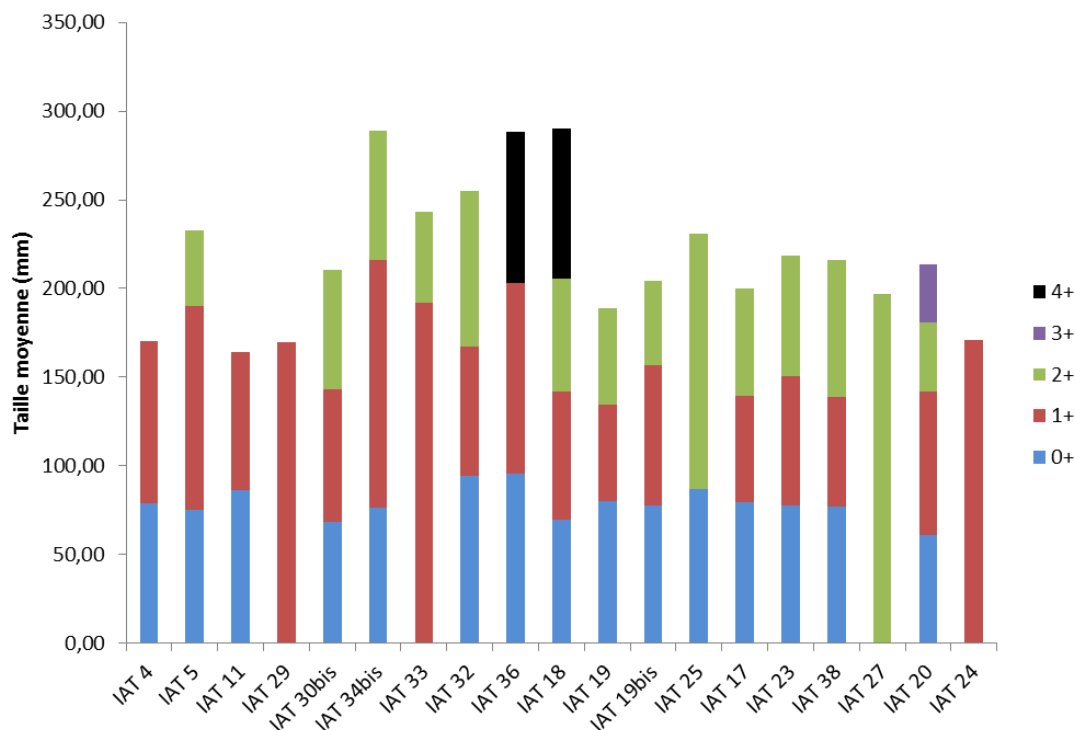


Figure 35 : Histogramme des tailles moyennes des truites sur chaque station VIGITRUIITE® (les données sont superposées).

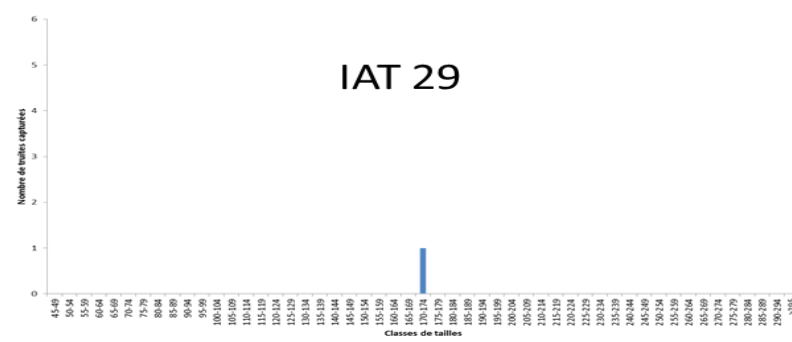
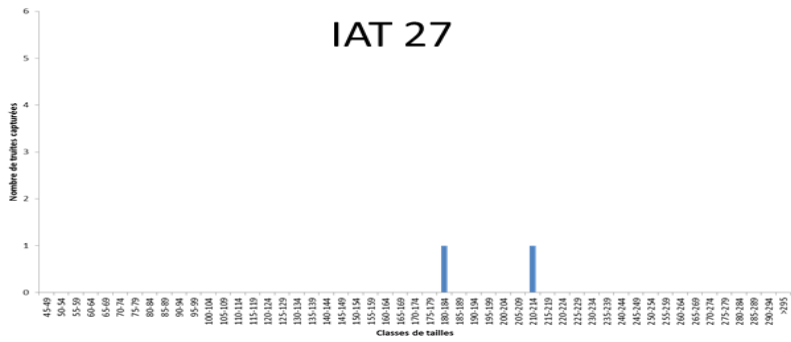
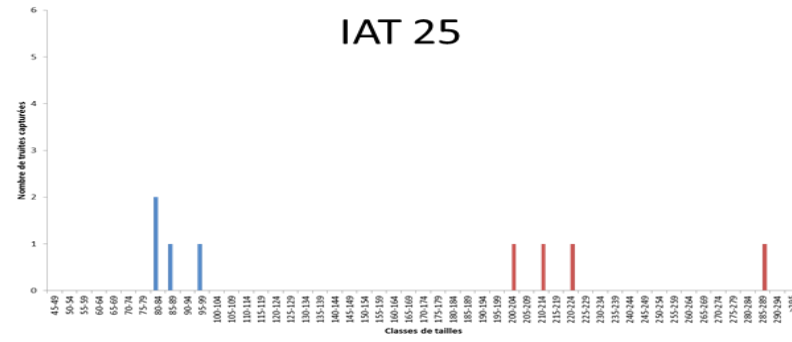
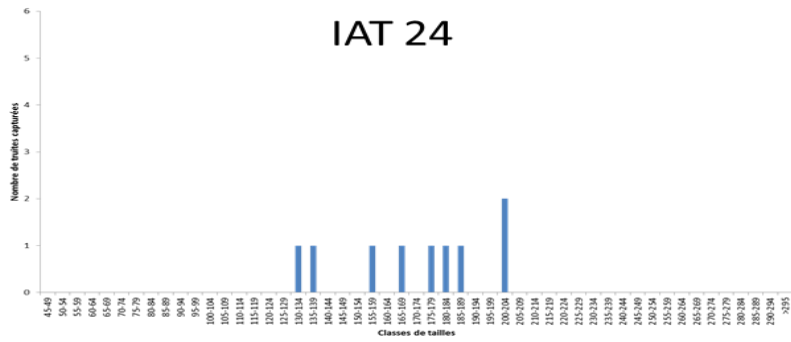
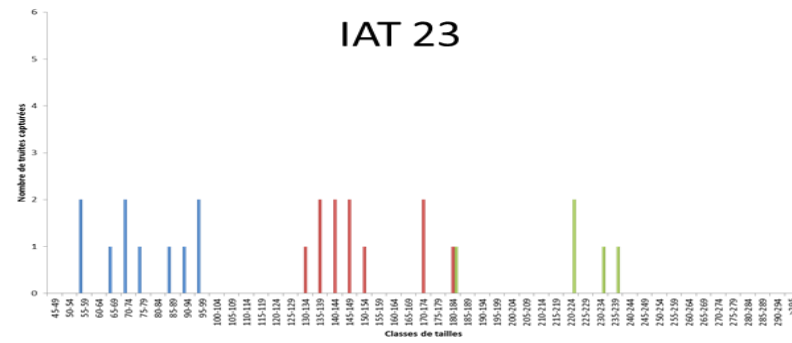
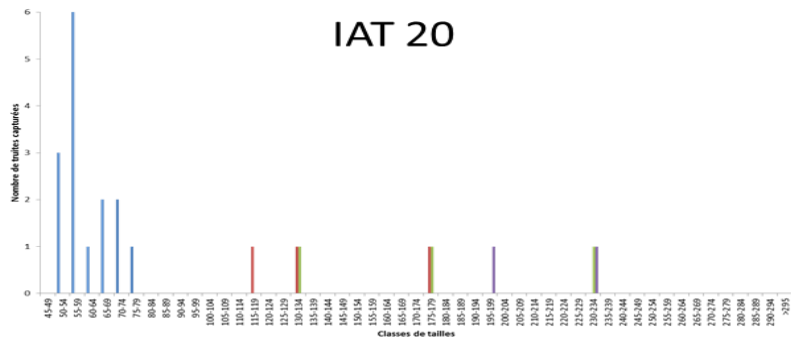


