



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 décembre 2012]

Guillaume Forget, François Martignac, Frédéric Marchand, Aurélie Daroux,
Laurent Thieulle, Jean Guillard, Jean-Luc J.-L. Baglinière

► To cite this version:

Guillaume Forget, François Martignac, Frédéric Marchand, Aurélie Daroux, Laurent Thieulle, 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 décembre 2012]. [Rapport de recherche] ONEMA (Office National de
l'Eau et des Milieux Aquatiques); INRA. 2012. hal-03385018

HAL Id: hal-03385018

<https://hal.inrae.fr/hal-03385018>

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 Attribution 4.0 International License

Partenariat 2012- 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

*Guillaume Forget (INRA, UMR ESE Rennes)
François Martignac (Asconit Consultants, Agence Ouest)
Frédéric Marchand (INRA, Unité Expérimentale U3E Rennes)
Aurélié Daroux (INRA, UMR ESE Rennes)
Laurent Thieulle (Asconit Consultants, Agence Ouest)
Jean Guillard (INRA, UMR CARRETEL Thonon)
Jean-Luc Baglinière (UMR ESE Rennes)*

Décembre 2012

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 Vezin et la Roche-Qui-Boit. Leur ouverture sera totale en 2018 (progressive pour celui de Vezin 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

Ingénieur d'études

guillaume.forget@rennes.inra.fr

*UMR 0985 INRA-AGROCAMPUS OUEST Ecologie et Santé des Ecosystèmes,
65, rue de Saint Brieuc. CS 84215 - 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.Dauroux@rennes.inra.fr

*UMR 0985 INRA-AGROCAMPUS OUEST Ecologie et Santé des Ecosystèmes,
65, rue de Saint Brieuc. CS 84215 - 35042 Rennes Cedex*

Frédéric Marchand

Assistant Ingénieur

Frederic.marchand@rennes.inra.fr

*Unité expérimentale d'écologie et d'écotoxicologie aquatique,
65, rue de Saint Brieuc. CS 84215 - 35042 Rennes Cedex*

Laurent Thieulle

Chargé d'étude, Directeur d'Agence

Laurent.thieulle@asconit.com

Agence Ouest, 3 impasse Sirius, 44470 Carquefou

Jean Guillard

Ingénieur de recherches

Jean.guillard@thonon.inra.fr

INRA – Université de Savoie UMR 42 CARTEL

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

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 : Eric Feunteun, Emilien Lasne, Anthony Acou UMR BOREA MNHN
Jean-Marc Paillisson UMR ECOBIO Université de Rennes 1
Thierry Lefèvre 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 2012

G. Forget, F. Martignac, F. Marchand, A. Daroux, L. Thieulle, J. Guillard, J.L. Baglinière

SOMMAIRE

Résumé	5
Abstracts	6
Synthèse pour l'action opérationnelle.....	7
Corps du document	8

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, L. Thieulle, J. Guillard, 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, Vezin 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. Les ouvertures des barrages s'échelonnent de 2015 à 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.

Une revue bibliographique présente les apports technologiques et méthodologiques d'un tel échosondeur pour le suivi des poissons migrateurs. Ce matériel 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.

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 68 stations de pêches réparties sur l'ensemble du bassin pour inventorier les anguilles, les truites, les lamproies et les communautés de poissons. En 2012, seules les pêches de communautés et les indices d'abondance truites ont été réalisés. Les pêches toutes espèces mais également les pêches truites ont permis de confirmer l'absence d'anguilles, de lamproies marines et de saumons dans les parties amont des barrages. En revanche, ces pêches ont mis en évidence une forte abondance d'écrevisses de Californie en amont. Les pêches truites ont permis de dresser un premier état des lieux des différentes populations sur le bassin. Il est également apparu qu'il fallait modifier l'emplacement de certaines stations pour mieux répondre à l'objectif concernant la truite, à savoir identifier les zones de forte production des parties amont du bassin de la Sélune.

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, L. Thieulle, J. Guillard, 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, L. Thieulle, J. Guillard, 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 électriques ont ainsi été réalisées au cours de l'année 2012. Ces pêches permettent de définir l'état initial du peuplement piscicole dans le bassin de la Sélune avant l'arasement des barrages de Vezin et de la Roche-Qui-Boit.

De plus, il est prévu de réaliser un suivi des flux des poissons migrateurs à l'aide d'une caméra acoustique DIDSON.

Livrables 2012

Une synthèse bibliographique présente le fonctionnement et l'intérêt de l'utilisation de la caméra acoustique DIDSON pour le suivi des poissons migrateurs.

Les premiers résultats des pêches électriques réalisées en 2012 sur l'ensemble du bassin versant de la Sélune sont réunis dans ce document. Ils concernent les pêches de communautés de poissons ainsi que les indices d'abondance truites.

En perspective

En 2013, les suivis à l'aide de la caméra DIDSON vont débiter. De plus des pêches électriques seront effectuées afin de compléter celles réalisées en 2012 et ainsi avoir une vision complète de l'état du peuplement de poissons avant arasement 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, L. Thieulle, J. Guillard, J.L. Baglinière

SOMMAIRE

Introduction	9
A- Apports technologiques et méthodologiques de la caméra acoustique DIDSON pour le suivi des poissons migrateurs.	12
1) Contexte et objectifs	12
2) Description de la technologie DIDSON.....	14
3) Utilisation du DIDSON à des fins écologiques : suivi des populations de poissons migrateurs....	21
4) Des apports techniques dans d'autres domaines d'application	24
5) Le DIDSON compense-t-il les limites de l'hydroacoustique traditionnelle ou en est-il un outil complémentaire ?	24
B- Caractérisation du peuplement pisciaire et assimilé avant arasement des barrages	33
I- Les différentes étapes de la mise en place du réseau de suivi piscicole	33
II- Inventaires pisciaires effectués avant 2012	34
III- Résultats des pêches 2012 sur la Sélune	37
BIBLIOGRAPHIE.....	47

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 lentiques (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 lentiques. 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, Vezin 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 : Vezin (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 progressive du barrage de Vezin (le plus amont) est prévue en 2015 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). N'ayant pas pu acquérir cet appareil dans le temps voulu (signature plus tardive du contrat avec l'AESN), seule une synthèse bibliographique sur l'utilisation des échosondeurs et plus particulièrement du DIDSON a été effectuée.

- 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. Des premiers inventaires concernant la truite commune et l'ensemble du peuplement pisciaire ont ensuite été réalisés.

Ce rapport articulé en deux parties présente dans un premier temps la synthèse bibliographique sur les apports technologiques et méthodologiques de la caméra DIDSON pour le suivi des poissons migrateurs. La deuxième partie concerne la mise en place du suivi piscicole sur la Sélune avec les résultats des premières campagnes de terrain réalisées en 2012.

A- Apports technologiques et méthodologiques de la caméra acoustique DIDSON pour le suivi des poissons migrateurs.

1) Contexte et objectifs

Les poissons migrateurs sont des 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). Cependant, les effets anthropogéniques générés par la présence de barrages ou d'ouvrages qui limitent la circulation des espèces et dégradent la qualité de l'eau et des habitats aquatiques, ont diminué l'abondance et réduit l'aire de distribution géographique des populations de poissons migrateurs (Ransom *et al.*, 1998; Limburg et Waldman, 2009). Leur gestion sur un bassin versant 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). Il importe donc de se doter de moyens pour suivre l'évolution spatio-temporelle d'abondance de ces espèces et ainsi effectuer un diagnostic de leur état de santé. Dans l'objectif de disposer d'un maximum d'informations, de nombreuses méthodes de suivi existent (vidéo-comptage (Shardlow, 2004; Meynecke *et al.*, 2008; Perrier *et al.*, 2010), passes-pièges (CNSS, 2012)...), mais celles-ci ne peuvent pas s'adapter à tous les cours d'eau (fortes turbidités, demande importante de moyens humains et matériel). Les techniques hydroacoustiques, de plus en plus fréquemment utilisées (Duncan et Kubecka, 1996; Burwen *et al.*, 1998; Hughes, 1998; Gerlotto *et al.*, 2000; Guillard et Colon, 2000; Pfisterer, 2002; ElMejjati *et al.*, 2007; Kracker, 2007; Grothues et Able, 2010; Taylor et Elison, 2010; Hughes, 2012), apportent une réponse alternative aux suivis de ces populations, mais possèdent également leurs limites.

a) Intérêt de l'hydroacoustique pour le suivi des populations de poissons

Cet intérêt est triple :

- Utiliser les propriétés du son dans l'eau pour décrire les populations aquatiques

Les échosondeurs sont des instruments qui transmettent une impulsion acoustique à travers un transducteur placé dans l'eau. L'impulsion émise se diffuse dans un faisceau dont la largeur dépend de la dimension du transducteur. En fonction de la fréquence des émissions, les poissons et les autres cibles localisés dans le faisceau peuvent être insonifiés. Ces cibles réfléchissent alors l'énergie transmise en renvoyant des échos dont une partie est détectée par le transducteur qui agit alors en récepteur. Seules les ondes sonores de la fréquence émise initialement sont réceptionnées (Lucas et Baras, 2000). Les propriétés de l'écho généré apportent un lot d'informations sur la cible elle-même. Ainsi, l'intensité acoustique (TS : *target strength*) définie par la différence exprimée en décibels entre l'émission et la réception, est une valeur proportionnelle à la taille de l'écho : pour une espèce donnée, plus la taille de la cible est grande, plus l'écho relatif à la transmission est intense (Ona, 1999; Simmonds et MacLennan, 2005). Ainsi, des équations mettant en relation ces intensités acoustiques avec des estimations de taille réelle du poisson ont été publiées. Certaines formules généralistes permettent d'estimer la taille d'individus d'une population multi-spécifique (Love, 1971, 1977). Si les intensités acoustiques sont dépendantes de la taille de la cible, elles diffèrent également entre les espèces pour une même taille de poisson (MacLennan *et al.*, 2002). En effet, plus de 90% de l'énergie diffusée est reflétée par la vessie natatoire, organe gazeux

présent chez de nombreux poissons (Foote, 1980). L'intensité acoustique dépend donc de la forme et de la taille de la vessie gazeuse, propre à chaque espèce. La relation entre intensité acoustique, taille et forme de la vessie est complexe et variable car dépendante de la position de la cible dans le faisceau, donc du comportement et de la physiologie du poisson (Ona, 1999). Elle doit donc être abordée de manière statistique (Simmonds et MacLennan, 2005). Ainsi, des équations propres à chaque espèce ont été publiées, notamment pour les espèces dulçaquicoles les plus courantes (Kubecka et Duncan, 1998; Lilja *et al.*, 2000; Frouzova *et al.*, 2005) et pour les salmonidés (Lilja *et al.*, 2000; Lilja *et al.*, 2004).

- Des informations différentes en fonction de l'application de la méthode

Les méthodes hydroacoustiques sont de plus en plus répandues dans les travaux en ichtyologie et dans le suivi des stocks car elles sont quantitatives, non-invasives, rapides et synoptiques (Foote, 2009). Ces techniques permettent de convertir des mesures physiques en unités écologiques pertinentes (Trenkel *et al.*, 2011), sans perturber ni le comportement ni l'intégrité des populations. Utilisé pour une insonification verticale, dans un milieu lacustre ou marin, l'échosondage permet d'estimer la biomasse des poissons d'un écosystème en convertissant l'énergie renvoyée par les bancs de poissons en unité de poids. Les densités de population étant généralement trop élevées pour procéder à un comptage individuel, l'écho-intégration est donc utilisée comme moyen d'estimation de la quantité de poissons dans le faisceau acoustique (Simmonds et MacLennan, 2005). Les échosondages permettent également de décrire la structure et l'occupation de l'espace par le peuplement : distribution par classe de taille, organisation des cohortes, distribution dans la colonne d'eau...

En conditions horizontales, les méthodes acoustiques peuvent être utilisées pour évaluer l'abondance des populations de poissons migrateurs lorsque d'autres méthodes ne sont pas applicables (turbidité excessive pour du comptage visuel). Par ailleurs, ces méthodes sont moins intrusives que celles utilisant un filet ou les passes-pièges (Maxwell, 2007), permettant le recensement des individus en minimisant les impacts négatifs sur leur comportement (Mercer et Wilson, 2009).

- Des avancées technologiques au service de l'amélioration des détections

Les méthodes hydroacoustiques se sont considérablement développées au fil du temps (Figure 1). Des sondeurs à faisceau unique (*single-beam*, un seul récepteur, fréquence de 500 à 515 kHz) ont été utilisés dès les années 1970 pour dénombrer les passages de poissons notamment des saumons sur les grands cours d'eau d'Alaska (Barton, 2000), mais sans apporter d'information sur la direction, ou sur l'orientation du poisson par rapport au faisceau (Lucas et Baras, 2000).

Des sondeurs à double-faisceau (*dual-beam*) ont également été utilisés (Kubecka, 1996), apportant de précieuses informations sur l'angle du poisson et affinant les estimations de taille (Lucas et Baras, 2000).

Au début des années 1990, les sondeurs à faisceaux partagés (*split-beam*) ont démontré leur capacité à apporter des informations plus précises sur la position des poissons et leur sens de déplacement, et ainsi optimiser la mesure de leur intensité acoustique. Ce type de sondeur est fréquemment utilisé pour compter le nombre de géniteurs de saumons en cours d'eau (Mulligan et Kieser, 1996; Ransom *et al.*, 1998; Pfisterer, 2002; Xie *et al.*, 2002; Cronkite *et al.*, 2007). La plupart de ces sondeurs sont utilisés sur des sites où les migrations sont relativement diffuses et où les passages des poissons sont peu fréquents (moins de 2000 poissons/heure). Ces sondeurs émettent à une fréquence comprise entre 38 et 400 kHz (Lucas et Baras, 2000; Simmonds et MacLennan, 2005).

La dernière génération d'échosondeurs (455 kHz) dispose d'un nombre plus important de faisceaux : les sonars multifaisceaux élargissent nettement l'angle du faisceau de détection et améliorent la résolution de l'échogramme (Brehmer *et al.*, 2011). Ces sonars multifaisceaux ne permettent pas la résolution des TS des cibles individuelles comme le split-beam (Gerlotto *et al.*, 2000). Ils ont néanmoins été utilisés dans des suivis de populations en milieux peu profonds (Gerlotto *et al.*, 1998; Guillard, 1998; Brehmer *et al.*, 2011). La dernière génération de sonar multifaisceaux (MS70), (Trenkel *et al.*, 2008) a pris en compte ce paramètre TS, mais ses dimensions et capacités le réservent à l'heure actuelle aux navires scientifiques hauturiers.

L'hydroacoustique permet donc une évaluation à la fois quantitative (estimation de l'abondance, de la biomasse) et qualitative (sens de déplacement, vitesse de nage, rythmes d'activité) des populations pisciaires, tout en n'interférant pas avec le comportement des individus.

b) Limites des méthodes hydroacoustiques traditionnelles

L'une des limites d'utilisation de l'hydroacoustique concerne l'identification à distance des espèces de poisson. En passant en revue les différentes approches acoustiques, Horne (2000) a conclu qu'une identification certaine des animaux aquatiques était impossible avec l'usage exclusif des ondes sonores. Mais une bonne connaissance des comportements de migration, de la biologie et de l'écologie des espèces présentes sur un cours d'eau peut orienter l'identification des individus : les différences de taille et donc d'intensité acoustique, la morphologie du poisson, la longueur, la période de migration ou la position dans le faisceau peuvent parfois être utilisés pour séparer les données acoustiques par espèce (Burwen et Bosch, 1995; Burwen *et al.*, 1998; Burwen *et al.*, 2003; Miller *et al.*, 2005). Cependant, de nombreuses rivières abritent plusieurs espèces migratrices dont les tailles et périodes de migration se chevauchent, ce qui rend difficile l'utilisation de la technologie acoustique pour estimer les abondances de chacune des espèces (Hughes, 2012).

La plupart des suivis acoustiques sont par conséquent couplés avec des méthodes de validation complémentaires telles qu'un enregistrement vidéo (Enzenhofer *et al.*, 1998) ou des captures au filet (Ransom *et al.*, 1996; Burwen *et al.*, 1998; Romakkaniemi *et al.*, 2000; Pfisterer, 2002), voire à l'électricité (Hughes, 2012). Dans certains cours d'eau, les fortes turbidités, certaines caractéristiques du milieu (berges, largeurs..) et des populations (faibles abondances...) ne permettent pas la mise en place de ces solutions alternatives. De plus, la qualité des données visibles sur les échogrammes enregistrés peut être altérée par la présence d'échos parasites, qui peuvent être confondus avec ceux propres aux poissons. Ces parasites résultent de débris dérivants, de bulles d'air, mais également de toute surface continue que rencontre le faisceau de détection (surface de l'eau ou lit du cours d'eau). Dans ce dernier cas, les forts retours acoustiques saturent la réception et rendent invisibles les cibles situées dans le faisceau au-delà du contact avec la continuité (Maxwell et Gove, 2004; Hughes, 2012).

2) Description de la technologie DIDSON

a) Un sonar haute-fréquence : une caméra acoustique

Le DIDSON est un sonar à haute fréquence multi-faisceau, avec un système acoustique à lentille unique conçue pour concentrer le faisceau afin de créer des images hautes résolutions
(

Figure 2). Ces images sub-aquatiques, d'une résolution proche de vidéos sous-marines, permettent de discerner la morphologie et les comportements de nage des poissons insonifiés, éliminant par la même occasion les confusions entre échos de poissons et échos parasites (débris ou bulle d'air). Contrairement aux méthodes hydroacoustiques traditionnelles (cf. paragraphe 1), les émissions à hautes fréquences ne sont pas uniquement renvoyées par la vessie natatoire du poisson, mais également par sa peau et ses nageoires (Maxwell et Gove, 2004). Ainsi, les estimations de taille réelle à partir du DIDSON se font directement sur l'image du poisson, sans passer par l'intensité acoustique.

Développé initialement par l'Applied Physics Lab (APL) de l'Université de Washington pour permettre aux plongeurs d'identifier des mines dans des eaux turbides, le DIDSON crée des images semblables à des vidéos (Belcher *et al.*, 2001; Belcher *et al.*, 2002b). Le DIDSON possède deux fréquences 1,8 et 1,1 MHz. Le faisceau haute-fréquence est divisé en 96 faisceaux de 0,3° par 12° avec une portée maximale de 12 à 15 mètres selon les auteurs (Maxwell et Gove, 2004; Cronkite *et al.*, 2006; Pipal *et al.*, 2010b; Hughes, 2012). Le faisceau de 1,1 MHz est divisé en 48 faisceaux de 0,6° par 12° avec une portée de 40 mètres (Figure 3). Un DIDSON LR (*long-range*) disposant également de deux modes (HF à 1,2 MHz ; LF à 0,7 MHz) permet d'accentuer la portée du faisceau jusqu'à 33 mètres en haute fréquence et jusqu'à 80 mètres en basse fréquence (Lilja et Orell, 2011).

Le champ de vision du DIDSON s'étale sur 29° horizontalement et 12° verticalement pour les deux fréquences (Maxwell, 2007). La lentille acoustique peut se focaliser dès la distance d'un mètre. La largeur d'impulsion est dépendante de la portée, variant de 4 à 128 µS. Le défilement maximal est de 20 images/secondes, et l'enregistrement peut être visualisé à partir d'un logiciel similaire à un lecteur vidéo (Maxwell et Gove, 2004).

Les données du DIDSON sont collectées dans deux dimensions, avec une résolution dans les dimensions X et Y (axe horizontal et profondeur), mais pas dans la dimension verticale Z (Hughes, 2012). Ainsi, utilisé horizontalement et le faisceau perpendiculaire à la berge, le DIDSON permet de connaître la distance entre le poisson et le sonar, ainsi que le sens de déplacement de celui-ci, mais pas sa position dans la colonne d'eau (Figure 1).

b) Enregistrement et traitement des données du DIDSON

Un logiciel DIDSON mis au point par Soundmetrics® permet le réglage des fréquences et des seuils de détection du sonar, mais gère également l'enregistrement et le traitement des données. L'ajout d'un dispositif électronique de rotation sur le système de fixation du sonar (*X rotaror*) permet de contrôler au dixième de degré près l'orientation et l'inclinaison du DIDSON pour optimiser le recouvrement et la détection du faisceau.

Les fichiers créés par le DIDSON sont relativement lourds : 14,25 à 16,75 Mb/min (Maxwell et Gove, 2004; Lilja *et al.*, 2008; Pipal *et al.*, 2010b), ce qui exige des capacités informatiques suffisantes pour un suivi longue-durée. Dans le cadre de ce type de suivi, des stratégies d'échantillonnage peuvent être adoptées pour réduire la taille des fichiers stockés. La fonction « *Timer data entry* » permet en effet de définir des stratégies d'échantillonnage en fonction des conditions d'étude (comportement de l'espèce, modification des hauteurs d'eau, patterns de migration de l'espèce...). Ainsi, la programmation de l'enregistrement sur certaines plages horaires permet d'obtenir des données représentatives des déplacements de populations en créant des fichiers de taille moindre. Un échantillonnage de 10 à 20 minutes par heure reste efficace pour estimer le nombre de migrations de saumons sockeyes (Maxwell et Gove, 2004; Cronkite *et al.*, 2006; Lilja *et al.*, 2008), mais ces estimations sont plus pertinentes lorsque les

densités de population sont importantes (Cronkite *et al.*, 2006). Si le DIDSON est équipé d'un rotateur, il est également possible de modifier l'inclinaison du faisceau en fonction des heures.

Le logiciel dispose de différents modules, permettant d'optimiser les enregistrements et de faciliter le traitement des vidéos (Cronkite *et al.*, 2006; SoundMetrics Corporation, 2010). Ces modules concernent

- La lecture des images : le logiciel dispose d'un lecteur d'échogramme semblable à un programme de lecture de vidéos digitales (Maxwell et Gove, 2004). La visualisation des enregistrements peut ainsi être accélérée lors des périodes sans déplacements de poissons.
- La suppression des échos fixes (Figure 4) : ce module (*background subtraction*) permet de faire disparaître les images fixes des échogrammes en affichant en clair les traces mobiles des poissons sur un fond noir (Lilja et Orell, 2011). Ainsi, les échos parasites sont éliminés (lit du cours d'eau, obstacles fixes...) et la lecture des images est facilitée (Mercer et Wilson, 2009).
- Module CSOT (*Convolved Samples Over Threshold*) : cet outil permet la création d'une version allégée du fichier concentrant les séquences lors desquelles sont enregistrés des mouvements devant le sonar, et supprimant les périodes d'inactivité. Il est possible de paramétrer la taille minimale et maximale des clusters en mouvement (en cm²), pour différencier les grosses des petites cibles, ou filtrer les macrophytes. Ces tailles de cluster peuvent ainsi être adaptées aux espèces cibles : au minimum 250 cm² pour les petites truites de mer, 300 cm² pour les saumons atlantiques par exemple (Davies, 2009).
- La correction de la perte de transmission du son : l'option *Correct transmission loss* égalise l'intensité des images des poissons détectés près du sondeur et une plus grande distance. Sans cette correction, les poissons enregistrés à proximité du sondeur apparaissent plus brillants que les poissons détectés plus loin (Lilja *et al.*, 2010).
- L'estimation de la taille des poissons (Figure 5) : l'option *Mark Fish* permet de dessiner une ligne le long du corps du poisson. La taille estimée sera alors exportée automatiquement dans un fichier texte.
- La visualisation de l'échogramme (Figure 6) : le module *Echogram* crée un échogramme d'une forme semblable à ceux enregistrés par les outils hydroacoustiques traditionnels (sonar split-beam). Cependant, l'échogramme utilise seulement les données enregistrées par le faisceau central, les cibles détectées dans les faisceaux périphériques n'étant pas visualisées.

Dans le cadre d'une utilisation pour le suivi de population de migrateurs, plusieurs méthodes ont été testées pour comptabiliser les individus à l'aide de ces différents modules, le logiciel DIDSON ne disposant pas d'outil de détection automatique :

1) Le mode échogramme permet une visualisation plus rapide des passages devant le sondeur à des taux de migration faibles (Balk *et al.*, 2011) . Plus le taux augmente, plus la proximité des poissons ne permet pas de recenser de façon efficace les densités de populations (Cronkite *et al.*, 2006). Cependant, cette méthode ne s'applique pas en présence de populations multisécifiques, et ne permet pas d'obtenir les caractéristiques des individus.

2) Le comptage manuel est la méthode la plus couramment utilisée et fait appel aux différents modules du logiciel DIDSON. Les fichiers vidéo enregistrés subissent deux traitements qui accentuent la détection des poissons : la correction de la perte de transmission du son et la suppression du bruit de fond (Lilja *et al.*, 2010). Le module CSOT est également utilisé dans certaines études (Davies et Griffiths, 2011). Pour compiler les mesures et le recensement des migrants, la procédure suivante est décrite dans plusieurs suivis (Cronkite *et al.*, 2006;

ElMejjati *et al.*, 2007; Davies *et al.*, 2010; Lilja *et al.*, 2010; Davies et Griffiths, 2011) : 1) les enregistrements sont visionnés à vitesse accélérée (jusqu'à 10 fois le défilement original) jusqu'à la détection d'un individu ; 2) lors de la détection d'un individu, le défilement est mis sur pause et la fenêtre est zoomée sur l'individu ; 3) les images du poisson sont défilées une à une dans la fenêtre zoomée pour trouver la visualisation la plus claire ; 4) l'option *Mark fish* est activée : une ligne est dessinée sur la longueur du poisson. Une fois validée, la marque incrémente un fichier texte qui détaille la taille du poisson, sa distance du sondeur, l'espèce identifiée, le comportement observé, une évaluation de la qualité de l'image et d'éventuels commentaires.

Cette méthode est couteuse en temps, ce qui a induit, sur les suivis de grosses populations de poissons migrateurs, une stratégie d'échantillonnage particulière : les densités recensées en 10 à 20 minutes sont extrapolées en taux de migration horaires. Avec cette méthode, un opérateur expérimenté peut dépouiller 24h d'enregistrement en 50 à 125 minutes s'il identifie tous les poissons d'une taille supérieure à 35 cm dans l'objectif de recenser les truites de mer et les saumons d'un cours d'eau (Davies, 2009).

3) L'utilisation du logiciel de traitement des échogrammes SONAR5PRO® n'est pas encore très répandue pour l'exploitation des enregistrements du DIDSON. Ce logiciel développe cependant des modules efficaces de pistage automatique des cibles, d'extraction des données et de visualisation des échogrammes issus des échosondeurs dual-beam et split-beam (Balk et Lindem, 2012). De nouveaux modules propres aux sonars multi-faisceaux ont récemment été implémentés. Ils permettent pour l'heure, en plus de visualiser les enregistrements du DIDSON en mode vidéo et en mode échogramme, d'effectuer, comme avec le logiciel DIDSON, des pistages manuels des poissons observés, et d'en extraire les propriétés dans une base de données. Cependant, un module de pistage automatique est disponible : celui-ci se calque sur plusieurs critères paramétrables (nombre de pings consécutifs, nombre de blancs possible entre chaque ping, taille des clusters...)(Balk et Lindem, 2002; Balk *et al.*, 2009). Bien que la complexité de ce module le rende difficile d'accès, SONAR5PRO® est capable d'extraire la totalité des données disponibles dans les enregistrements du DIDSON. Le logiciel Echoview® a également développé des outils de traitement des enregistrements du DIDSON permettant l'exploitation des images et des échogrammes.

c) Validité et pertinence des données collectées par le DIDSON

Les avancées technologiques apportées par le DIDSON ont fait l'objet de nombreuses études de validation par couplage avec d'autres méthodes de capture (pêches au filet, à l'électricité) ou d'observation (caméra subaquatique).

- Estimation des tailles réelles (Figure 5)

Différents auteurs ont observé le passage de poissons de tailles connues et ont pu les comparer à celles estimées par le DIDSON (Cronkite *et al.*, 2006; Burwen *et al.*, 2007; Davies *et al.*, 2010). En mode haute fréquence (1,8 MHz ; 96 faisceaux acoustiques indépendants), les estimations de taille faites à partir du DIDSON démontrent une bonne relation avec les tailles réelles de poissons attachés et de poissons observés en nage libre (Burwen *et al.*, 2007). Cependant, sur 133 poissons insonifiés en nage libre et de moins de 68 cm, les valeurs calculées sont légèrement surestimées. On observe l'inverse pour des poissons de taille supérieure à 68 cm. Ces approximations restent donc dépendantes de la taille réelle des individus (Davies *et al.*, 2010). Ces sur et sous-estimations de taille s'expliquent par une différence de sensibilité du récepteur en fonction des sous-faisceaux acoustiques : les sous-

faisceaux périphériques éloignés de l'axe central sont moins sensibles que ceux proches du centre (Figure 7). Comme les poissons les plus gros ont une plus grande probabilité d'être mesurés en ayant une partie du corps en-dehors de l'axe central, leur taille est plus facilement sous-estimée (Burwen *et al.*, 2007; Davies *et al.*, 2010).

En mode basse fréquence (1,1 MHz, 48 faisceaux), qui permet une portée plus importante du faisceau (40 mètres), des différences plus notables ont été constatées (10 à 20%) en raison d'une résolution nettement plus faible des images. Il est possible que les échos plus faibles renvoyés par la nageoire caudale des poissons considérés (10 à 11% du corps des saumons atlantiques et truites de mer) ne soient pas considérés dans la mesure de la taille, expliquant en partie cette différence (Lilja *et al.*, 2010).

Des comparaisons entre les mesures moyennes réelles à la fourche et les estimations du DIDSON ont démontré une différence significative de 1,6 cm (Cronkite *et al.*, 2006). Les biais peuvent être dus à l'incertitude de ce qui est véritablement mesuré à l'aide du DIDSON (taille à la fourche, taille totale ou mesure intermédiaire), à la dispersion du faisceau qui augmente avec la distance du sonar ou à la baisse de résolution des cibles plus distantes du transducteur, ce qui limite la précision de la mesure (Cronkite *et al.*, 2006). Néanmoins, dans d'autres études, les comparaisons des courbes des tailles estimées par le DIDSON sont similaires aux données biologiques des populations capturées (Hughes, 2012).

- Dénombrement des individus

Des comparaisons entre comptage par le DIDSON et comptage visuel ont démontré la fiabilité des recensements lorsque la couverture du faisceau est totale. En cas de fortes turbidités et de faibles taux de migrations, le nombre de poissons comptabilisés par le DIDSON est sur-estimé alors qu'il est sous-estimé en cas de fort taux de migration ((Maxwell et Gove, 2004; Cronkite *et al.*, 2006; Holmes *et al.*, 2006). Néanmoins, les estimations des effectifs de saumons sont cohérentes avec les données issues de la pêche professionnelle en Amérique du Nord alors que les densités sont élevées (ElMejjati *et al.*, 2007).

- Identification spécifique

Le DIDSON permet une visualisation de la morphologie du poisson et de son comportement de nage : cette propriété, amélioration importante par rapport aux échosondeurs précédents, oriente l'identification de l'espèce par l'opérateur, au regard des populations présentes sur le cours d'eau étudié. Ainsi, les mesures de taille à partir des images du poisson enregistrées par le DIDSON participent à la bonne détermination des espèces (

Figure 2) : lorsque les différences de tailles entre les espèces sont supérieures à l'écart-type des mesures de tailles faites à partir des données du DIDSON (5,1 à 6,8 cm), des simples seuils de taille peuvent suffire à identifier les espèces (Burwen *et al.*, 2007). Même si les courbes de taille des espèces se chevauchent, il est possible d'estimer la composition spécifique d'un peuplement en modélisant une courbe de distribution des fréquences de tailles estimées par le DIDSON (Fleischman and Burwen, 2003).

- Effet observateur

La discrimination des poissons par rapport aux images enregistrées, les mesures de tailles et l'identification spécifique peuvent différer selon les opérateurs. Des comparaisons de l'effet observateur sont donc obligatoires mais les variabilités dans les observations liées à l'opérateur reste à un niveau très bas. Ainsi, il a été démontré que les recensements de

poissons sont similaires à 94%. Ces différences peuvent résulter de la fatigue ou d'interruptions durant le visionnage et sont rapidement compensées par l'expérience de l'opérateur (Cronkite *et al.*, 2006). Il semblerait que l'effet observateur soit le plus important pour les mesures des tailles. Il est estimé par un écart moyen compris entre 5,1 et 5,9 cm en mode haute fréquence, et 4,8 et 6,5 cm en mode basse fréquence (Burwen *et al.*, 2007; Davies *et al.*, 2010). Ces auteurs encouragent les opérateurs moins expérimentés à faire la moyenne de plusieurs mesures pour le même poisson, ce qui augmente la précision de l'estimation.

d) Une avancée technologique qui favorise l'identification spécifique ?

Bien que le DIDSON délivre des images de haute qualité, l'identification subjective des espèces est discutable et dépend de la présence de caractères morphologiques remarquables ou de signaux d'échos particuliers (Langkau *et al.*, 2012). Ainsi, deux espèces aux tailles et comportements proches (truite de mer et castillon de saumon atlantique par exemple), ne peuvent que difficilement être différenciées. Si une bonne connaissance de la biologie de l'espèce est indispensable et apporte certains indices orientant l'identification, l'utilisation complémentaire de certains outils tend à améliorer son efficacité.

i) Le cas de l'anguille

L'anguille montre une architecture morphologique particulière et un comportement de nage spécifique ce qui mène à la définition d'un modèle reconnaissable sur les vidéos comme sur les échogrammes (Webb, 1982). Ainsi, des procédés informatiques ont pu être définis pour classifier les détections par le DIDSON des anguilles argentées dévalantes et des débris de façon efficace (Mueller *et al.*, 2008). Ce module utilise les données recueillies par le DIDSON pour classer en quatre phases importantes les images enregistrées dans l'objectif de sélectionner uniquement les anguilles : 1) traitement de l'image ; 2) pistage des cibles ; 3) sélection des traits ; 4) classification. Les seuils des traits caractéristiques sont saisis lors de l'étape 3 : surface moyenne du cluster (A), en cm² ; longueur moyenne de la cible (B), en cm ; la moyenne du coefficient de variation de l'intensité (CVI) (écart-type des intensités des pixels/moyenne des intensités des pixels), en dB ; la compacité de la cible ($C = B^2/4\pi A$) ; la vitesse sur l'axe des X, parallèlement au courant, en cm/s (Mueller *et al.*, 2008). Le paramétrage de cet outil avec les caractéristiques propres aux espèces présentes dans le système pourrait orienter l'identification.

ii) Utilisation des ombres portées

Un autre outil plurispécifique a été développé par Langkau *et al.* (2012) : les poissons insonifiés dans le faisceau du DIDSON reflètent et arrêtent une part du son émis et par conséquent, créent des ombres acoustiques. Ces ombres sont fortement reliées à la forme extérieure des objets et peuvent être examinées comme un critère pour identifier l'espèce du poisson (Figure 8). En plaçant une plaque avec un angle de 45° par rapport au sol en face du DIDSON, les ombres des poissons sont observables sur les vidéos enregistrées dans des proportions normales. Ainsi, peuvent être identifiées, grâce à leur morphologie (taille et position des nageoires ; profilage ; compression latérale) différentes espèces de poissons. Un traitement informatique, puis statistique de ces ombres permet de les classer en les rapprochant des ombres des espèces présentes dans le cours d'eau. De plus, ces ombres permettent d'obtenir une estimation de la position du poisson dans la colonne d'eau, que ne peut pas enregistrer le DIDSON (Balk et Lindem, 2012). Cependant cette méthode n'a prouvé son efficacité que pour les poissons d'une taille supérieure à 20 cm et n'a pas été testée *in situ* (Langkau *et al.*, 2012).

iii) Utilisation de la fréquence de la nageoire caudale

Des équipes ont également essayé de différencier des espèces proches morphologiquement en étudiant la fréquence de battement de la nageoire caudale à partir des données enregistrées par le DIDSON (Mueller *et al.*, 2010). Les fréquences de battement sont calculées à partir des échogrammes enregistrés. Chaque battement de caudale est visible sur l'échogramme comme un changement ponctuel le long de la trace créée par le poisson (Figure 9). Aucune corrélation n'est observée entre la taille du poisson, son comportement, et la fréquence du battement : la fréquence de battement de la caudale en fait une caractéristique propre à l'espèce.