Figure 36b : Histogramme de classe de tailles des truites capturées pour les stations VIGITRUIITE ® IAT 20, 23, 24, 25, 27 et 29

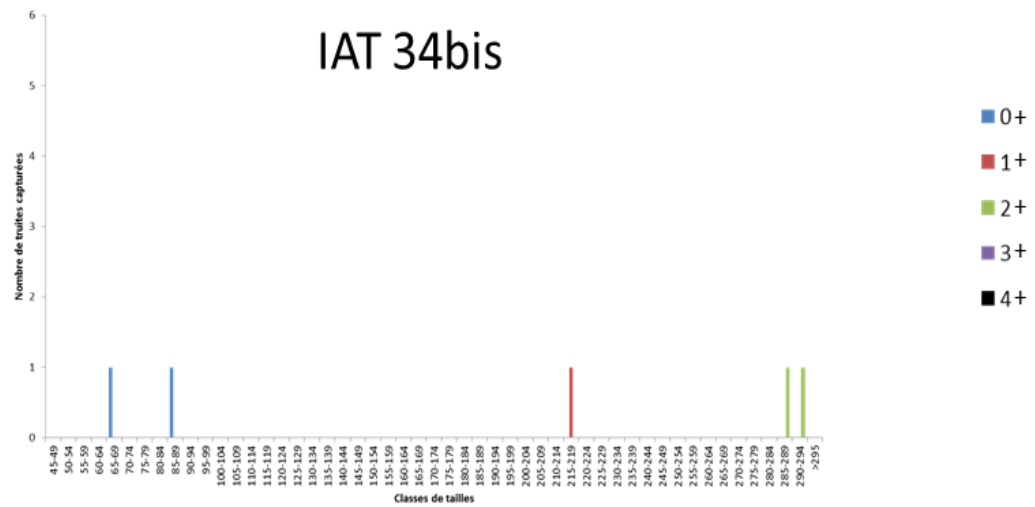


Figure 36d : Histogramme de classe de tailles des truites capturées pour la stations VIGITRUIITE ® IAT 34bis

C- Estimation des capacités de production en saumon de la Sélune après l'arasement des deux barrages.

Introduction

Les impacts négatifs des barrages sur les écosystèmes rivulaires sont nombreux (Dynesius, 1994 ; Bernhardt *et al.*, 2005). Les barrages sont à l'origine de modifications significatives du régime hydrologique et de la température de l'eau, et sont responsables de la rupture du continuum hydrologique (Vannote *et al.*, 1980 ; Junk *et al.*, 1989 ; Thorp & Delong, 1994 ; Benda *et al.*, 2004). Ils créent des lacs de retenue de superficie plus ou moins grande qui piègent les sédiments et les apports trophiques venant de l'amont, modifiant ainsi les flux biogéochimiques et la disponibilité des ressources alimentaires pour les communautés situées en aval. De plus, ces lacs modifient les habitats originaux de la rivière, passant d'un état lotique à un état lentique. Les faibles vitesses de courant et les grandes profondeurs qui caractérisent ces habitats vont modifier les communautés biologiques, favorisant les espèces les mieux adaptées à cet habitat lentique (Bednareck, 2001).