En comparaison aux échogrammes enregistrés par les dispositifs d'échosondage traditionnels, les images haute-définition du DIDSON accroissent la visibilité de l'individu. Au-delà de permettre l'élimination rapide des échos parasites et de soustraire les images fixes du milieu, l'opérateur distingue la morphologie du poisson, son comportement de nage et peut mesurer sa taille concrètement, sans passer par des équations théoriques reliant l'intensité acoustique à une estimation de la longueur. Les différents outils en développement évoqués augmenteront l'efficacité de l'identification.

e) Limites du DIDSON : problèmes rencontrés et solutions envisagées

Le DIDSON n'enregistre pas la distribution verticale des poissons si le sonar est utilisé horizontalement (Hughes, 2012). De toute façon, il est très peu fréquent que des poissons passent en même temps les uns sous les autres et même dans ce cas, ils peuvent être distingués par leurs mouvements dans les deux autres axes (Cronkite *et al.*, 2006).

Les fichiers enregistrés par le DIDSON sont très lourds, particulièrement dans le cas d'un suivi saisonnier permanent, ce qui a amené à mettre en œuvre une stratégie de sous-échantillonnage (cf. [paragraphe 2.b](#)).

Des études ont démontré que l'efficacité du module de pistage automatique du DIDSON est clairement dépendante de la densité d'individus et demande un temps important de vérification manuelle (Rakowitz, 2009). La stabulation des poissons dans le faisceau et un faible ratio signal/bruit (SRN) dégradent d'autant plus la qualité de ce comptage automatique (Balk *et al.*, 2011). De plus, le calcul de la vitesse de déplacement du poisson doit être évaluée manuellement à partir du logiciel (Hughes, 2012). Le DIDSON est donc limité par l'absence de procédures de pistage automatique optimisé, alors qu'il en existe pour les traitements des échogrammes créés par la précédente génération d'échosondeurs (Pipal *et al.*, 2010a). Pour l'heure, il est nécessaire de visionner chaque poisson pour mesurer sa taille manuellement et s'assurer de la bonne intégrité des données (Pavlov *et al.*, 2009; Lilja *et al.*, 2010). Des outils sont en train d'être développés pour combler ce manque, notamment par le biais de logiciels alternatifs (cf. [paragraphe 2.b](#)).

L'entretien du sonar est également une étape importante pour disposer de données viables et exploitables. La lentille immergée du DIDSON est susceptible de se détériorer au contact de l'eau salée, ou de se colmater avec des particules fines (Maxwell et Gove, 2004) ou du pollen (Lilja *et al.*, 2010) (Figure 10). Cette détérioration empêche l'émission d'ondes acoustiques sans bloquer l'enregistrement des données. Ainsi, le matériel doit pouvoir être sorti de l'eau régulièrement afin de nettoyer la lentille. Le sonar peut également être protégé par un boîtier adapté.

3) Utilisation du DIDSON à des fins écologiques : suivi des populations de poissons migrateurs

De par ses caractéristiques, le DIDSON est susceptible d'apporter de nombreuses informations dans le cadre d'un suivi écologique. Pour l'utilisation efficace d'un échosondeur dans le recensement de poissons migrateurs, quatre conditions indispensables ont été définies (Maxwell, 2007) :

- Les poissons doivent se déplacer dans le faisceau de détection du sonar.
- Les poissons doivent migrer activement et directionnellement. Si les poissons vont et viennent devant le sonar ils peuvent être comptés plusieurs fois et biaiser les résultats.
- Le profil du fond du cours d'eau doit être le plus linéaire possible, avec un courant laminaire. L'utilisation du DIDSON permet d'insonifier une zone sur laquelle la pente est forte en berge et s'adoucit dans le chenal. A l'inverse, si la pente est douce en berge, puis se raidit en s'éloignant vers le chenal, le faisceau peut atteindre le poisson, mais ne pas renvoyer l'écho au transducteur.
- Si l'espèce d'intérêt/ciblée n'est pas la seule présente dans le système, une méthode alternative doit être développée pour estimer l'abondance relative des différentes espèces. Néanmoins, si les espèces présentes disposent de comportements ou de gammes de tailles suffisamment distinctes, l'observation de ces traits peut permettre l'identification.

a) Installation du dispositif sur le site de suivi

- Caractéristiques stationnelles recommandées

Le site d'échantillonnage doit être sélectionné avec soin pour s'adapter aux caractéristiques du sonar, optimiser la collecte de données et minimiser les problèmes opérationnels. Un certain nombre de recommandations quant aux caractéristiques stationnelles idéales pour un suivi hydroacoustique ont été faites (Maxwell et Gove, 2004; Maxwell, 2007). Elles concernent :

*** La morphologie du cours d'eau :**

Le cours d'eau ne doit passer que par un seul chenal sur le site. Le substrat doit être constitué de sable, de vase ou de graviers. La présence de blocs ou de rochers sur le site peut empêcher la détection de poissons (Pipal *et al.*, 2010b). Le faciès d'écoulement doit être uniforme et non-turbulent afin d'éviter les échos parasites dus aux bulles d'air (Maxwell, 2007; Mercer, 2012) et minimiser le comportement de stabulation (Enzenhofer *et al.*, 1998; Hughes, 2012). Le profil du lit doit être linéaire, sans butte ou rehaussement du lit qui générerait une zone aveugle dans le faisceau. Concernant les suivis acoustiques sur les grands cours d'eau (largeur supérieure à 50 mètres), la pente de la berge doit être assez raide pour que le faisceau acoustique puisse couvrir une largeur maximale de la berge jusqu'à la limite de la zone du transect utilisée par les migrants (Maxwell, 2007). Dans le cas d'un suivi avec le DIDSON, les fortes largeurs en eau (supérieure à 50 mètres) doivent être évitées, à moins d'utiliser un barrage déflecteur qui assurerait le passage des poissons dans le faisceau de détection. L'idéal sur chaque site de suivi est de réaliser une cartographie du faisceau (*beam mapping*), qui permet de s'assurer que tous les poissons au-delà d'une certaine taille peuvent être détectés et pistés comme des cibles individuelles à travers les rangs horizontaux de faisceaux. Cette cartographie permet de définir la portée maximale du sonar, et de s'assurer qu'aucun obstacle ne vient créer de zones aveugles dans le faisceau (Burwen *et al.*, 2007).

* La position du site sur le bassin versant :

Les poissons doivent migrer activement sur le site, pour éviter un comportement de stabulation qui biaiserait les recensements. Dans la mesure du possible, le sonar ne doit pas être localisé dans une zone profonde avant un radier (Pipal *et al.*, 2010b). Le site doit être situé le plus en aval possible sur la rivière principale, soit en aval des zones de reproduction et des principaux affluents frayères (Pipal *et al.*, 2010b). Il doit également être situé en amont de la zone d'influence de marée (Daum et Osborne, 1998).

D'un point de vue plus fonctionnel, le site doit être assez proche de la localisation des personnes en charge du sonar pour pouvoir intervenir rapidement en cas d'événements exceptionnels (crues, fortes précipitations) (Pipal *et al.*, 2010b) et pour l'entretien du matériel (Lilja *et al.*, 2010).

- Positionnement et paramétrage du DIDSON

L'angle du DIDSON doit être adapté aux propriétés du site. L'orientation du sonar doit être optimisée en fonction de la pente des berges et du dessin de la section en eau. Si l'angle du sonar est trop prononcé, la zone insonifiée peut être limitée à seulement une faible partie du chenal (Figure 11) tandis qu'il est trop haut, les poissons migrant à proximité du fond ne peuvent pas être détectés (Pipal *et al.*, 2010b). Dans l'idéal, la limite supérieure du faisceau doit être parallèle à la surface de l'eau pour maximiser la portée du sonar (Lilja *et al.*, 2010).

- Equipements recommandés

L'équipement de base recommandé pour une opération de suivi des poissons en migration se compose d'un sonar DIDSON, d'une unité de fixation, d'un dispositif de rotation électronique (inclinaison et angle), d'un ordinateur portable, d'une unité de stockage de données et d'une boîte de stockage étanche et résistante aux intempéries (Pipal *et al.*, 2010b). Le sonar peut, de plus, être équipé d'un système de protection en aluminium contre les débris qui dérivent.

Différentes unités de fixation sont utilisées et référencées dans la bibliographie (Figure 12). Le système le plus fréquent dans les suivis de migrations de grands salmonidés est un support qui s'adapte aux pentes et profondeurs très faibles des grands cours d'eau. Deux dispositifs ont été référencés : l'un sous forme de trépied (Enzenhofer et Cronkite, 2000; Pipal *et al.*, 2010b), l'autre avec un système en H (Maxwell et Gove, 2004; ElMejjati *et al.*, 2007; Lilja *et al.*, 2010; Mercer, 2012). Les deux systèmes, lestés, permettent d'adapter la hauteur du sonar aux conditions stationnelles, mais rendent difficile le réglage de l'inclinaison du DIDSON.

Des barrages déflecteurs (Figure 13) peuvent orienter le passage des poissons dans le faisceau et permettent d'insonifier la totalité des individus de la population (Enzenhofer et Cronkite, 2000; Cronkite *et al.*, 2006). Ces barrages sont particulièrement utiles lors des suivis sur de larges cours d'eau, sur lesquels la portée en haute fréquence ne peut insonifier qu'une faible zone à proximité des berges (Maxwell et Gove, 2004).

b) Exemples d'application

Le DIDSON est un matériel novateur qui a été choisi par de nombreuses structures de recherche et de gestion pour suivre les populations pisciaires et estimer leur abondance.

- Suivi des migrations de salmonidés (Norvège, Finlande, Russie)

Ainsi, l'*Alaska Department of Fish and Game* (A.D.F.G.) a remplacé son matériel de suivi acoustique des migrations de saumons par des DIDSON suite à une étude comparative menée

en 2002 (Maxwell et Gove, 2004). Ce rapport compare les performances du DIDSON *i*) à celles des sonars Bendix (*single-beam*), utilisés et installés sur les rivières d'Alaska depuis les années 1970, *ii*) à celles des échosondeurs *split-beam*, testés sur quelques années *iii*) aux comptages visuels réalisés à partir de tours de surveillance. Cette étude a conclu que le DIDSON ne semblait pas concerné par plusieurs problèmes qui touchent les autres sonars, notamment l'interprétation des échos renvoyés par des poissons qui changent de direction ou stabulent dans le faisceau. De plus, l'ouverture plus large de l'angle du faisceau du DIDSON permet une meilleure observation des comportements des poissons qu'avec les précédents sonars (Maxwell et Gove, 2004). De nombreux rapports publiés par l'A.D.F.G. les années suivantes attestent de la pertinence des données collectées par le DIDSON utilisé sur plusieurs rivières de cet état (Burwen *et al.*, 2007; ElMejjati *et al.*, 2007; Taylor et Elison, 2010).

L'Office de Recherche sur les Pêcheries du Canada a également testé le DIDSON comme méthode de suivi des migrations de saumons en Colombie Britannique (Cronkite *et al.*, 2006). Les auteurs ont démontré l'efficacité de la méthode (aucune différence significative entre les estimations visuelles et les estimations via le DIDSON), mais également les limites de son utilisation (effet opérateur sur le traitement des données, approximation des mesures de taille des individus). En évaluant à 14% l'erreur standard de l'estimation des effectifs totaux de saumons (intervalle de confiance 95%), ils désignent le DIDSON comme un outil efficace et rentable pour le recensement des géniteurs de saumons à des fins de gestion halieutique.

Dans d'autres pays où les pêcheries professionnelles représentent une part importante de l'économie (Scandinavie, Russie), d'autres études témoignent de l'efficacité de la méthode (Pavlov *et al.*, 2009; Lilja *et al.*, 2010; Lilja et Orell, 2011; Pavlov *et al.*, 2011), tout en indiquant des recommandations d'installation et les limites d'utilisation.

Outre les salmonidés, les migrations d'autres espèces sont également suivies et décrites à l'aide du DIDSON. C'est le cas des montaisons de lamproies marines (Davies et Griffiths, 2011) et des dévalaisons d'anguilles argentées (Hateley et Gregory, 2006; Mueller *et al.*, 2008; Bilotta *et al.*, 2011). Il a ainsi été constaté que, malgré le risque de confusion avec des débris qui dérivent, les données de captures par piégeage et les dénombrements d'anguilles dévalantes effectués à l'aide du DIDSON sont remarquablement cohérents (Hateley et Gregory, 2006). De plus, il a été démontré que les migrations d'anguilles sont enregistrées de manière efficace jusqu'à une distance de 20 mètres pour les individus de plus de 90 cm et jusqu'à 15 mètres pour ceux de moins de 70 cm à l'aide de deux caractéristiques de l'espèce : sa morphologie et son comportement de nage serpentiforme (Kleinschmidt et Aquacoustics, 2006).

En revanche, le DIDSON n'a pas permis de suivre les migrations d'aloses feintes, celles-ci montrant un léger comportement d'évitement aux ondes émises par ce sonar (Gregory *et al.*, 2007). Il a, en effet, été montré que les poissons de la sous-famille des *Alosinae* (famille des *Clupeidae*) ont développé une capacité à détecter les sons aux fréquences supérieures à 3 KHz, ce que ne font pas la plupart des autres espèces (Wilson *et al.*, 2008). Ces auteurs mettent en relation cette évolution avec un comportement d'évitement observé par les juvéniles d'*Alosinae* en réponse à l'écholocation résultant d'une approche d'odontocètes prédateurs (Mann *et al.*, 2001). Certaines méthodes de suivi des bancs d'aloses ont pu être imaginées en exploitant les comportements de fuite des individus mais celles-ci perturbent le comportement de migration des individus (Gregory et Clabum, 2003).

4) Des apports techniques dans d'autres domaines d'application

Le DIDSON est un outil initialement développé à des fins militaires pour aider à la détection de mines sous-marines (cf. [paragraphe 2.a](#)). Il permet d'obtenir une visualisation précise de la forme d'un objet ou d'une cible, sans condition de clarté de l'eau (Belcher *et al.*, 2001). Ainsi, le sonar peut être utilisé pour aider la surveillance des plongeurs dans des eaux turbides où les visibilitées sont quasi-nulles (Elliott, 2005). Le DIDSON est également utilisé par les sous-marins pour détecter les obstacles et les passages dans des eaux chargées (Belcher *et al.*, 2002a) ou encore comme outil de surveillance des ouvrages sous-marins (Belcher, 2006) ou d'inspection des bâtiments de guerre (Vaganay *et al.*, 2005).

A des fins écologiques, le DIDSON a été utile dans l'évaluation de l'efficacité de passes à poissons et la description du comportement des poissons devant les ouvrages. Ainsi, il a pu être démontré que certains poissons contournent activement des pièges, et qu'il est commun que des oiseaux ou poissons prédateurs se servent des passes à poisson pour chasser activement leurs proies (Baumgartner *et al.*, 2006). Ce sonar a également servi à l'observation des relations prédateurs-proies en enregistrant les comportements de prédation et de fuite des bancs de poissons fourrages (Handegard *et al.*, 2012), ou encore à étudier les différents comportement d'évitement des filets (Rakowitz *et al.*, 2012).

5) Le DIDSON compense-t-il les limites de l'hydroacoustique traditionnelle ou en est-il un outil complémentaire ?

Les ressources bibliographiques de plus en plus nombreuses témoignent de l'intérêt de la communauté scientifique et des gestionnaires pour le DIDSON. De nombreuses organismes ont ainsi effectué des études comparatives entre l'hydroacoustique traditionnelle (*split-beam*) et cet outil (Maxwell et Gove, 2004; Xie *et al.*, 2005; ElMejjati *et al.*, 2007; Pipal *et al.*, 2010b; Balk *et al.*, 2011; Hughes, 2012). Les avantages du DIDSON sont clairement identifiés par les différents auteurs :

- la largeur du cône (29° sur 12°) permet une meilleure détection des individus à proximité du sondeur par rapport aux échosondeurs acoustiques traditionnels (Maxwell et Gove, 2004; Burwen *et al.*, 2007; Pipal *et al.*, 2010b).
- les changements de directions et les comportements de nage sont nettement visibles sur les images issues du DIDSON, même à une distance d'un mètre par rapport au sondeur alors que ces informations ne peuvent être extraites des échogrammes d'un sondeur traditionnel (Maxwell et Gove, 2004). Ainsi, les sens de déplacements peuvent être peu visibles en fonction de la saturation de l'échogramme en échos parasites (vitesses de courant, macrophytes, débris) ou lors d'une forte densité de population (Maxwell et Gove, 2004; Cronkite *et al.*, 2006).
- le DIDSON dispose d'un module de suppression des images fixes dans le faisceau, qui peut dès lors enregistrer des images même après le contact avec le lit du cours d'eau (Balk *et al.*, 2011). A l'opposé, les échosondeurs *split-beam* sont, dans ce cas, saturés par l'écho fort du fond du cours d'eau (Maxwell et Gove, 2004; Hughes, 2012).
- l'estimation des tailles des poissons est très pertinente, jusqu'à une distance de 12 mètres (Maxwell et Gove, 2004; Burwen *et al.*, 2007), bien que le pas de mesure via le logiciel DIDSON soit de 2 cm en 2 cm (Cronkite *et al.*, 2006).

- la simplicité de prise en main du DIDSON est nettement supérieure à celle d'échosondeur *split-beam*. Le paramétrage et surtout l'interprétation des données, se basant sur une image concrète du poisson, améliore la lisibilité des données pour un opérateur peu expérimenté, ce qui minimise les erreurs opérationnelles et par conséquent augmente la véracité des données collectées (Lilja *et al.*, 2010).