Dans ce contexte, l'enlèvement des barrages est un outil potentiel fort pour la restauration écologique des cours d'eau, permettant un retour à une hétérogénéité des habitats et à la libre circulation des flux hydro-sédimentaires et des espèces migratrices. Les conséquences globales d'une telle opération sur le milieu peuvent cependant être difficiles à prévoir et à généraliser, qu'elles soient bénéfiques ou non souhaitables (modification des communautés en place, augmentation de la vulnérabilité d'espèces en danger) d'un point de vue écologique. Ainsi, lors de l'arasement du barrage de Fulton sur la rivière Yahara (Wisconsin, USA), des graminées de prairies humides ont remplacé les espèces de roseaux et de carex (American Society of Civil Engineers 1997), entraînant le déclin des populations de canards et de rats musqués inféodées à ces espèces végétales. L'enlèvement de barrages constitue donc, au même titre que leur installation, une perturbation écologique importante. Mais l'utilisation de cet outil correspond à une application très actuelle de la directive cadre européenne sur l'Eau qui implique le retour du bon état écologique et de la continuité écologique des cours d'eau.

En France, aucun cas d'étude d'enlèvement de barrage n'a été jusqu'à présent véritablement documenté, bien que trois grands barrages aient été arasés entre 1996 et 1998. En revanche, ce type d'opération est relativement fréquent aux Etats-Unis où la réflexion est largement avancée et prend en compte d'une manière pragmatique le niveau de production des barrages, leur durée d'exploitation et le compromis entre les coûts et bénéfices de leur maintien.

Les travaux de démantèlement de deux barrages sur la Sélune constituent un cas d'étude unique en regard de l'ampleur des ouvrages hydrauliques concernés (16 et 36 m), au linéaire de rivière actuellement ennoyé et au verrou qu'ils représentent pour la circulation des poissons sur le réseau hydrographique. La Sélune (91 km, 1040 km²) est un des quatre cours d'eau de la Baie du Mont Saint-Michel avec la Sée (estuaire commun), le Couesnon et la Sienne. La Sélune est fréquentée par la communauté de poissons diadromes (saumon, truite de mer, anguille, lamproies et aloses) sur un linéaire réduit de son cours principal (14 km) en raison de la présence de ces deux grands barrages depuis 1919.

Leur démantèlement aura de nombreuses conséquences sur la qualité physicochimique de l'eau, la géomorphologie du chenal et donc sur les habitats aquatiques. De nombreuses surfaces d'habitats favorables vont ainsi être recréées dans la zone actuellement ennoyée, tandis que d'autres zones favorables sur les affluents amont vont devenir disponibles pour les

espèces migratrices, en particulier pour le saumon atlantique. Sous nos latitudes, l'anadromie est obligatoire chez cette espèce, ce qui signifie qu'aucune population n'a pu se maintenir à l'amont des barrages. Par ailleurs, des études récentes ont montré que les populations de saumon des quatre rivières de la Baie du Mont Saint-Michel appartiennent au même groupe génétique (Perrier *et al.*, 2011) impliquant un certain taux de dispersion et donc d'échanges entre rivières (Perrier *et al.*, 2012). De fait, il est possible que la recolonisation de la Sélune par le saumon après enlèvement des barrages puisse être soutenue par ces échanges entre populations et amplifiée par l'attractivité de nouveaux habitats disponibles hautement favorables présents sur la Sélune (forte pente de la zone actuellement ennoyée). Il est important dans ce contexte de pouvoir prédire avec précision les surfaces d'habitats favorables au saumon après retrait des barrages. En effet, ces habitats conditionneront la capacité d'accueil, et donc le retour du saumon dans la rivière.

Le travail présenté ici a deux objectifs : (i) évaluer les surfaces d'habitats favorables à la production du saumon (équivalents radiers/rapides) sur la zone actuellement ennoyée et le bassin amont de la Sélune et (ii) évaluer la production en smolts de toutes ces zones et le gain de saumon adultes potentiel.

Matériel et méthodes

1- Données disponibles et démarche

1.1. Estimation des surfaces potentielles de production

L'estimation des surfaces de production a comporté deux étapes :

(i) l'utilisation des descriptions d'habitat disponibles faites en 2010 par le bureau d'études HydroConcept et l'Onema. Ces descriptions concernent tout le bassin amont de la Sélune hors zone ennoyée. Elles sont presque exhaustives dans la mesure où seuls deux affluents de l'Airon n'ont pas été cartographiés à savoir la Glaine et le Moulin du Pré. Par ailleurs, dans cette estimation n'ont été pris en compte que les cours d'eau ou partie de cours d'eau de largeur $\geq 2,50$ m car la probabilité pour un saumon adulte de coloniser des zones de largeur inférieure à cette valeur reste très faible.

(ii) la mise en place d'un modèle pour estimer les surfaces potentielles de production en saumon de la zone ennoyée

Les surfaces estimées sont exprimées en UPSAT, un UPSAT correspondant à 100m² d'équivalents radiers/rapides (EQRR), Ces surfaces d'EQRR ou surfaces d'habitat favorable à la colonisation du saumon, correspondent à la somme des surfaces de radiers (R) et rapides (Rp) plus un cinquième des plats présents dans la rivière : $ERR=R+Rp+1/5(PC+PL)$ (Prévost & Porcher, 1996).