Les inconvénients du DIDSON par rapport aux *split-beam* sont semblables d'une étude à l'autre (cf. [paragraphe 2.d](#)), mais des solutions complémentaires ont été proposées et testées pour pallier ces manques (sous-échantillonnage pour réduire le volume des données et les temps de traitement ; méthodologies en cours de développement pour l'identification des espèces, amélioration des logiciels de traitement des données).

Le DIDSON répond donc aux attentes des scientifiques et gestionnaires par rapport à la problématique de suivi écologique des populations de poissons en cours d'eau. Améliorant la compréhension des comportements de déplacement des poissons et favorisant leur identification spécifique par la visualisation d'enregistrements « vidéo » de leurs passages, le DIDSON est susceptible de répondre à la principale approximation des suivis acoustiques. Les acquisitions, non intrusives, ne causent pas de modifications de comportement pour la grande majorité des espèces, seules les aloses semblent perturbées par les émissions haute fréquence. De plus, l'augmentation de la largeur de l'angle du faisceau, et la capacité à supprimer les échos des zones fixes insonifiées sans altérer la qualité des enregistrements optimise l'interprétation des données. L'amélioration des techniques de traitement est en cours d'élaboration par plusieurs unités de recherche et permettra à terme de répondre aux principales limites mentionnées dans cette synthèse.

Néanmoins, le DIDSON utilise une technologie qui ne supprime pas les échosondeurs traditionnels dans le cadre de certaines utilisations, lors desquelles ils peuvent s'avérer être des outils complémentaires non négligeables. Ainsi, pour les suivis sur de très grands cours d'eau où la portée du DIDSON ne permet pas un échantillonnage total de la section en eau, il est possible de coupler la portée d'un échosondeur *split-beam*, pouvant détecter le passage d'un poisson jusqu'à 250 mètres (Pfisterer, 2002), aux visualisations haute définition du DIDSON pour valider les identifications spécifiques (Hughes, 2012).

De plus, les unités de recherche spécialisées en écologie lacustre ou marine utilisant la technique par écho-intégration peuvent estimer la biomasse d'un milieu en étudiant les bancs de poissons présents sur les échogrammes (cf [paragraphe 1.a](#)). Le DIDSON ne permet actuellement pas d'utiliser de telles techniques et donc d'estimer convenablement les biomasses (Hateley et Gregory, 2006), mais peut être utilisé en tant que complément d'un échosondeur pour favoriser l'identification spécifique des individus (Guttormsen *et al.*, 2010).

Au regard des remarques et recommandations des différents auteurs ayant utilisé le DIDSON, ce sonar s'affiche donc comme la méthode de suivi la plus efficace dans le cadre d'une utilisation sur un cours d'eau de petite à moyenne taille et comme un outil complémentaire de détermination spécifique aux échosondeurs traditionnels pour d'autres utilisations écologiques.

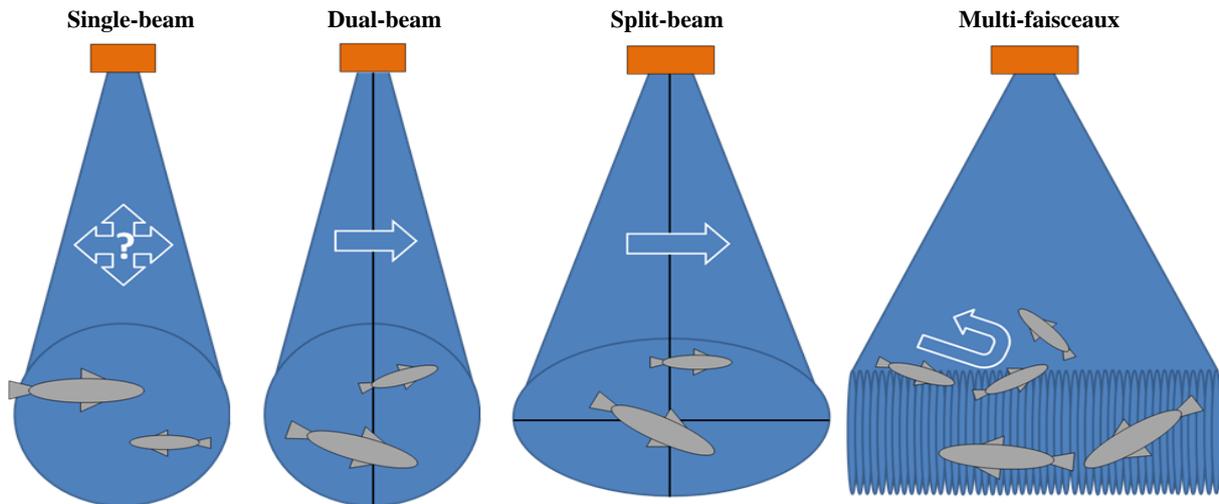


Figure 1. Différents types de sondeurs utilisés dans le suivi des populations pisciaires. De gauche à droite : sondeurs à faisceau unique, à double-faisceau, à faisceaux partagés, à faisceaux multiples

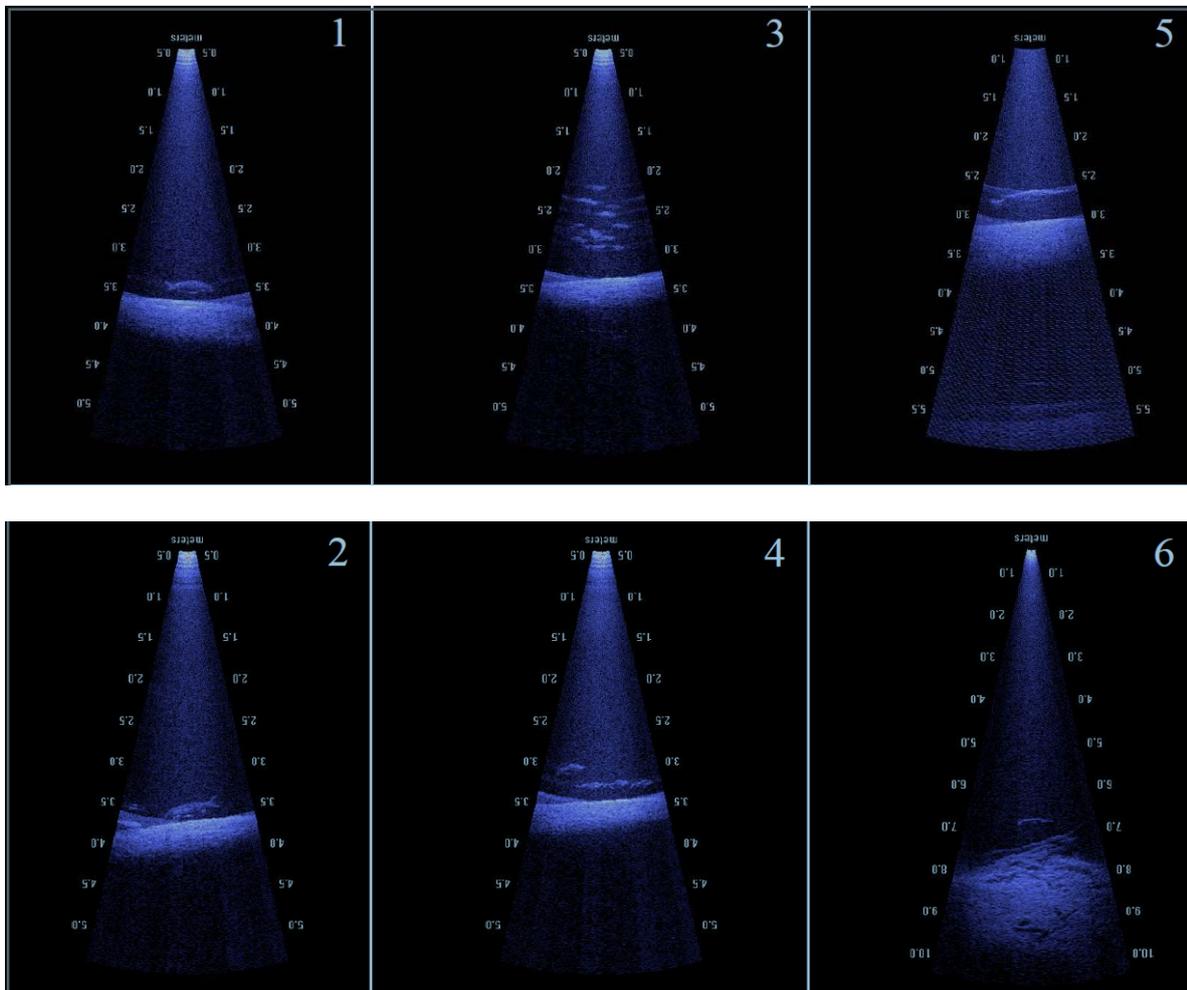


Figure 2. Différentes captures d'écran des données enregistrées par le DIDSON. Les images illustrent (1 et 2) la détection de poissons de grande taille (70 et 77 cm) ; (3 et 4) des bancs de poissons ; (5 et 6) des poissons pouvant être identifiés comme des lépisostés osseus (*Lepisosteus osseus*), d'après leurs tailles et leur morphologie caractéristique (long museau effilé) (Hughes, 2012)

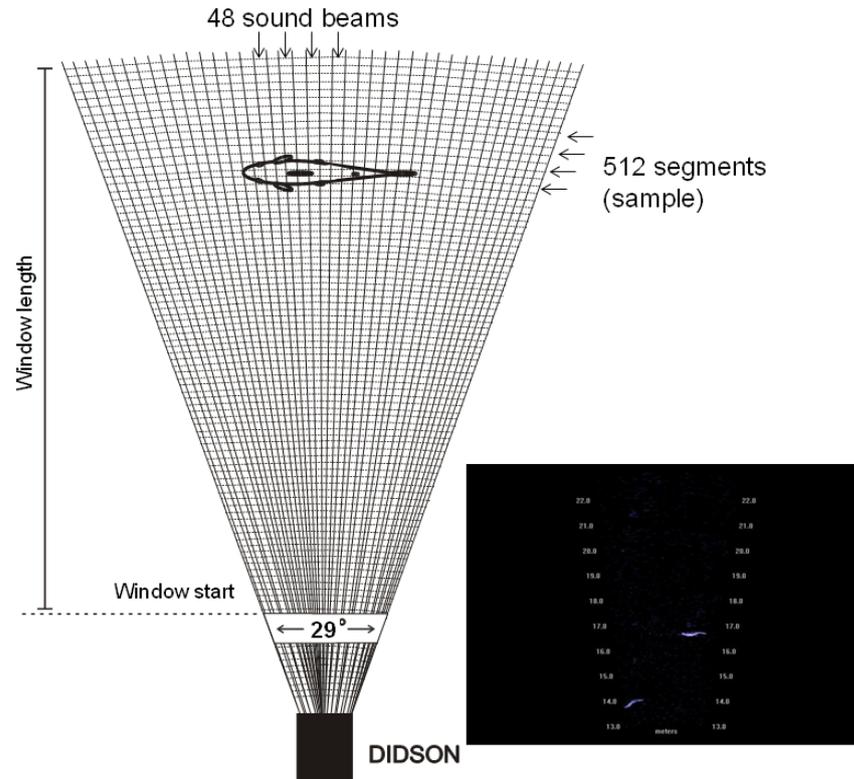


Figure 3. Représentation schématique du faisceau du DIDSON en mode 1.1 KHZ (vue de haut) et capture d'écran d'une vue du DIDSON sur laquelle deux saumons se déplacent de la droite vers la gauche (Lilja et Orell, 2011)

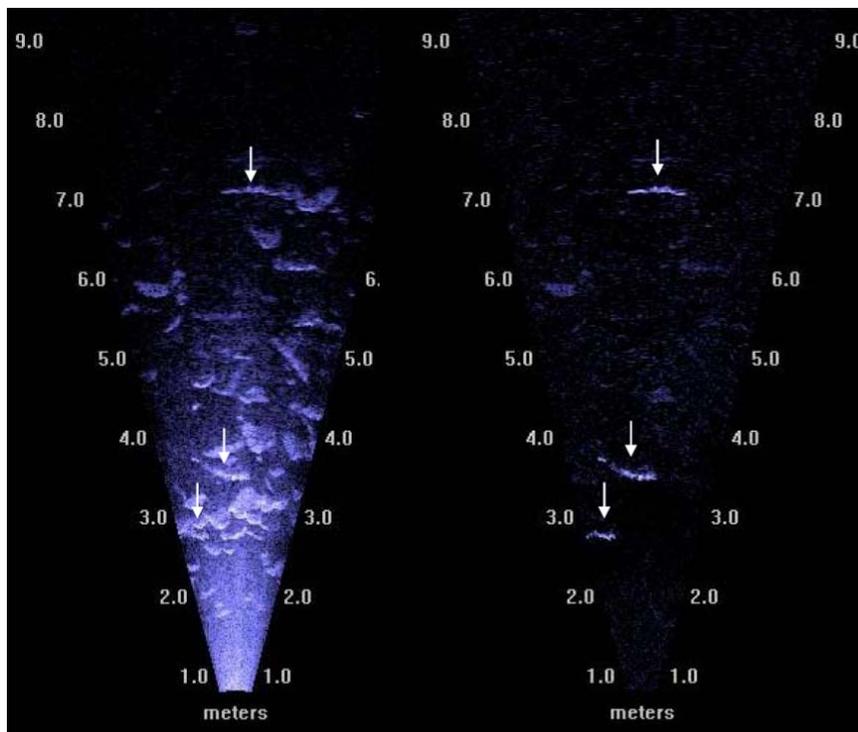


Figure 4. Images haute-fréquence du DIDSON de trois poissons nageant dans une rivière à fond rocheux, à gauche, et les mêmes poissons après application du module de suppression du fond fixe (*background subtraction*), à droite (Maxwell et Gove, 2004)

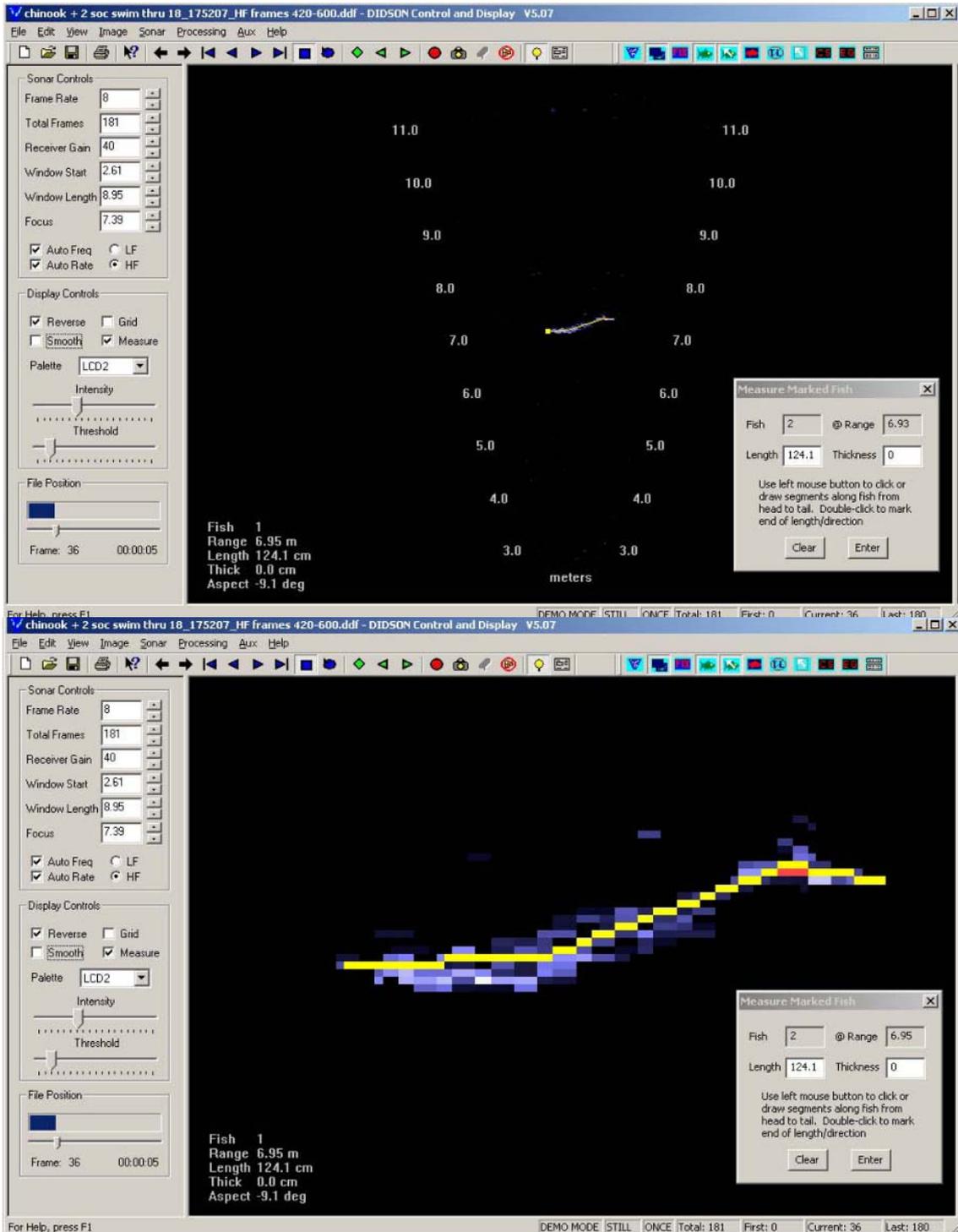


Figure 5. Illustration de l'utilisation de l'outil de mesure manuelle des poissons par le logiciel du DIDSON, en mode normal en haut, zoomé en bas (Burwen *et al.*, 2007)

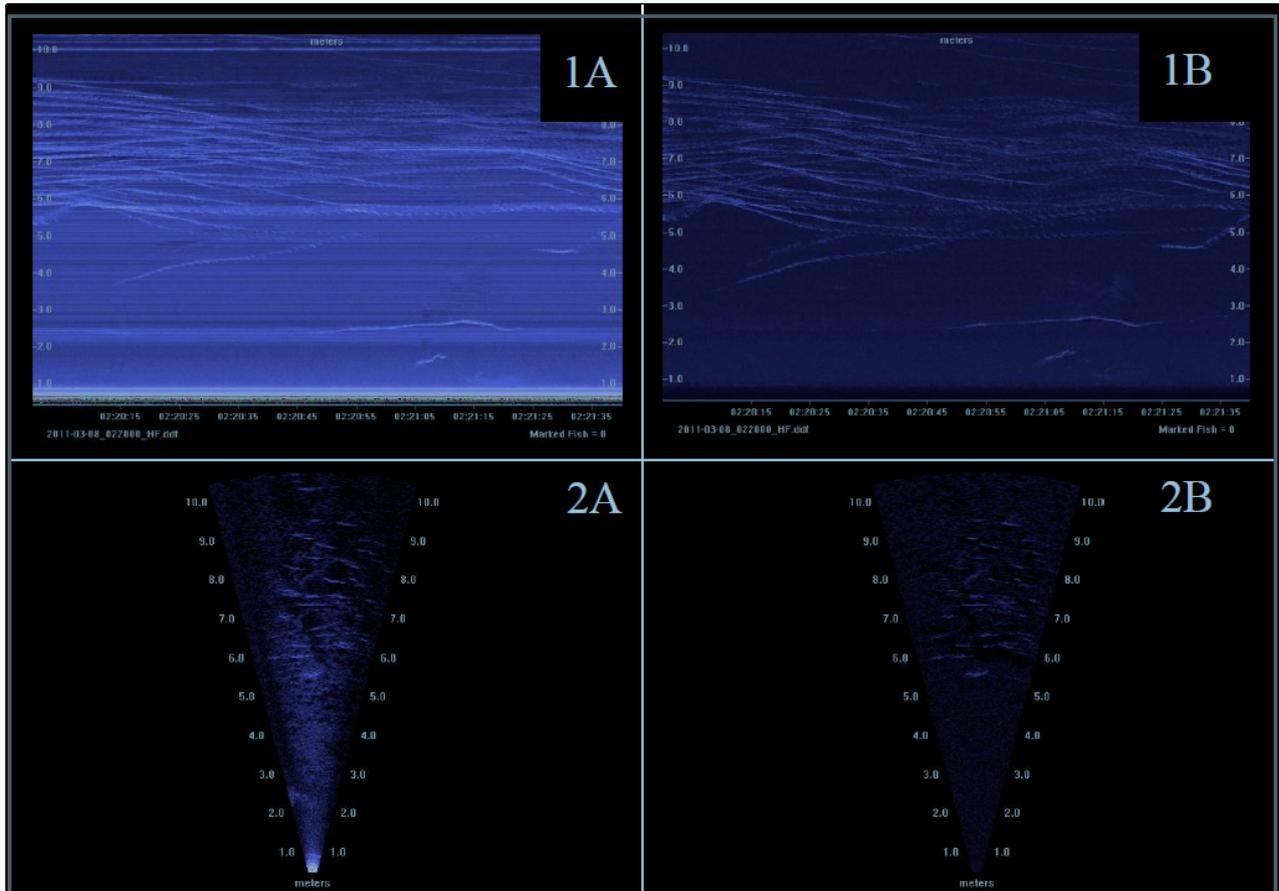


Figure 6. Visualisation sous forme d'échogramme (1) des enregistrements du DIDSON (2), avec (B) et sans (A) le *background subtraction* (Hughes, 2012)

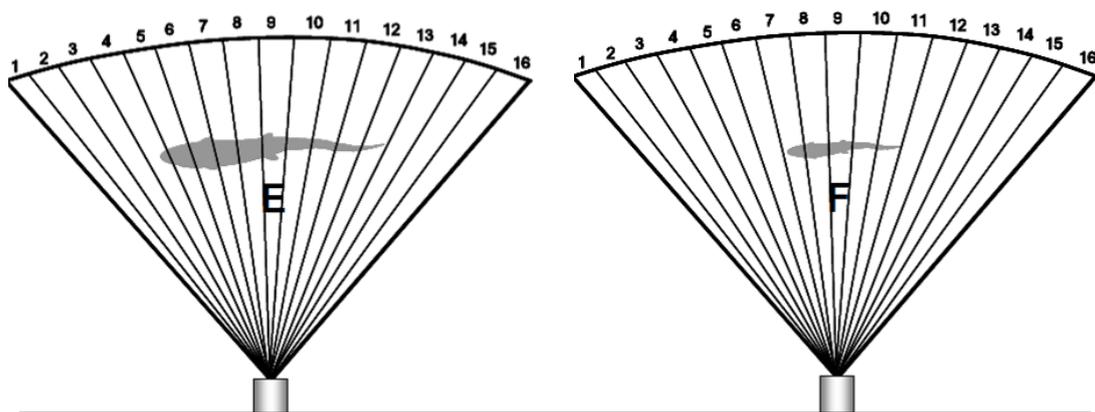


Figure 7. Si le poisson F est exactement deux fois plus petit que le poisson E et qu'ils sont détectés à la même distance du sondeur, la mesure du poisson E sera sous estimée car la surface réfléchissante du plus gros poisson s'étend au-delà des limites de l'axe central, où l'énergie est réduite (Burwen *et al.*, 2007)

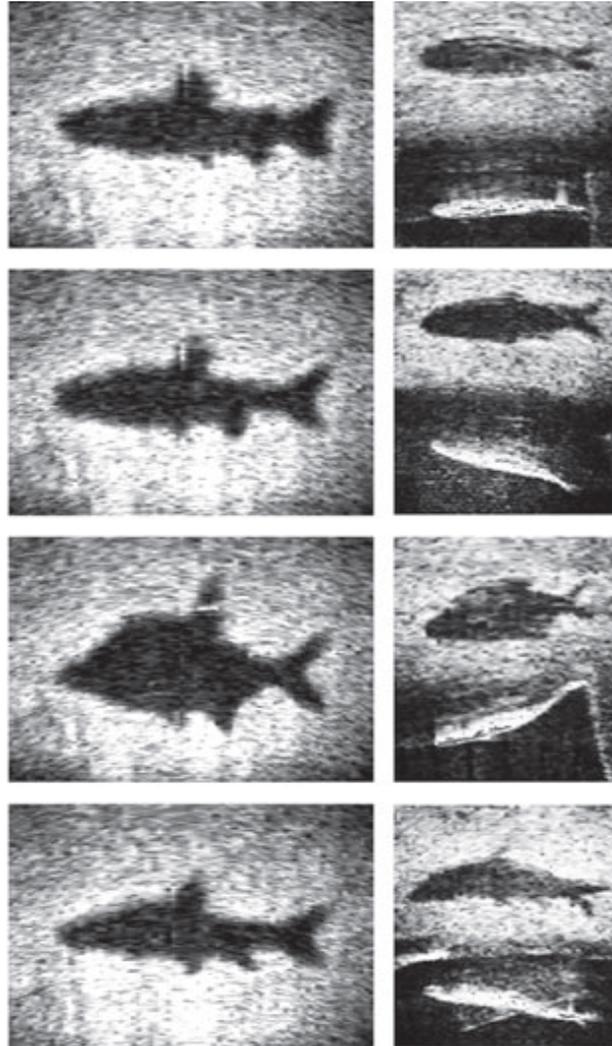


Figure 8. Ombres acoustiques d'individus d'espèces différentes enregistrées par le DIDSON. A gauche, des ombres générées par des modèles de 50 cm découpés dans de l'acier inoxydable, à droite, des ombres de poissons vivant. De haut en bas : truite, chevaine, brème et barbeau (Langkau *et al.*, 2012)

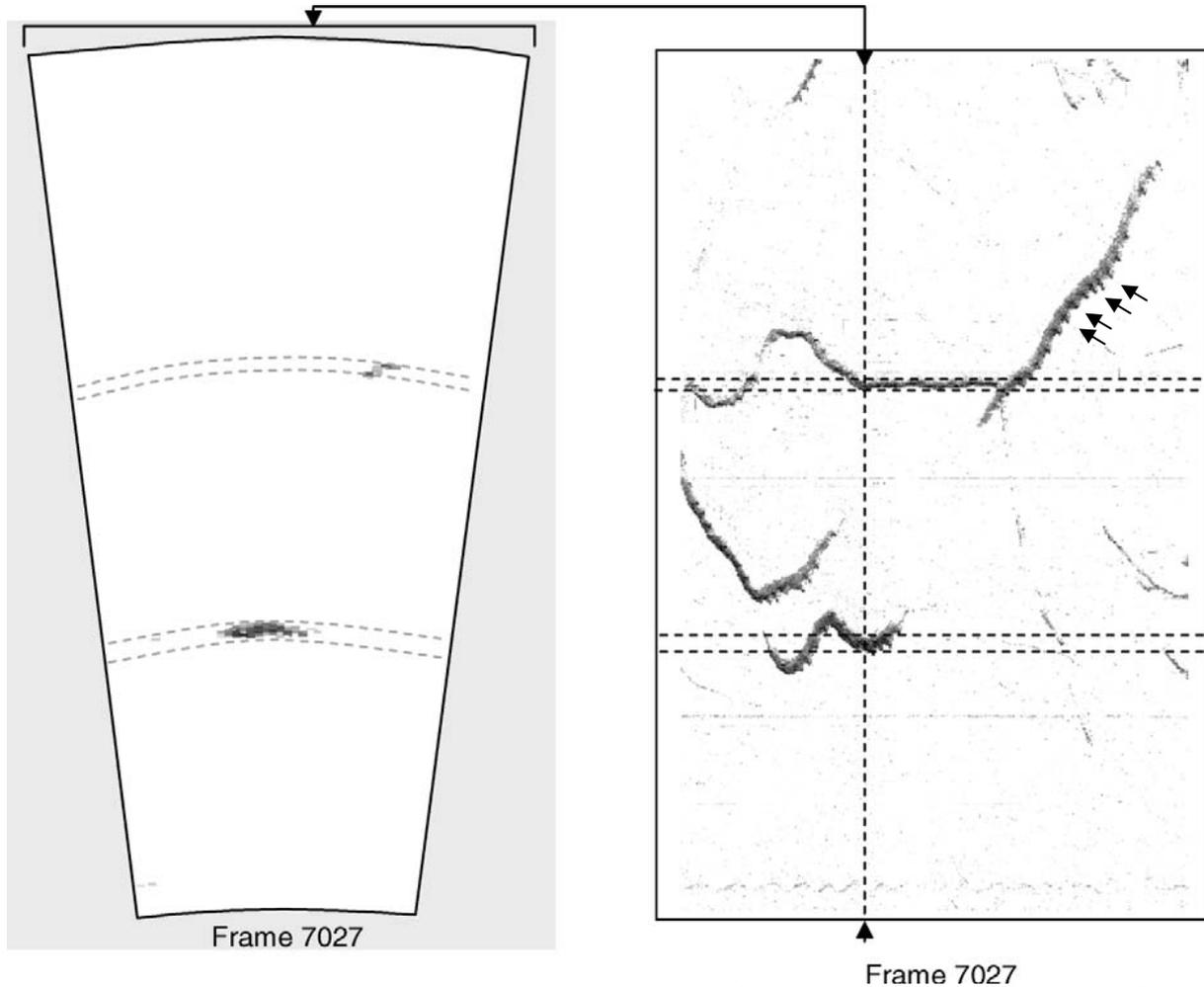


Figure 9. Représentations d'une vue du DIDSON (à gauche), sous forme d'échogramme (à droite) : les flèches indiquent les discontinuités dans la trace acoustique du poisson qui représentent les coups de nageoire caudale qui permettent le calcul de la fréquence de battement (Mueller *et al.*, 2010)



Figure 10. Photographie de la lentille du DIDSON propre à gauche, et d'une lentille couverte de pollen de pin dérivant dans le cours d'eau à droite (Lilja *et al.*, 2010)

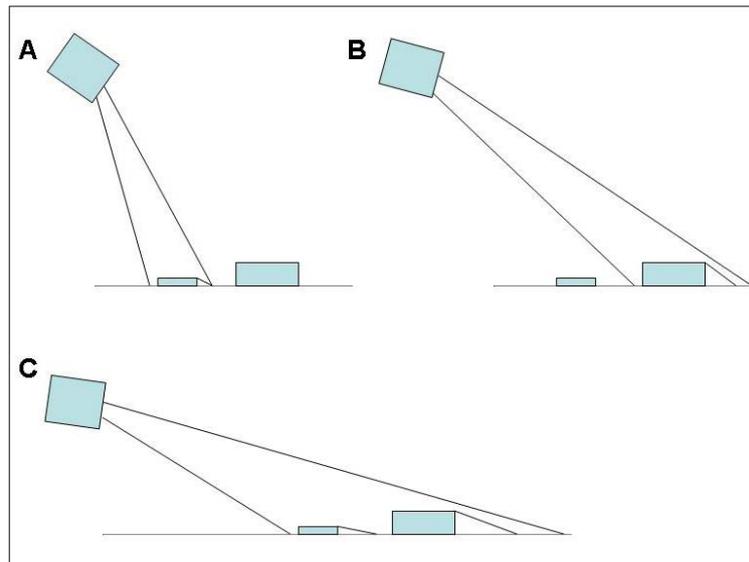


Figure 11. Influence de l'orientation de la lentille et du positionnement du DIDSON sur la visée, et relation avec l'insonification d'objets sur le lit du cours d'eau (vue latérale) (Pipal *et al.*, 2010b)



Figure 12. Différents types de supports de fixation du DIDSON : à gauche, une structure en H (Mercer et Wilson, 2009) ; à droite, un trépied (Pipal *et al.*, 2010b)

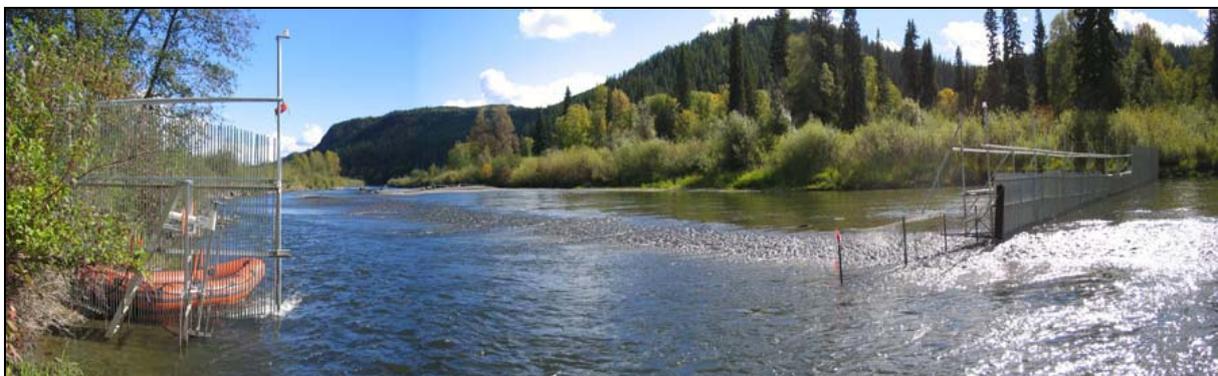


Figure 13. Utilisation d'un barrage déflecteur dans le cadre d'un suivi acoustique avec le DIDSON sur la rivière Horsefly, photographie de J. Lilja (Cronkite *et al.*, 2006)

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

I- Les différentes étapes de la mise en place du réseau de suivi piscicole

La première étape de la mise en place du réseau de suivi piscicole a consisté à déterminer l'ensemble des sites de pêche qui seront prospectés au cours des années de suivi et plus particulièrement lors de la caractérisation de l'état initial. Ainsi, la plupart des nouvelles stations ont été définies en amont des barrages, la zone située en aval faisant déjà l'objet d'un suivi conséquent réalisé par l'Inra, le Muséum National d'Histoire Naturelle et la Fédération de Pêche de la Manche.

La répartition géographique des stations a dans un premier temps été réalisée sur cartographie afin d'obtenir une répartition homogène des différents secteurs de pêche sur l'ensemble du bassin de la Sélune. Une fois sur le terrain, cette base de travail nous a permis, à l'aide des techniciens de rivière, de déterminer précisément la localisation de tous les secteurs de pêche. Ce travail de terrain a été réalisé les 5, 26, 27 et 28 mars 2012. Les stations ont été choisies en fonction des habitats favorables aux espèces cibles présents sur les sites (ex : radiers pour les truitelles ou sols sablonneux/meubles pour les lamproies). 67 stations de pêche ont ainsi été définies : 25 stations truites (trf), 22 stations anguilles (ang), 14 stations lamproies (lp) et 6 stations toutes espèces (PTE).

Ce plan d'échantillonnage a été présenté lors d'une réunion organisée le 9 mai avec tous les partenaires intéressés par la mise en place de ce réseau (scientifiques et fédération de pêche) à Rennes. Cette réunion avait pour objectif de discuter de la pertinence du choix des secteurs, de l'organisation des pêches, ainsi que des mesures et prélèvements à effectuer sur les poissons lors de ces pêches. Certaines stations ayant été déplacées ou enlevées, ce sont finalement 68 stations de pêches qui sont retenues : 25 trf, 22 ang, 14 lp et 7 PTE. Compte tenu du nombre de stations retenues, il a été décidé de réaliser un cycle complet de pêches sur une période de deux ans en les répartissant de la manière suivante : les truites et toutes espèces en 2012 ; les anguilles et lamproies en 2013 puis recommencer le cycle en 2014 et 2015.

Afin de présenter les enjeux du programme scientifique ainsi que les actions qui seront réalisées sur le terrain, une réunion a été organisée le 21 juin à Ducey en présence de tous les acteurs locaux de la pêche (FDPPMA, AAPPMA, DDTM, SD, Syndicat mixte de la baie du Mont-Saint Michel, Cater, Sage). Cette réunion a été une étape essentielle du processus de communication du projet scientifique aux acteurs locaux, car elle nous a notamment permis d'obtenir de l'aide pour les campagnes de terrain de la part des FDPPMA et des AAPPMA. Nous avons également pu discuter des demandes d'autorisation de pêche auprès des riverains. Ce travail a été confié à l'ensemble des techniciens de rivière du bassin en accord avec les présidents des communautés de commune.