1.2. Production potentielle en smolts et en adultes

Cette production est estimée à partir d'un modèle qui utilise des données de dynamique de population du saumon atlantique récoltées de 2000 à 2012 sur deux cours d'eau de l'Observatoire de Recherches en Environnement Petits Fleuves Côtiers (ORE PFC) : l'Oir (production en smolts) et le Scorff (survie smolt adulte).

2- Mise au point des modèles

2.1. Modèle de prédiction des surfaces d'équivalent radiers/rapides

Nous avons utilisé les nombreuses données d'habitats récoltées sur différentes rivières : Le Scorff, l'Orne, la Sée, la Sienne, la Sélune (en aval des barrages), l'Oir, et le ruisseau de la Roche. Sur chacune d'entre elles, les informations sur la largeur, la longueur, la pente, la répartition des différents types d'habitats sont disponibles par grand tronçon. Une première analyse de ces données montre qu'il existe (i) une forte relation positive entre la pente de la

rivière et la quantité d'UPSAT ($p < 0.001$, coefficient de Pearson $r = 0.81$) et (ii) une relation négative mais moins forte entre la largeur du cours d'eau et la quantité d'UPSAT présents ($p < 0.001$, coefficient de Pearson $r = -0.47$) (Figure 37).

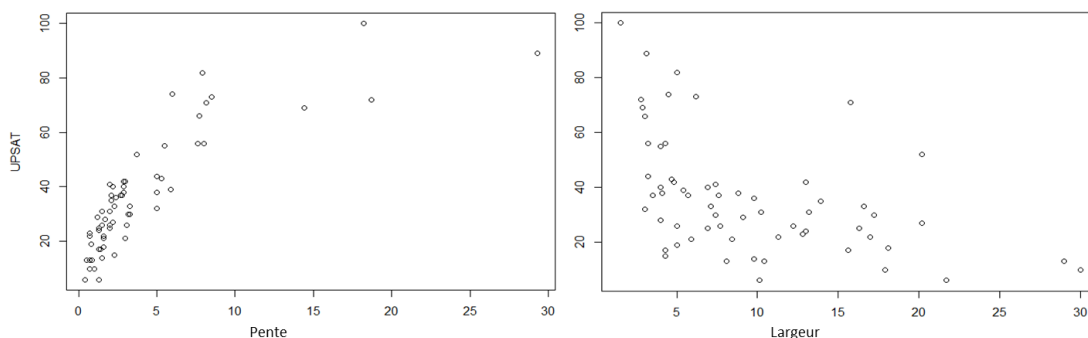


Figure 37 : Relation entre a) la pente (unité) et b) la largeur (m) d'un cours d'eau et la proportion (%) d'UPSAT présents.

Ces corrélations permettent de développer un modèle capable de prédire la surface d'habitat favorable au saumon en fonction des paramètres physiques de la rivière (pente et largeur) pour des tronçons où l'habitat est inconnu, (tableau 9).

Afin de prendre en compte la non-indépendance des données d'habitat collectées au sein d'un même bassin versant (potentiellement liés à des effets observateur, saison, géomorphologie, etc...), un modèle mixte (GLMM) a été choisi avec une variable bassin en effet aléatoire. Le modèle a été testé en le comparant aux estimations faites par la méthode classique de description des habitats faite sur la partie haute de la Sélune (données non incluses dans le modèle).

Enfin, la surface potentielle de la zone ennoyée a été estimée à partir de données de pente calculées à partir du profil en long du cours d'eau et de largeur estimées à partir de profils bathymétriques récents (EDF, 2011) et des cartes historiques du cours d'eau. Ces dernières informations ont permis d'estimer une largeur moyenne de 20 m pour la rivière.

2.2. Modèle prédictif de la production potentielle de saumon

Un modèle matriciel stochastique a été développé pour estimer la production potentielle de saumon en amont des barrages, en termes de smolts dévalants et de retour d'adultes. Trois états sont considérés : UPSAT, smolt et adulte, tel que :

$$N(t + 1) = \begin{pmatrix} 0 & 0 & 0 \\ Prod & 0 & 0 \\ 0 & Sm & 0 \end{pmatrix} \cdot N(t)$$

Où

Prod décrit le potentiel de production en smolt d'un UPSAT, estimé à partir des données récoltées sur l'Oir sur la période 2000-2012.

Sm décrit la survie en mer du stade smolt au stade adulte, estimée à partir des données récoltées sur le Scorff sur la période 2000-2012.

Afin de prendre en compte la variabilité des données, Prod et Sm sont définis par des distributions dans lesquelles les valeurs de paramètres sont tirées aléatoirement, tel que :

Prod = Normal(6,18, 2,06), Sm = Beta'(0,0842, 0,054) (note: Beta' est une variante d'une loi Beta, définie à partir de la moyenne et de l'écart type). Dans cette formule, 6,18 et 2,06 sont

la moyenne et l'écartype du nombre smolts produits par un UPSAT sur l'Oir de 2000 à 2012 et 0,0842 et 0,054 sont la moyenne et l'écartype du taux de survie en mer des saumons adultes sur le Scorff pour la même période.

La moyenne et de l'erreur standard du nombre de saumon potentiel produit par secteur sont estimés après 100 simulations.

Résultats et discussion

1- Estimation des surfaces de production

1.1. Sur la zone ennoyée

Dans le modèle développé, les effets fixes comprennent la pente, la largeur et leur interaction, tel que $\log(\text{UPSAT}) \sim \log(\text{Pente}) * \log(\text{Largeur}) + (1 | \text{Bassin})$ ($R^2=0.8018$).