Puis, un calendrier précis de toutes les pêches envisagées en 2012 a été défini et envoyé à l'ensemble des partenaires.

Lors des campagnes de terrain, les FDPPMA et les AAPPMA ont répondu massivement présentes en apportant une main d'œuvre précieuse, notamment lors des pêches toutes espèces du mois d'août.

II- Inventaires pisciaires effectués avant 2012

Des pêches électriques sont effectuées sur le bassin de la Sélune depuis de nombreuses années. Elles incluent notamment des inventaires ayant fait l'objet d'un suivi restreint dans le temps sur des stations localisées en amont des barrages et une majorité d'autres toujours effectués sur des stations localisées en aval.

1- Inventaires réalisés de 2006 à 2009 en amont des barrages

Des indices d'abondance truites ont été réalisés par la Fédération de Pêche de la Manche sur la partie amont du bassin versant de la Sélune entre 2006 et 2009. Ce sont des pêches de 5min effectives réalisées sur les habitats favorables à l'espèce (protocole différent de celui de VIGITRUITE®). Au total, 29 stations de pêches ont été échantillonnées (Figure 14). Les résultats de ces pêches montrent (tableaux 1 et 2) :

- Une forte variation du nombre d'individus 0+ entre les sites allant d'une absence totale à 40 individus
- Une forte augmentation du nombre de 0+ entre 2006 et 2009 sur les sites du Charbonnelais et de la Marsenne, tous deux situés sur la partie amont du BV de la Gueuche.
- De plus fortes abondances totales ou en 0+ sur la Cance.

Tableau 1 : Nombre de truites 0+ capturées entre 2006 et 2009 par la FDPPMA 50.

0+	Site N°1	Site N°2	Site N°3	Site N°4	Site N°5	Site N°6	Site N°7	Site n°8
	le Charbonnelais	le Marsenne	la Gueuche	la Gueuche	le Marignon	le Mesnelle	le Chevrier	
2006	0	11	28	0	0	0	0	
	Meude	Pontorsier	Francière	Sélune	Le Moulin Richard	Chenilly	Meude	
2007	15	0	1	0	0	5	2	
	Boutron	les Vieux Gués	le Gué aux Loups	la Cance	le Brefféland	le Ruisseau de la Mine	le Cançon	le Cançon
2008	3	40	30	4	6	24	6	2
	la Gueuche	le Marsenne	le Charbonnelais	la Gueuche	le Mesnelle	la Francière	le Chenilly	
2009	14	20	15	0	9	5	28	

Tableau 2 : Nombre de truites 1+ capturées entre 2006 et 2009 par la FDPPMA 50.

1+	Site N°1	Site N°2	Site N°3	Site N°4	Site N°5	Site N°6	Site N°7	
	le Charbonnelais	le Marsenne	la Gueuche	la Gueuche	le Marignon	le Mesnelle	le Chevrier	
2006	7	12	14	16	0	3	1	
	Meude	Pontorsier	Francière	Sélune	le Moulin Richard	Chenilly	Meude	
2007	7	2	5	0	3	9	12	
	Boutron	les Vieux Gués	le Gué aux Loups	la Cance	le Brefféland	le Ruisseau de la Mine	le Cançon	le Cançon
2008	10	28	14	1	7	3	2	4
	la Gueuche	Le Marsenne	Le Charbonnelais	La Gueuche	Le Mesnelle	La Francière	Le Chenilly	
2009	18	15	5	10	5	2	2	

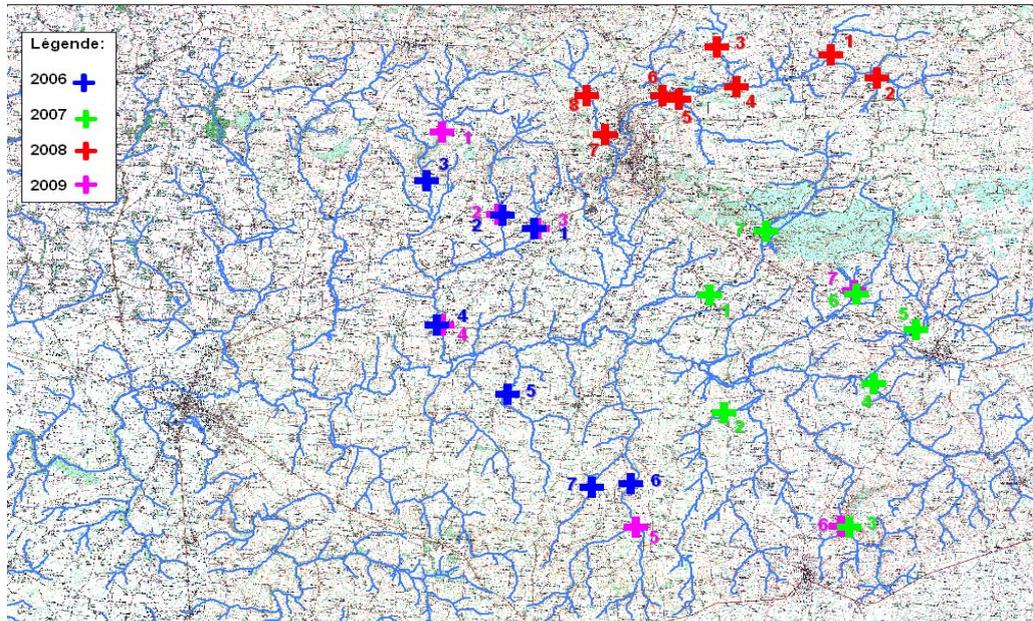


Figure 14 : Cartographie des zones de pêches échantillonnées par le FDPPMA 50 entre 2006 et 2009.

2- Inventaires en cours réalisés en aval des barrages

Ces inventaires sont réalisés par l'INRA, le Muséum National d'Histoire Naturelle, l'ONEMA et la Fédération de Pêche de la Manche respectivement depuis 1985, 1996 et 2001. Les pêches réalisées par l'INRA et le MNHN concernent le saumon, la truite, les anguilles, les lamproies et les communautés de poissons. 41 stations de pêches sont échantillonnées tous les ans (Figure 15). Une description détaillée de ces pêches et de leurs résultats sont disponibles sur le site internet de l'ORE PFC : [Rapport 2011](https://www6.inra.fr/ore-pfc/content/download/3448/34247/file/RapportOir2011-02.pdf) (<https://www6.inra.fr/ore-pfc/content/download/3448/34247/file/RapportOir2011-02.pdf>).

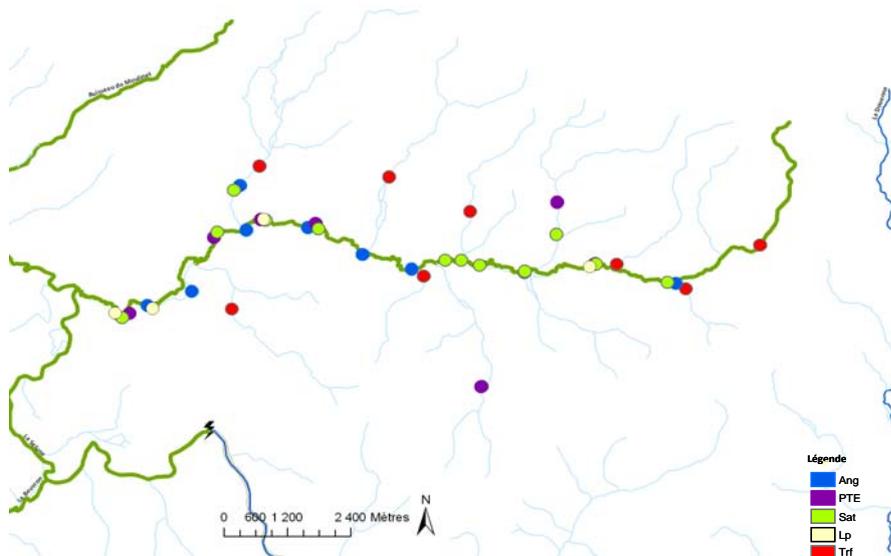


Figure 15 : Répartition des stations de pêche inventoriées par l'INRA sur le bassin versant de l'Oir.

Des pêches d'indice d'abondance saumon sont également effectuées par la Fédération de Pêche de la Manche sur la Sélune et le Beuvron depuis 2001 (Figure 16).

Les résultats avancés sont très disparates sur les trois systèmes constituant le réseau, de très bons sur le Beuvron (3 stations), bons sur l'Oir (12 stations) et médiocres sur le cours principale en aval des barrages (4 stations). Les résultats détaillés de ces 9 années de suivis sont disponibles sur le rapport publié tous les ans par la Fédération de Pêche de la Manche.

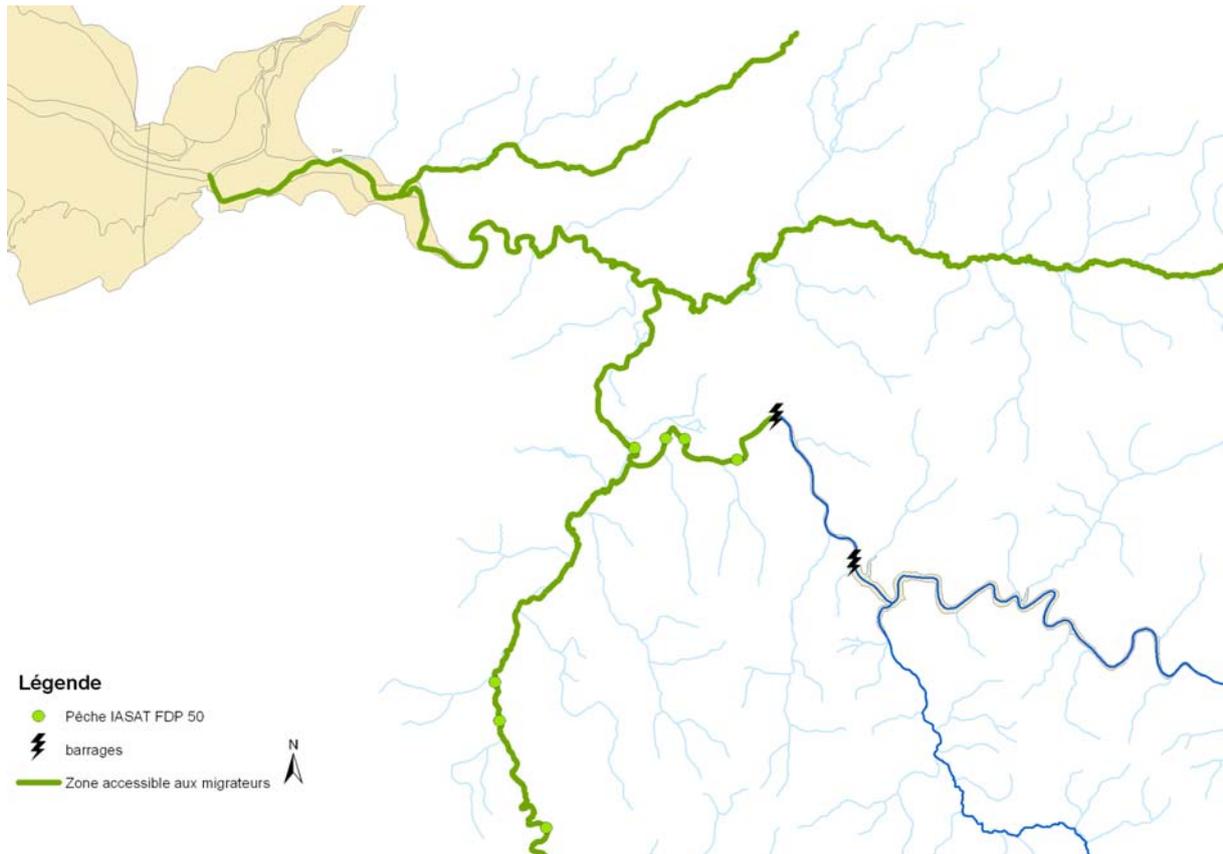


Figure 16 : Répartition des stations d'indice d'abondance saumon sur le BV de la Sélune. Les stations situées sur la Sélune et le Beuvron sont échantillonnées par la FDPPMA 50.

III- Résultats des pêches 2012 sur la Sélune

1- Répartition des stations

Un total de 68 stations de pêche compose ce nouveau réseau de suivi piscicole sur le bassin versant de la Sélune : 25 sites pour la truite (trf, selon la méthode VIGITRUIITE®), 22 pour l'anguille (ang), 14 pour les lamproies (lp) et 7 pour toute la communauté pisciaire (PTE). Ces 68 stations sont regroupées en 33 secteurs (plusieurs stations de pêche par secteur) dont 9 sont localisés en aval des barrages (Figure 17).

Les stations sont localisées sur le réseau selon l'ordre de Strahler qui varie de 1 à 6 depuis le haut du Moulinet et de la Cance (ordre 1) jusqu'à 6 pour la Sélune (tableau 3). Deux secteurs (36 et 38) serviront de témoin au cours des années de suivi y compris après démantèlement des barrages car ils ne seront impactés par aucune opération de restauration de la continuité écologique. En effet, ces deux secteurs associés aux populations de poissons présentes resteront isolés du reste du bassin (présence d'un lac en aval de la station 36, et présence de cascades naturelles en aval de la station 38).

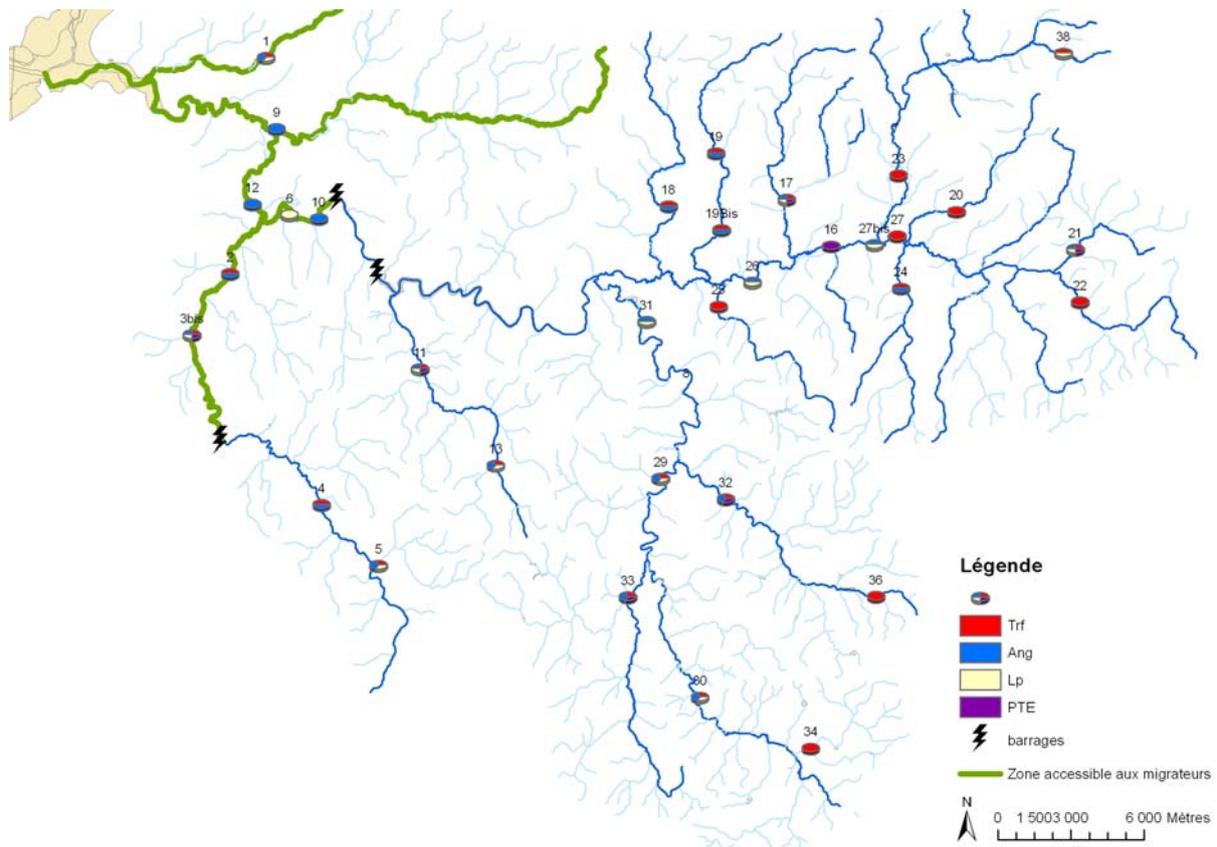


Figure 17 : Répartition des stations de pêches du réseau de suivi piscicole sur le BV de la Sélune.

Tableau 3 : Ordre de Strahler des différents cours d'eau à l'emplacement des stations de pêche.

Secteur	Rivière	Ordre de Strahler
1	Moulinet	1
38	La Cance	1
13	Le Lair	2
18	La Douenne	2
20	Rivière St Jean	2
25	Bahan	2
30	L'airon	2
34	La Hogue	2
36	Moulin du Pré	2
4	Beuvron	3
5	Gue Huçon	3
11	Le Lair	3
17	La Gueuche	3
19	L'Argonce	3
21	Moulin Richard	3
23	La Cance	3
33	La Glaine	3
19bis	L'Argonce	3
2	Beuvron	4
16	Sélune	4
22	Sélune	4
24	Mesnelle	4
27	Sélune	4
29	La Glaine	4
32	Moulin du pré	4
27bis	Sélune	4
3bis	Beuvron	4
9	Oir	4
26	Sélune	5
31	L'Airon	5
6	Sélune	6
10	Sélune	6

Les résultats présentés dans ce rapport concernent uniquement les pêches d'indice d'abondance truite ainsi que les pêches toutes espèces.

2- Pêches toutes espèces (PTE)

2.1. Méthodes

Ces pêches ont été réalisées entre le 20 et le 23 août sur les stations 3bis (aval barrage), 11, 33, 32, 16, 17 et 21 (amont barrages) (Figure 18). 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 32 et 16, 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 des populations génétique des populations.