Tableau 9 : Modèle linéaire de prédiction de la quantité d'UPSAT dans une rivière

GLMM UPSAT~Pente*Largeur	Estimate	Std . Error	T value
Intercept	3.24587	0.25659	12.650
Log(Pente)	0.32859	0.12306	2.670
Log(Largeur)	-0.17730	0.10412	-1.703
Log(Pente):Log(Largeur)	0.14056	0.06257	2.246

A partir des paramètres estimés du modèle GLMM (tableau 1), la proportion d'UPSAT sur un secteur donné est estimé par la formule suivante $\text{UPSAT} = \exp(3.24587) * \text{Pente}^{(0.32859)} * \text{Largeur}^{(-0.17730)} * (\text{Pente} + \text{Largeur})^{0.14056}$ (figure 38).

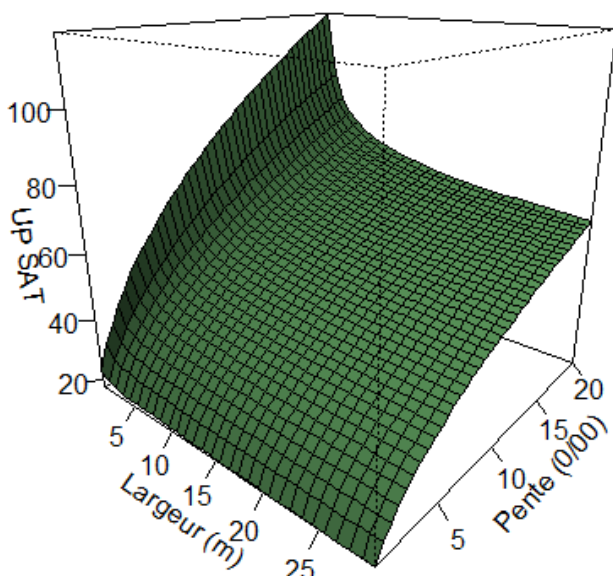


Figure 38 : Proportion d'UPSAT estimée dans une rivière en fonction de sa largeur et sa pente.

Les estimations de surface issues du modèle apparaissent très comparables à celles utilisant la description d'habitat confirmant la pertinence du modèle. En effet, les valeurs prédites par le

modèle ne sont pas différentes de celles observées (test t de student : $t=-0.2008$; $p\text{-value}=0.8419$) (Figure 39).

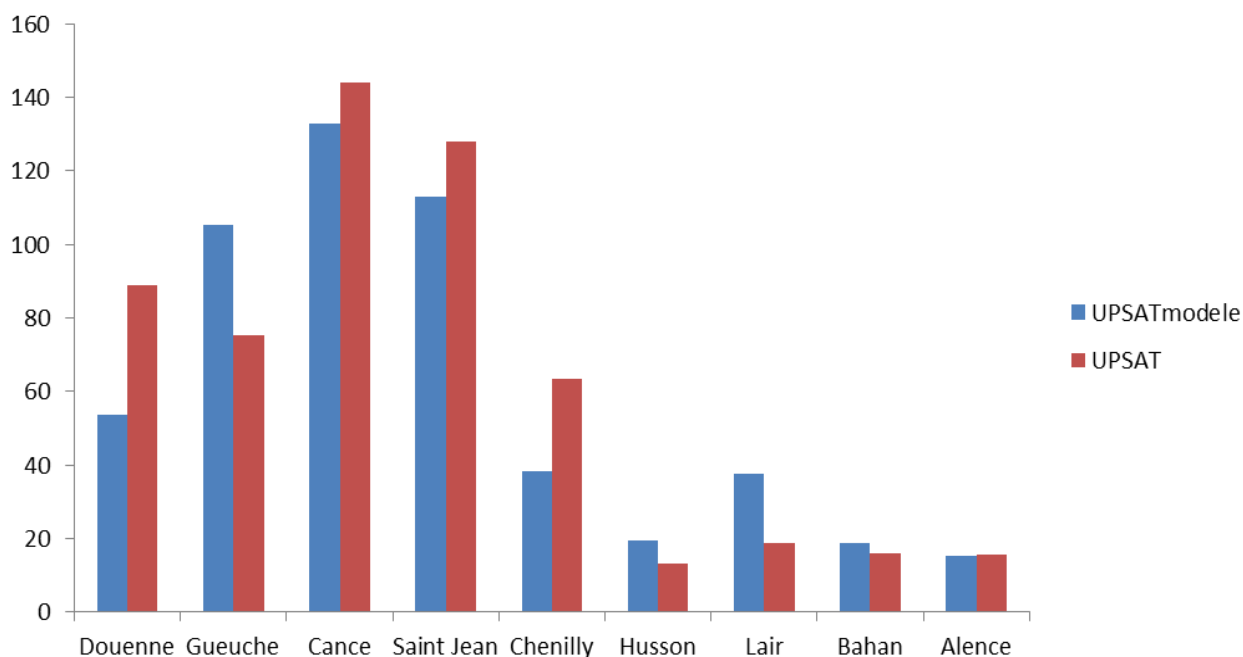


Figure 39 : Comparaison entre la quantité d'UPSAT théoriques et observés

Ainsi, ce modèle permet d'estimer à 872,6 UPSAT pour la zone actuellement ennoyée (Tableau 10).

1.2. Estimation de la surface totale potentielle du bassin de la haute Sélune

En utilisant les deux sources de données (modèle et description des habitats), la surface potentielle d'UPSAT pour l'ensemble du bassin de la haute Sélune est estimée à 2515 UPSAT (tableau 2). Ceci traduit le fait que la partie amont de la Sélune constitue les 2/3 de la surface de la zone potentiellement colonisable. Il n'en reste pas moins que la zone actuellement ennoyée compte tenu de ses caractéristiques physiques (forte pente et grande largeur) pourrait constituer une zone d'habitats plus optimale pour la colonisation du saumon dont l'un des paramètres déterminants dans sa répartition sur une rivière est la vitesse de courant (Bardonnnet & Baglinière, 2000).

L'accès du saumon à ces nouvelles zones va constituer un gain en surface d'UPSAT plus de trois fois celle actuellement utilisée par le saumon.

2- Estimation du potentiel en smolts et en adultes

Le potentiel en smolts est estimé à plus de 5000 individus pour la zone ennoyée soit une production similaire à celle de la zone aval actuelle et soit plus du tiers de la production potentielle totale du bassin de la haute Sélune (amont des barrages) (Tableau 10).

Tableau 10. Nombre d'UPSAT, de smolts et saumons adultes estimés dans le bassin de la Haute Sélune après enlèvement des barrages et comparaison avec les surfaces et les productions de la zone aval actuellement colonisée.

Section	UPSAT	Source	Smolt	SE	Adultes	SE
Amont des barrages						
Affluent Manche Amont	574,4	Bureau d'étude	3451,7	118,3	300,2	19,4
ZE, largeur 20m	872,6	Profil en long/bathy	5243,7	179,8	456	29,5
Selune, cours principal amont	385,5	Habitats Onema	2316,6	79,4	201,5	13
Airon	531,7	Habitats Onema	3195,1	109,5	277,9	18
Cance	150,8	Habitats Onema	906,2	31,1	78,8	5,1
Total Amont	2515		15113,3	518,1	1314,4	85
Aval des barrages						
Selune aval	253,7	Habitats Onema	1524,6	52,3	132,6	8,6
Oir + affluents	269,7	Habitats Onema	1620,7	55,6	141	9,1
Beuvron aval	263	Habitats Onema	1580,4	54,2	137,5	8,9
Tatl Aval	907,4		5452,8	187	474,3	30,7
Total Amont						
Total bassin Sélune	3422		20566,1	705,1	1788,7	115,7

De même, le potentiel d'adultes est estimé à 456 adultes pour la zone ennoyée soit une production similaire à celle de la zone aval actuelle et soit plus du tiers de la production potentielle de la zone située en amont des barrages.

Au total, la population de saumons adultes serait multipliée par quatre avec la réouverture de des zones situées en amont des barrages. Il faut, cependant, garder à l'esprit que le taux de survie de l'adulte en mer est plutôt en baisse actuellement à cause des modifications du milieu marin liées au changement climatique et à la dégradation des cours d'eau (ICES, 2013). En effet, le taux de survie moyen observé chez le saumon adulte entre 2006 et 2012 est de 5,3 % sur le Scorff donc assez loin de la valeur utilisée (8,4 %). Avec cette valeur, le nombre total de saumons adultes ne serait plus alors que de 760 adultes produits par la zone rouverte.

Références bibliographiques

- American Society of Civil Engineers, Task Committee on Guidelines for Retirement of Dams and Hydroelectric Facilities of the Hydropower Committee of the Energy Division. 1997. Guidelines for Retirement of Dams and Hydroelectric Facilities. American Society of Civil Engineers, New York, New York, 243 pp.
- Baglinière J.L., Elie P., 2000. Les aloses (*Alosa alosa* et *Alosa fallax* spp.) : Ecobiologie et variabilité des populations. CEMAGREF-INRA, Paris, 275 p.
- Baglinière J.L., Ombredane D., 2013. Le saumon atlantique et la truite commune dans le Massif armoricain : éléments d'écologie et de fonctionnement des populations. Pen Ar Bed, 215, 9-14.
- Baglinière J.L., Porcher J.P., 1994. Caractéristiques des stocks de reproducteurs et comportement lors de la migration génésique. 101-122 in "Le saumon atlantique : Biologie et gestion de la ressource", J. C. Gueguen et P. Prouzet (Eds), IFREMER, Brest,
- Bardonnet A., Baglinière J.L., 2000. Freshwater habitat of Atlantic salmon (*Salmo salar*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 57, 497-508
- Bednarek A. 2001. Undamming Rivers: A Review of the Ecological Impacts of Dam Removal. Environmental Management 27(6):803-814
- Belcher, E.O., Matsuyama, B., Trimble, G.M., 2001. Object identification with acoustic lenses., MTS/IEEE oceans, volume 1, session 1., Honolulu, Hawaii.
- Belcher, E.O., Hanot, W., Burch, J., 2002. Dual-frequency identification sonar., 2002 International Symposium on underwater technology, Tokyo, Japan. 187-192.
- Benda, L., Poff, N.L., Miller, D., Dunne, T., Reeves, G., Pess, G., Pollock, M., 2004. The network dynamics hypothesis: How channel networks structure riverine habitats. BioScience, 54, 413-427
- Bernhardt E.S., Palmer M.A., Allan J.D., Alexander G., Barnas K., Brooks S., Carr J., Clayton S., Dahm C., Follstad-Shah J., Galat D., Gloss S., Goodwin P., Hart D., Hassett B., Jenkinson R., Katz S., Kondolf G. M., Lake P. S., Lave R., Meyer J. L., O'Donnell T. K., Pagano L., Powell B., E. Sudduth , 2005. Synthesizing US river restoration efforts. Science, 308, 636-637
- Burdick, S.M. & Hightower, J.E., 2006. Distribution of spawning activity by anadromous fishes in an Atlantic slope drainage after removal of a low-head stream. Transactions of the American Fisheries Society 135, 1290-1300.
- Burroughs, B.A., Hayes, D.B., Klomp, K.D., Hansen, J.F. & Mistak, J., 2010. The effects of the Stronach Dam removal on fish in the Pine River, Manistee County, Michigan. Transactions of the American Fisheries Society 139, 1595-1613.
- Bushaw-Newton, K.L., Hart, D.D., Pizzuto, J.E., Thomson, J.R., Egan, J., Ashely, J.T., Johnson, T.E., Horwitz, R.J., Keeley, M., Lawrence, J., Charles, D., Gatenby, C., Kreeger, D.A., Nightengale, T., Thoams, R.L. & Velinsky, D.J., 2002. An integrative approach towards understanding ecological responses to dam removal: the Manatawny Creek Study. Journal of the American Water Resources Association 38, 1581-1599.
- Butchart Stuart, H. M., Walpole, M., Collen, B., *et al*, 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. Science. 238, 1164-1138.
- Cassou-Leins J.J., Cassou-Leins F., Boisneau P. et Baglinière J.L., 2000. La reproduction 73-92 *in*: Baglinière J.L., Elie, P., editors. Les aloses (*Alosa alosa* et *Alosa fallax* spp.): Ecobiologie et variabilité des populations. Paris: Inra-Cemagref.
- Cattalano, M.J., Bozek, M.A. & Pellett, T.D., 2007. Effects of dam removal on fish assemblage structure and spatial distributions in the Baraboo River, Wisconsin. North American Journal of Fisheries Management 27, 519-530.
- Collier, M., Webb, R.H., and Schmidt, J.C. 1996. Dams and rivers: primer on the downstream effects of dams. U.S. Geological Survey Circular 1126, Denver, CO 94 p. Consumers Power Company. 1994. Historical perspective: Stronach Dam, Pine River, Michigan. Consumers Power Company, Jackson, Michigan. February 1994.
- Doyle, M.W., Stanley, E.H., Orr, C.H., Selle, A.R., Sehti, S.A. & Harbor, J.M., 2005. Stream ecosystem response to small dam removal: lessons from the heartland. Geomorphology 71, 227-244.
- Dynesius M., Nilsson C., 1994. Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. Science, 266, 753-762