Une diversité spécifique a été calculée pour chaque station à l'aide de l'indice de Shannon : $H' = -\sum(\pi_i \cdot \ln(\pi_i))$ où π_i est la proportion de l'espèce. Cet indice s'accompagne de l'indice d'équitabilité : (E): $E = H' / \ln(S)$ où S représente la richesse spécifique. Les résultats des PTE par station sont regroupés en annexe. Pour chaque station de pêche, deux diagrammes sont présentés : un concernant le nombre d'individus capturés par espèce et l'autre présentant les effectifs estimés à l'aide de la méthode de Carl&Strub.

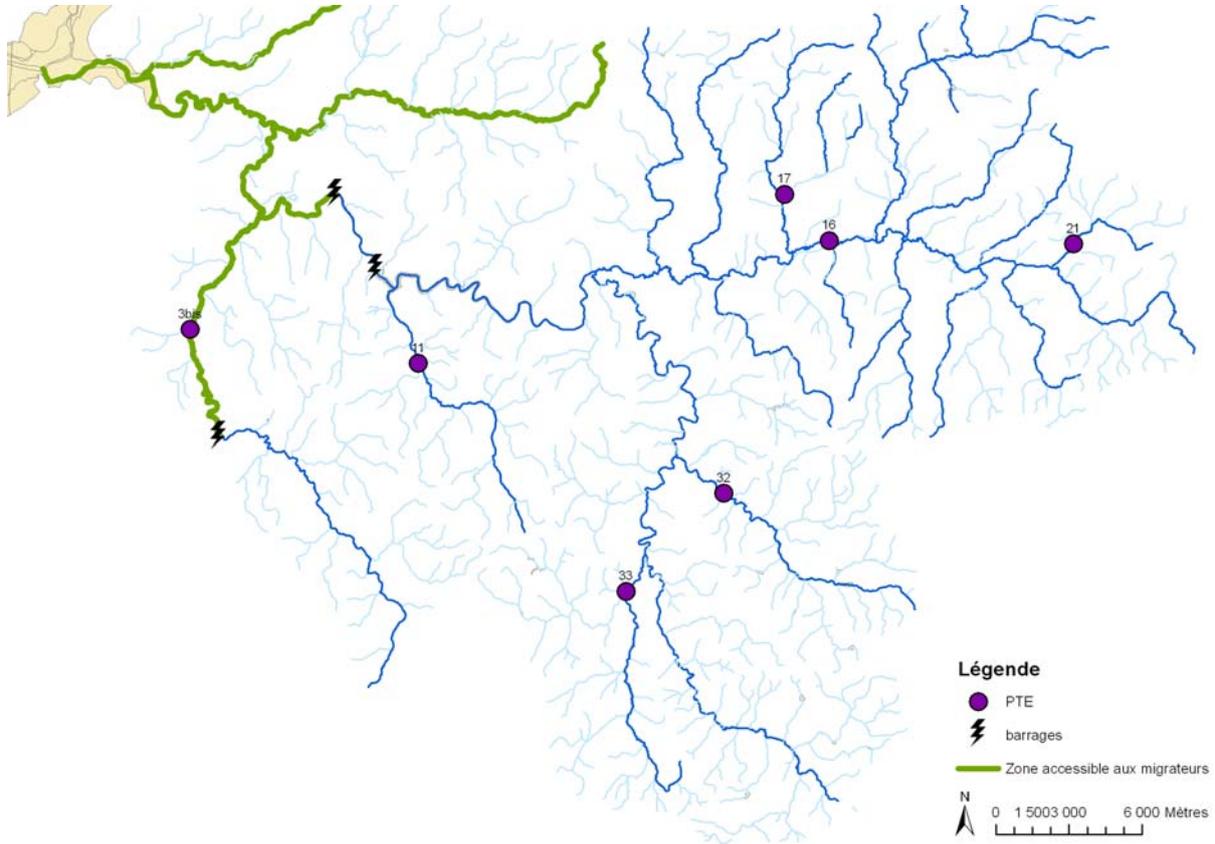


Figure 18 : Localisation des stations PTE réalisées sur le BV de la Sélune en 2012.

2.2. Résultats

17 espèces de poissons ainsi qu'une espèce d'écrevisse ont été capturées sur l'ensemble des secteurs de pêche (tableau 4) regroupant 4301 individus et 4604 en comptant les écrevisses (tableau 5).

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

- D'anguilles sur le Beuvron, en aval de la Sélune (13,4 ind/100m²), et de confirmer leur absence dans les parties en amont des barrages. Ce constat est le même en ce qui concerne le saumon et les lamproies marines. Cependant, la très forte densité de lamproie marine estimée sur la station 3bis (plus de 250 ind/100m²) ne doit pas être prise en compte car

la méthode de pêche électrique n'est pas adaptée à cette espèce, entraînant une surestimation des effectifs par la méthode Carl&Strub.

- De lamproies du genre *Lampetra* sur l'ensemble des stations inventoriées en amont et en aval sans qu'actuellement on puisse distinguer entre la lamproie fluviatile (migratrice anadrome) et la lamproie de Planer (sédentaire en rivière).

- De quatre espèces sur les sept stations aval et amont: le chabot, le goujon, la loche et le vairon.

- De trois espèces dont les habitats favorables sont plutôt lenticules (le brochet, la perche commune et le gardon).

- De deux espèces exotiques : la perche soleil et l'écrevisse de Californie. La perche soleil n'a été inventoriée que dans la station 33. Elle pourrait provenir d'un des étangs présents sur le bassin de la rivière du Moulin Dory et du ruisseau Villavran situés juste en amont de la station. Quant à l'écrevisse de Californie, elle est présente dans toutes les stations en amont des barrages, sauf sur la Glaine (station 33). Cette présence est notamment maximale sur la station 32 (137 individus) où l'habitat est de type radier. Sans être dénombrée, la présence d'écrevisse est également notée dans 8 stations d'indice abondance truite situées en amont des barrages (voir Annexe Indice abondance truites). Comme pour la lamproie, il ne peut pas être tenu compte des densités estimées car la méthode de pêche n'est pas appropriée. Ces résultats laissent donc supposer que l'arasement des barrages pourrait conduire à une colonisation de l'ensemble du bassin y compris des anciennes zones ennoyées par l'écrevisse de Californie.

Par ailleurs, il apparaît que la diversité spécifique (H') pisciaire (écrevisse exclue) est plus importante sur le Beuvron (aval des barrages) que sur les autres secteurs situés en amont des barrages (Figure 19). Ceci s'explique par la présence d'anguilles, de saumons et de lamproies marines sur ce secteur qui s'ajoutent aux autres espèces présentes sur le reste du bassin versant.

Tableau 4 : Nombre d'individus par espèces capturés lors des pêches toutes espèces en 2012.

Nom français	Nom latin	Abréviations	Qté
Anguille	<i>Anguilla anguilla</i>	Ang	40
Brochet	<i>Esox lucius</i>	Bro	2
Chabot	<i>Cottus gobio</i>	Cha	994
Chevesne	<i>Leuciscus cephalus</i>	Che	48
Epinochette	<i>Pungitius pungitius</i>	Epinochette	1
Gardon	<i>Rutilus rutilus</i>	Gar	34
Goujon	<i>Gobio gobio</i>	Gou	270
Loche franche	<i>Nemacheilus barbatulus</i>	Lof	993
Lamproie sp	<i>Lampetra sp</i>	Lp	329
Lamproie marine	<i>Petromyzon marinus</i>	Lpm	38
Lamproie de planer	<i>Lampetra planeri</i>	Lpp	27
Perche commune	<i>Perca fluviatilis</i>	Per	3
Perche soleil	<i>Lepomis gibbosus</i>	Per Soleil	3
Saumon atlantique	<i>Salmo salar</i>	Sat	19
Truite	<i>Salmo trutta</i>	Trf	147
Vairon	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Vai	1344
Vandoise	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Van	9
Ecrevisse de Californi	<i>Pacifastacus leniusculus</i>	Pacif	303

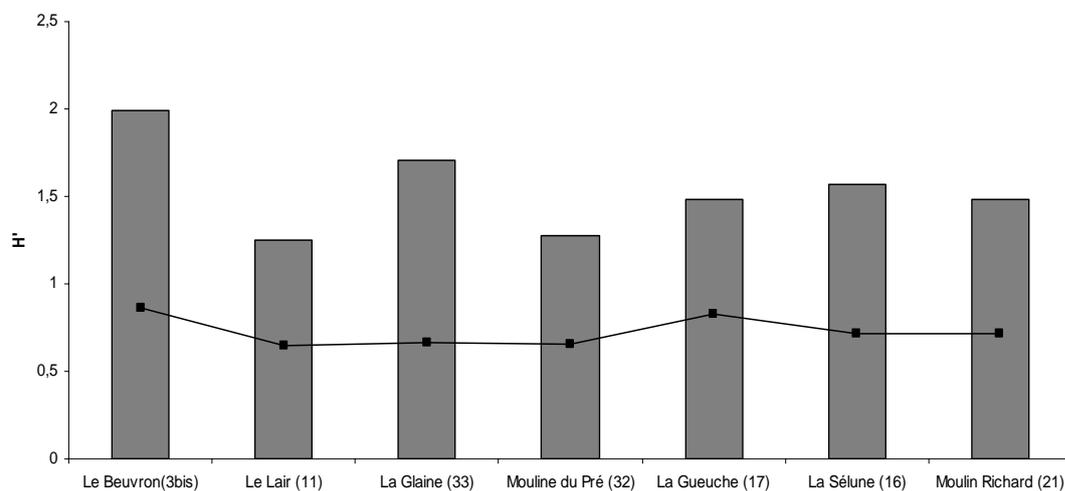


Figure 19 : Diversité de Shannon (H') sur les stations PTE en 2012. La courbe représente l'équitabilité (E).

Tableau 5 : Densité estimée de chaque espèce capturée sur les stations PTE de la Sélune en 2012.

	Secteurs PTE						
	11	16	17	21	32	33 3bis	
Surface (m ²)	261,6	933,3	200	172,5	200	338	297,7
Ang	0	0	0	0	0	0	13,43
Bro	0	0	0	0,57	0	0,29	0
Cha	17,19	83,46	83	35,36	29	110,94	2,35
Che	0	0,64	0	12,17	1,5	4,14	1,67
Epinochette	0	0	0	0	0	0,30	0
Gar	0	0,1	0	0	0	9,76	0
Gou	3,82	19,82	4,5	14,49	20,5	5,62	6,04
Lof	70,32	65,67	56,5	99,13	6,5	17,45	19,81
Lp	0	21,64	58,5	41,15	0	36,09	0,34
Lpm	0	0	0	0	0	0	250,19
Lpp	12,22	0	0	0	0	0	0,67
pacif	1,91	10,71	57	24,35	571,5	0	0
per	0,38	0	0	0	0,5	0,30	0
PER soleil	0	0	0	0	0	0,89	0
Sat	0	0	0	0	0	0	6,04
Trf	0,76	3,43	15,5	8,12	14	10,06	2,01
Vai	23,31	101,04	103	63,77	9,5	54,14	7,72
Van	0	0,43	0	0	0	1,48	0

3- Indices d'abondance truite

3.1. Méthodes

Les inventaires truites ont été effectués entre le 3 et le 6 septembre 2012 à l'aide de la méthode VIGITRUITE®. Cette méthode consiste à effectuer une pêche électrique d'une durée de 5 min effective sur la station en capturant essentiellement les juvéniles de l'année (0+). Au total, 25 stations sont réparties sur l'ensemble du bassin versant de la Sélune dont 5 en aval (Figure 20). 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. Ces prélèvements permettent d'estimer l'âge des individus et de déterminer la structure génétique des différentes populations de truites sur l'ensemble du bassin. Ils nous permettront donc à terme d'évaluer les brassages génétiques ayant lieu suite au démantèlement des barrages.

Les structures d'âge des truites capturées sont présentées en annexe pour chaque station d'indice VIGITRUITE®. Les espèces rencontrées mais non prélevées sont également notées en remarque pour chaque station.

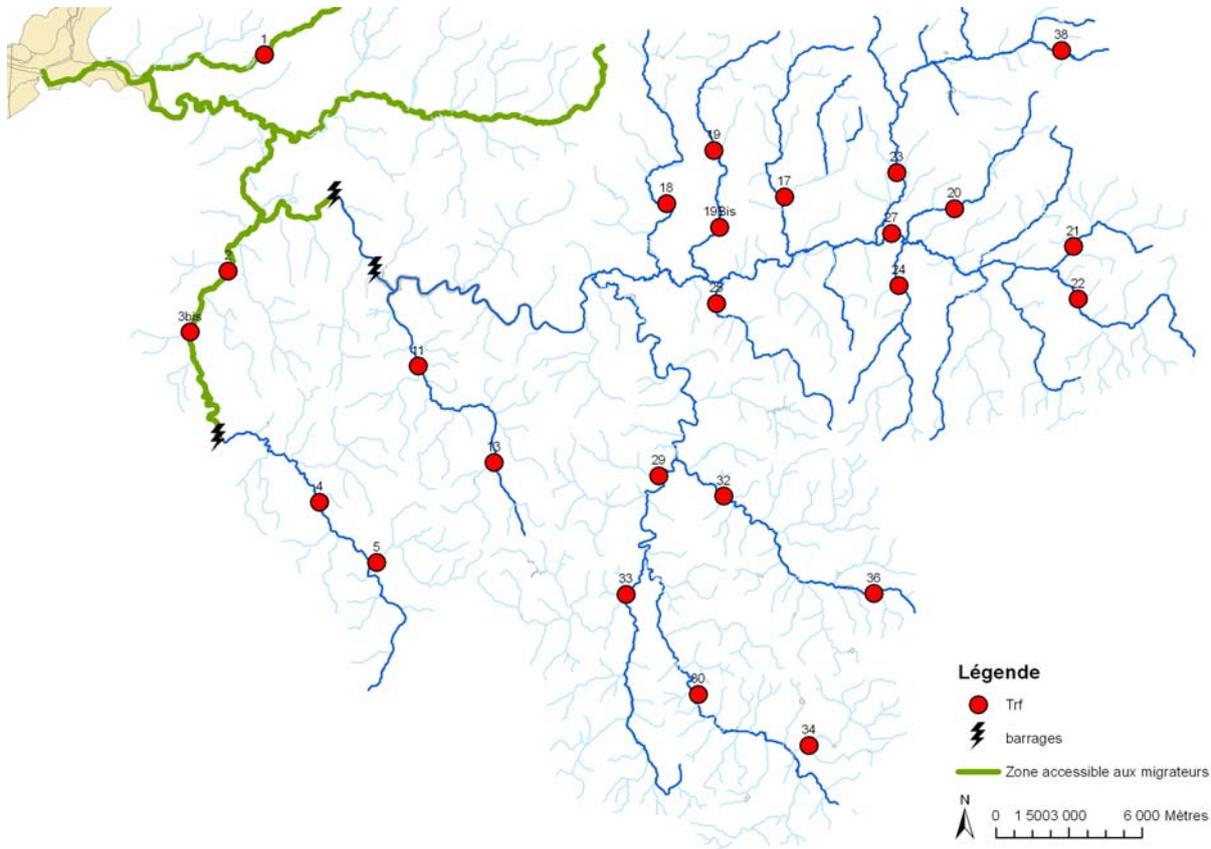


Figure 20 : Répartition des 25 stations d'indice d'abondance truite effectuées en 2012.

3.2. Résultats

L'analyse des résultats montre que (Tableaux 6 et 7 ; Figures 21 et 22) :

- au total, 231 truites âgées de 0+ à 3+ ont été recensées. La truite était absente de trois stations (IAT1, IAT11 et IAT13) : le ruisseau du Moulinet, affluent le plus aval de la Sélune ; et le Lair, premier affluent de grande taille de la partie amont de la Sélune se jetant dans le lac de Vezins. On peut considérer que la truite était également absente de la station IAT2 puisque seule une truite de très grande taille avait été capturée. Toutes les stations sur lesquelles la truite est présente, sont situées sur des cours d'eau d'ordre de Strahler allant de 1 à 4.

- D'une manière globale, la classe d'âge des 1+ est légèrement dominante : 45,4% contre 41,1% pour celle des 0+. Seules 6 stations présentent des effectifs supérieurs de juvéniles de l'année (IAT 17, 19, 20, 21, 33 et 38). Ces stations ont un ordre de Strahler compris entre 1 et 3. Cinq d'entre elles sont localisées en rive droite de la Sélune sur des affluents orientés Nord-Sud. Les plus fortes abondances de truites 0+ sont observées sur les deux stations IAT 20 et 38 avec respectivement 29 et 19 individus pour des ordres de Strahler de 2 et 1.

Tableau 6 : Nombre de truites pêchées sur chaque station en fonction de leur âge.

Rivière	Secteur	Age				total
		0+	1+	2+	3+	
Beuvron	IAT 3bis	0	3	0	0	3
Beuvron	IAT 4	1	11	1	0	13
Beuvron	IAT 5	0	4	0	0	4
Airon	IAT 29	0	3	1	1	5
Airon	IAT 30	0	1	1	0	2
Airon	IAT 34	1	4	0	0	5
La Glaine	IAT 33	3	0	0	0	3
M. du Pré	IAT 32	6	9	1	0	16
M. du Pré	IAT 36	0	1	0	0	1
La Douenne	IAT 18	7	7	2	0	16
L'Argonce	IAT 19	6	5	3	0	14
L'Argonce	IAT 19bis	6	9	2	2	19
Le Bahan	IAT 25	0	10	1	1	12
La Gueuche	IAT 17	9	3	5	0	17
La Cance	IAT 23	4	15	1	0	20
La Cance	IAT 38	19	7	1	2	29
Sélune	IAT 27	0	1	2	0	3
Sélune	IAT 22	0	3	2	0	5
Rivière St Jean	IAT 20	29	2	2	0	33
Rx du Mesnelle	IAT 24	0	5	0	0	5
Moulin Richard	IAT 21	4	2	0	0	6
total		95	105	25	6	231

- la taille de l'ensemble des individus capturés s'échelonne de 45mm à 270mm. La taille moyenne des individus 0+, toutes stations confondues, est de 81 mm. Il existe une corrélation négative entre le nombre d'individus 0+ (N) et leur taille moyenne (Lf) ($r^2 = 0,507$) (figure 22).