- Forget, G., Martignac, F., Marchand, M., Daroux, A., Thieulle, L., Guillard, J., Baglinière, J.L.B. 2012. Mise au point des méthodes de caractérisation de l'état du peuplement de poissons et espèces assimilées sur la Sélune. Rapport ONEMA.
- Forget, G., Martignac, F., Marchand, M., Daroux, A., Thieulle, L., Guillard, J., Baglinière, J.L.B. 2013. Mise au point des méthodes de caractérisation de l'état du peuplement de poissons et espèces assimilées sur la Sélune. Rapport ONEMA.
- Foote, K.G., 2009. Acoustic Methods: Brief Review and Prospects for Advancing Fisheries Research, in: Beamish&Rothschild (Ed.), The Future of Fisheries Science in North America, . 313-342.
- Gregory, J. and Clabum, P., 2003. Avoidance behaviour of *Alosa fallax fallax* to pulsed ultrasound and its potential as a technique for monitoring clupeid spawning migration in a shallow river. Aquatic Living Resources 16, 313–316.
- Hansen, J.F. & Hayes, D.B., 2011. Long-term implications of dam removal for macroinvertebrate communities in Michigan and Wisconsin rivers, United States. River Research and Applications, DOI: 10.1002/rra.1540
- Hart, D.H., Johnson, T.E., Bushaw-Newton, K.L., Horwitz, R.J., Bednarek, A.T., Charles, D.F., Kreeger, D.L. & Velinsky, D.J., 2002. Dam removal: challenges and opportunities for ecological research and river restoration. BioScience 52, 669-681.
- Heino, J., R. Virkkala & Toivonen, H. (2009). Climate change and freshwater biodiversity: detected patterns, future trends and adaptations in northern regions. Biological Review 84, 39–54.
- Hughes, J.B., 2012. Combining Count Data from Split-beam and Multiple DIDSON Sonar Techniques to Estimate Spawning Run Abundance of Anadromous Fishes in the Roanoke River, NC, Fisheries, Wildlife, and Conservation Biology. Graduate Faculty of North Carolina State University, Raleigh, North Carolina, p. 127.
- ICES, 2013. Report of the Working Group of North Atlantic salmon. ICES CM 2013/ACOM: 09. 369 p.
- Junk, W.J., P.B. Bayley, Sparks R.E., 1989. The Flood Pulse Concept in River-floodplain systems. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 106:110-127
- Kanehl, P.D., Lyons, J. and Nelson, J.E. 1997. Changes in the Habitat and Fish Community of the Milwaukee River, Wisconsin, Following Removal of the Woolen Mills Dam. North American Journal of Fisheries Management 17:387-400.
- Karr, J.R., 1991. Biological integrity : a long-neglected aspect of water resource management. Ecol. Appl. 1, 66-84.
- Ligon, F. K., Dietrich, W.E., and Trush, W. J. 1995. Downstream ecological effects of dams. Bioscience 45(3):183–192.
- Malanson G.P. (1993) Riparian Landscapes. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Martignac, F., Daroux, A., Baglinière, J.L., Ombredane, D., Guillard, J., 2014. The use of acoustic cameras in shallow waters: new hydroacoustic tools for monitoring migratory fish population. A review of DIDSON technology. Fish and Fisheries, doi: 10.1111/faf.12071.
- Martignac F., Le Gonidec C., Daroux A., Guillard J., Baglinière J.L., Grimaldi C. , Crave A., 2014. Rapport d'étape annuel - Programme Sélune Phase pré-arasement. UMR INRA-Agrocampus Ouest Ecologie et Santé des Ecosystèmes, Rennes ; Asconit Consultants ; UMR INRA Sol, Agriculture, Spatialisation, Rennes ; Geosciences, Université de Rennes 1 ; UMR INRA Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques et les Ecosystèmes Lacustres, Thonon-les-Bains. Agence de l'Eau Seine Normandie. Janvier 2014. 50 p.
- Martinez, P.J., Chart, T.E., Trammell, M.A., Wullschleger, J.G, and Bergersen, E.P. 1994. Fish species composition before and after construction of a main stem reservoir on the White River, Colorado. Environmental Biology of Fishes 40: 227-239.
- Maxwell, S.L., 2007. Hydroacoustics: Rivers. Protocols, 133-152.
- Maxwell, S.L., Gove, N.E., 2004. The feasibility of estimating migrating salmon passage rates in turbid rivers using a dual frequency identification sonar (DIDSON). Alaska department of Fish and Game, p. 88.
- McCormick, S. D., Lerner, D. T., Monette, M.Y, Nieves-Puigdoll, K., Kelly, J.T. & Björnsson, B.T., 2009. Taking It with You When You Go: How Perturbations to the Freshwater Environment, Including Temperature, Dams, and contaminants, affect Marine Survival of Salmon. American Fisheries Society Symposium 69, 195–214
- Mennesson-Boisneau C., Aprahamian M.W., Sabatié M-R., Cassou-Leins J.J., 2000. Remontée migratoire des adultes. 55-72 in: Baglinière J.L., Elie, P., editors. Les aloses (*Alosa alosa* et *Alosa fallax* spp.): Ecobiologie et variabilité des populations. Paris: Inra-Cemagref;
- Petts, G.E. 1980. Long-term consequences of upstream impoundment. Environmental Conservation 7(4):325-332.

- Poff, N.L., Allan, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E., and Stromberg, J.C. 1997. The natural flow regime. *Bioscience* 47(11):769–784.
- Poff, N.L. & Hart, D.D., 2002. How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal. *BioScience* 52, 659-667.
- Pollard, A. & Reed, T., 2004. Benthic invertebrate assemblages change following dam removal in a Wisconsin stream. *Hydrobiologia* 513, 51-58.
- Prévost, E., and Porcher, J. P. 1996. Méthodologie d'élaboration de Totaux Autorisés de Captures (TAC) pour le saumon atlantique (*Salmo salar* L.). Evaluation et gestion de poissons migrateurs. GRISAM document scientifique, 1. 18 pp.
- Quinn, J.W. and Kwak, T.J. 2003. Fish assemblage changes in an Ozark river after impoundment: a long-term perspective. *Transactions of the American Fisheries Society* 132:110-119.
- Rose, K.A., 2000. Why are quantitative relationships between environmental quality and fish populations so elusive? *Ecol. Appl.* 10, 367-385.
- Scheurer K., Alewell C., Bänninger D. & Burkhardt-Holm P., 2009. Climate and land-use changes affecting river sediment and brown trout in alpine countries—a review. *Environmental Science Pollution Research* 16, 232–242.
- Sethi, S.A., Selle, A.R., Doyle, M.W., Stanley, E.H. & Kitchel, H.E., 2004. Response of unionid mussels to dam removal in Koshkonong Creek, Wisconsin (USA). *Hydrobiologia* 525, 157-165.
- Staggs, M., Lyons, J., and Visser, K. 1995. Habitat Restoration Following Dam Removal on the Milwaukee River at West Bend. Pages 202-203 in *Wisconsin's Biodiversity as a Management Issue: A Report to Department of Natural Resources Managers*. Wisconsin Department of Natural Resources.
- Stanley, E.H., Luebke, M.A., Doyle, M.W. & Marshall, D.W., 2002. Short-term changes in channel form and macroinvertebrate communities following low-head dam removal. *Journal of the North American Benthological Society* 21, 172-187.
- Stanford, J. A., Ward, J.V., Liss, W.J. Frissell, C.A, N. Williams, R., Lichatowich J.A, and Coutant, C.C. 1996. A general protocol for restoration of regulated rivers. *Regulated Rivers: Research and Management* 12:391–413.
- Stanford, J.A. & Ward, J.V., 2001. Revisiting the serial discontinuity concept. *Regulated Rivers – Research and Management* 17, 303-310.
- Thomson, J.R., Hart, D.D., Charles, D.F., Nightengale, T.L. & Winter, D.M., 2005. Effects of removal of a small dam on downstream macroinvertebrate and algal assemblages in a Pennsylvania stream. *Journal of the North American Benthological Society* 24, 192-207.
- Thorp J.H. & DeLong M.D., 1994. The riverine productivity model: an heuristic view of carbon sources and organic processing in large river ecosystems. *Oikos*, 70, 305-308
- Trenkel, V.M., Ressler, P.H., Jech, M., Giannoulaki, M., Taylor, C., 2011. Underwater acoustics for ecosystem-based management: state of the science and proposals for ecosystem indicators. *Marine Ecology Progress Series* 442, 285-301.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. & Cushing, C.E., 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137
- Waine, M.W., 2010. Assessing Spawning Runs of Anadromous Fishes Using a Bayesian Analysis of Split-beam and DIDSON Count Data, *Fisheries, Wildlife, and Conservation Biology*. North Carolina State University, Raleigh, North Carolina, p. 83.
- Ward, J.V. and Stanford, J.A. 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In Fontaine T.D. & Bartell S.M. (eds), *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann Arbor Science Publ., Ann Arbor, MI, 29-42.
- Ward, J.V., and Stanford, J.A. 1995. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research and Management* 11:105–119.
- Ward, J.V. (1998) Riverine landscapes, biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biology and Conservation*, 83, 269–278.