Signalons également que, même si la méthode n'était pas adaptée à leur capture, aucun saumon ni aucune anguille ou lamproie marine n'ont été observés lors de ces pêches truite en amont des barrages.

Il ressort de cette analyse que l'emplacement de certains secteurs doit être modifié pour répondre aux objectifs fixés concernant la truite, à savoir mieux identifier les zones de production situées en amont sur le bassin. Ainsi, il est notamment proposé de supprimer le secteur IAT1 (ruisseau du Moulinet), de remonter les stations truite IAT 11 et 13, soit sur la partie amont du Lair, soit sur des affluents de plus faible ordre de drainage. Il est aussi envisagé de déplacer la station IAT2 sur des zones plus propices du Beuvron. Ces modifications seront apportées suite à de nouvelles prospections qui auront lieu en 2013.

Tableau 7 : Taille moyenne des truites selon leur âge sur les stations VIGITRUIITE®.

Riviere	Secteur	Age				
		0+	1+	2+	3+	
Airon	IAT 29		0	143,6	169	240
Sélune	IAT 27		0	162	216,5	0
Le Bahan	IAT 25		0	163,7	222	270
Rx du Mesnelle	IAT 24		0	166,2	0	0
Beuvron	IAT 5		0	171,7	0	0
Airon	IAT 30		0	177	209	0
Sélune	IAT 22		0	177,6	231	0
M.du Pré	IAT 36		0	179	0	0
Beuvron	IAT 3bis		0	181	0	0
Rivière St Jean	IAT 20	61,9	126	180,5	0	0
L'Argonce	IAT 19	74,1	149,2	206,6	0	0
La Cance	IAT 38	74,5	138,2	182	192	0
La Cance	IAT 23	78,7	155,3	187	0	0
L'Argonce	IAT 19bis	78,8	151,6	190,5	222,5	0
La Gueuche	IAT 17	79,1	151	198,6	0	0
Airon	IAT 34	81	198,2	0	0	0
La Glaine	IAT 33	85	0	0	0	0
Moulin Richard	IAT 21	85	184,5	0	0	0
La Douenne	IAT 18	87,5	167,4	212	0	0
Beuvron	IAT 4	89	150,5	195	0	0
M.du Pré	IAT 32	98	182,1	208	0	0

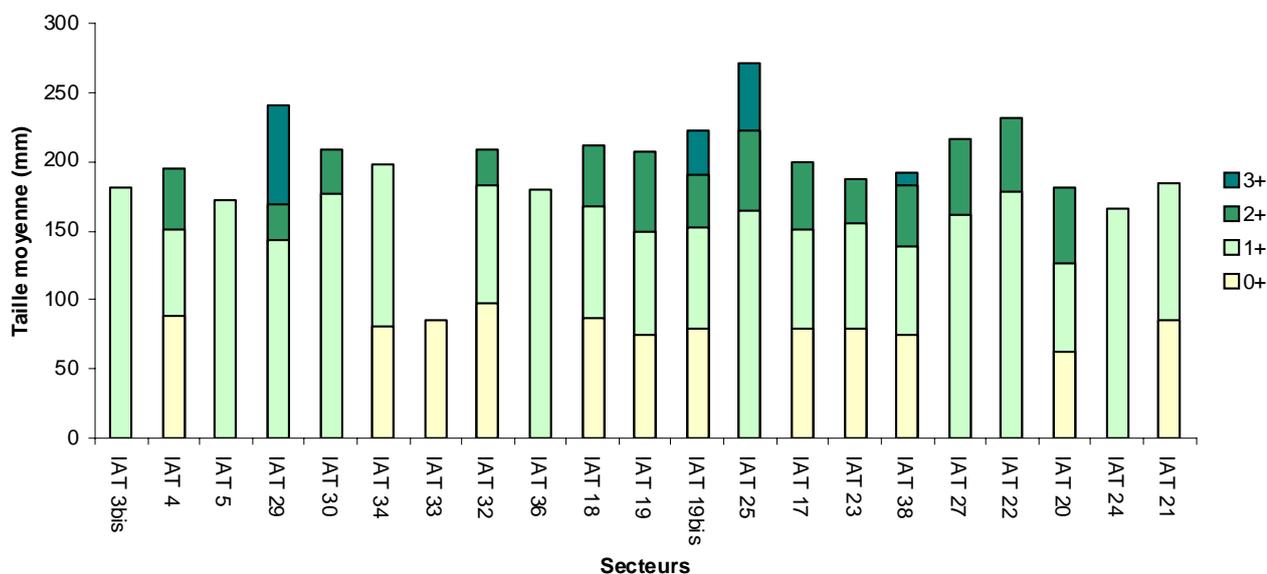


Figure 21 : Histogramme des tailles moyennes des truites sur chaque station VIGITRUIITE® (les données sont superposées).

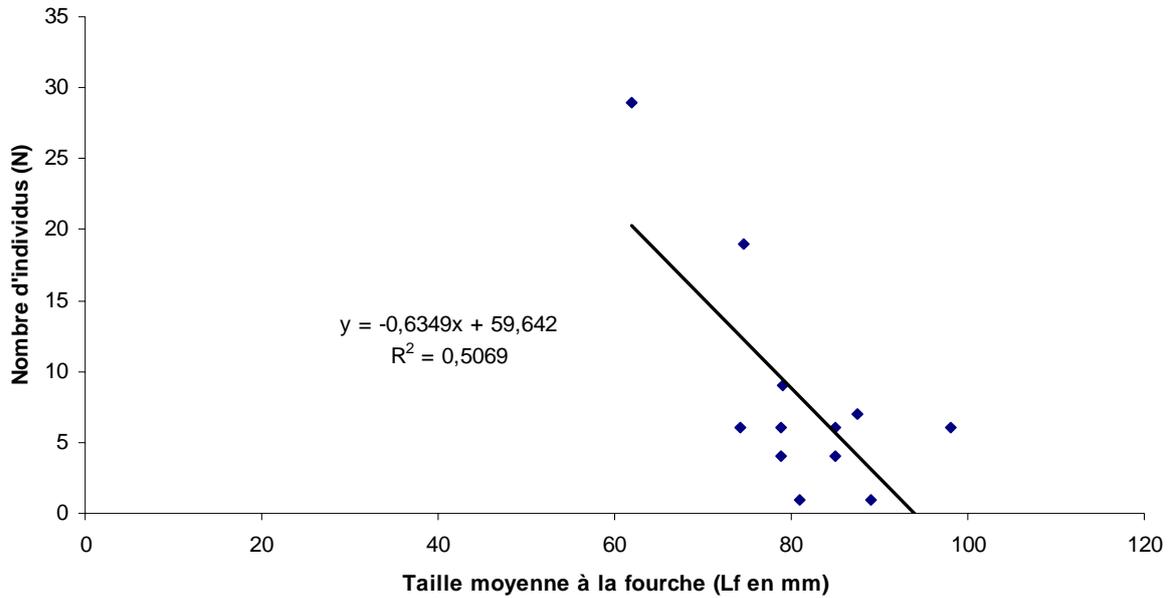


Figure 22 : Relation entre le nombre et la taille moyenne des truites 0+ inventoriées sur la Sélune en 2012

BIBLIOGRAPHIE

- Baglinière, J.L., Thibault, M. & Dumas, J., 1990. Réintroductions et soutiens de populations du Saumon atlantique (*Salmo salar* L.) en France. *La Terre et la Vie* 5 (Suppl), 299-323.
- Baglinière, J.L., Sabatié, M.R., Rochard, E., Alexandrino, P. & Aprahamian, M.W., 2003. The allis shad (*Alosa alosa*): Biology, ecology, range, and status of Populations. In K.E. Limburg and J.R. Waldman (eds), *Biodiversity, Status and Conservation of the World's Shad*. American Fisheries Society Symposium 35, 85-102.
- Balk, H., Järnegren, J., Haraldsson, G., 2011. Evaluation of the counting system DIDSON in Karasjohka 2010, in: University of Oslo, N.N.I.f.N.R., Norway (Ed.), p. 15.
- Balk, H., Lindem, T., 2002. Fish detection in rivers with split-beam sonars, 25nd Scandinavian Symposium on Physics Acoustics, Ustaoset.
- Balk, H., Lindem, T., 2012. Sonar4 and Sonar5-Pro, Post processing systems, Operator manual version 6.0.1.
- Balk, H., Lindem, T., Kubecka, J., 2009. New Cubic Cross Filter detector for multi-beam data recorded with DIDSON acoustic camera, in: Papadakis, J.S., Bjorno, L. (Eds.), *Underwater acoustic measurements, Technologies & results*. Foundation for Research & Technology, Heraklion, Greece, pp. 1461-1468.
- Barton, L.H., 2000. Sonar estimation of fall Chum Salmon abundance in the Sheenjek River. Alaska Department of Fish and Game, pp. 1-51.
- Baumgartner, L.J., Reynoldson, N., Cameron, L., Stanger, J., 2006. Assessment of a Dual-frequency Identification Sonar (DIDSON) for application in fish migration studies, in: Industries, N.D.o.P. (Ed.).
- Bednarek, A.T., 2001. Undamming Rivers: A Review of the Ecological Impacts of Dam Removal. *Environmental Management* 27, 803-814.
- Belcher, E.O., 2006. Vision in Turbid Water. Sound Metrics Corp., Lake Forest Park, WA 98155, U.S.A, pp. 1-5.
- Belcher, E.O., Fox, W.L.J., Hanot, W.H., 2002a. Dual-Frequency Acoustic Camera: A Candidate for an Obstacle Avoidance, Gap-Filler, and Identification Sensor for Untethered Underwater Vehicles. *Applied Physics Laboratory, University of Washington, Seattle, WA 98105-6698*, pp. 1-5.
- Belcher, E.O., Hanot, W., Burch, J., 2002b. Dual-frequency identification sonar., 2002 International Symposium on underwater technology, Tokyo, Japan.
- Belcher, E.O., Matsuyama, B., Trimble, G.M., 2001. Object identification with acoustic lenses., *MTS/IEEE oceans*, volume 1, session 1., Honolulu, Hawaii.
- 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.
- Bilotta, G.S., Sibley, P., Hateley, J., Don, A., 2011. The decline of the European eel *Anguilla anguilla*: quantifying and managing escapement to support conservation. *Journal of Fish Biology* 78, 23-38.
- Brehmer, P., Guillard, J., Pinzon, P.I.C., Bach, P., 2011. Exploratory and Instantaneous Swimming Speeds of Amphidromous Fish School in Shallow-Water Coastal Lagoon Channels. *Estuaries and Coasts* 34, 739-744.
- 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.
- Burwen, D., Bosch, D., 1995. Estimates of Chinook salmon abundance in the Kenai River using Dual-Beam sonar. *Fishery Data Series* 95-38, 32.
- Burwen, D.L., Bosch, D.E., Fleischman, S.J., 1998. Evaluation of Hydroacoustic Assessment Techniques for Chinook Salmon on the Kenai River, 1995 ; Alaska Department of Fish and Game. *Fishery Data Series* 98-3.
- Burwen, D.L., Fleischman, S.J., Miller, J.D., 2007. Evaluation of a Dual-Frequency Imaging Sonar for Detecting and Estimating the Size of Migrating Salmon ; Alaska Department of Fish and Game. *Fishery Data Series* 7-44.
- Burwen, D.L., Fleischman, S.J., Miller, J.D., Jensen, M.E., 2003. Time-based signal characteristics as predictors of fish size and species for a side-looking hydroacoustic application in a river. *ICES Journal of Marine Science* 60, 662-668.
- 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.
- Butler, J.R.A., Radford, A., Riddington, G. & Laughton, R., 2009. Evaluating an ecosystem service provided by Atlantic salmon, sea trout and other fish species in the River Spey, Scotland: The economic impact of recreational rod fisheries. *Fisheries Research* 96, 259-266.
- 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.
- CNSS, 2012. Bilan de la campagne de captures de géniteurs 2012. Conservatoire national du Saumon sauvage, Chanteuges, pp. 1-12.
- Cronkite, G.M.W., Enzenhofer, H., Ridley, T., Holmes, J., Lilja, J., Benner, K., 2006. Use of High-Frequency Imaging Sonar to Estimate Adult Sockeye Salmon Escapement in the Horsefly River, British Columbia, Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, p. 47.
- Cronkite, G.M.W., Mulligan, T., Holmes, J., Enzenhofer, H., 2007. Categorising salmon migration behaviour using characteristics of split-beam acoustic data. *Aquatic Living Resources* 20, 205-212.
- Daum, D.W., Osborne, B.M., 1998. Use of fixed-location, split-beam sonar to describe temporal and spatial patterns of adult fall chum salmon migration in the Chandalar River, Alaska. *North American Journal of Fisheries Management* 18, 477-486.
- Davies, R.N., 2009. Evaluation of motion detection features in the DIDSON (SMC) software for minimising data processing and storage requirements during fish counting, Ref No – FAT/09/08. Environmental Agency, p. 18.
- Davies, R.N., Clabum, P., Griffiths, J., Davis, J., 2010. Assessment of the accuracy of length estimates of free swimming fish obtained from a DIDSON imaging sonar, Ref No - FAT/10/DRAFT. Environment Agency.
- Davies, R.N., Griffiths, J., 2011. Monitoring adult Sea Lamprey (*Petromyzon marinus*) migration using a DIDSON imaging sonar on the River Tywi 2009/10. Environmental Agency, p. 35.
- Doyle, M.W., Stanley, E.H. & Harbor, J.M., 2003. Channel adjustments following two dams removals in Wisconsin. *Water Resources Research* 39, 1-15.
- 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.
- Duncan, A., Kubecka, J., 1996. Patchiness of longitudinal fish distributions in a river as revealed by a continuous hydroacoustic survey. *ICES Journal of Marine Science* 53, 161-165.
- Elliott, D.B., 2005. DIDSON Diver Evaluation. Sound Metrics Corporation, pp. 1-5.
- ElMejjati, S., Bell, J., Botz, J., Faulkner, A., Maxwell, S., 2007. Using hydroacoustic methods to enumerate migrating salmon in the Copper River, Miles Lake Sonar Project, in: *Fisheries Data Series*, N.-. (Ed.). Alaska Department of Fish and Games.
- Enzenhofer, H., Cronkite, G.M.W., 2000. Fixed Location Hydroacoustic Estimation of Fish Migration in the Riverine Environment: An Operational Manual, Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, p. 46.
- Enzenhofer, H.J., Olsen, N., Mulligan, T.J., 1998. Fixed-location riverine hydroacoustics as a method of enumerating migrating adult Pacific salmon: comparison of split-beam acoustics vs. visual counting. *Aquatic Living Resources* 11, 61-74.
- Fleischman, S.J., Burwen, D.L., 2003. Mixture models for the species apportionment of hydroacoustic data, with echo-envelope length as the discriminatory variable. *ICES Journal of Marine Science* 60, 592-598.
- Foote, K.G., 1980. Importance of the swimbladder in acoustic scattering by fish: A comparison of gadoid and mackerel target strengths. *J. Acoust. Soc. Am.* 67, 2084 - 2089.
- 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*, pp. 313-342.
- Frouzova, J., Kubecka, J., Balk, H., Frouz, J., 2005. Target strength of some European fish species and its dependence on fish body parameters. *Fisheries Research* 75, 86-96.

- Gerlotto, F., Georgakarakos, S., Eriksen, P.K., 2000. The application of multibeam sonar technology for quantitative estimates of fish density in shallow water acoustic surveys. *Aquatic Living Resources* 13, 385-393.
- Gerlotto, F., Hernandez, C., Linares, E., 1998. Experiences with multibeam sonar in shallow tropical waters. *Fish Res.* 35, 143-147.
- Gregory, J., 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. *Aquat. Living Resour.* 16, 313-316.
- Gregory, J., Lewis, M., Hateley, J., 2007. Are twaite shad able to detect sound at a higher frequency than any other fish? Results from a high resolution imaging sonar, Proceedings of the Institute of Acoustics, Loughborough University, UK, pp. 29, part. 23.
- Grothues, T.M., Able, K.W., 2010. Association of Adult Fishes with Piers in the Lower Hudson River: Hydroacoustic Surveys for an Undersampled Resource, Institute of Marine and Coastal Sciences. Hudson River Foundation, Tuckerton, pp. 1-50.
- Guillard, J., 1998. Daily migration cycles of fish populations in a tropical estuary (Sine-Saloum, Senegal) using a horizontal-directed split-beam transducer and multibeam sonar. *Fish Res.* 35, 21-29.
- Guillard, J., Colon, M., 2000. First results on migrating shad (*Alosa fallax*) and mullet (*Mugil cephalus*) echocounting in a lock on the Rhône River (France) using a split-beam sounder, and relationships with environmental data and fish caught. *Aquatic Living Resources* 13, 327-330.
- Guttormsen, M.A., McCarthy, A., Jones, D., 2010. Results of the February-March 2009 echo integration-trawl surveys of walleye pollock (*Theragra chalcogramma*) conducted in the Gulf of Alaska, Cruises DY2009-01 and DY2009-04. *Alaska Fish. Sci. Cent., NOAA, Natl. Mar. Fish. Serv., Seattle, WA* 98115, p. 67.
- Handegard, N.O., Boswell, K.M., Ioannou, C.C., Leblanc, S.P., Tjøstheim, D.B., Couzin, I.D., 2012. The Dynamics of Coordinated Group Hunting and Collective Information Transfer among Schooling Prey. *Current Biology* 22, 1-5.
- 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.
- Hateley, J., Gregory, J., 2006. Evaluation of a multi-beam imaging sonar system (DIDSON) as Fisheries Monitoring Tool: Exploiting the Acoustic Advantage. Environment Agency, pp. 1-7.
- 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.
- Horne, J.K. (2000). Acoustic approaches to remote species identification: a review. *Fisheries Oceanography* 9:4, 356-371.
- Holmes, J.A., Cronkite, G.M.W., Enzenhofer, H.J., Mulligan, T.J., 2006. Accuracy and precision of fish-count data from a "dual-frequency identification sonar" (DIDSON) imaging system. *ICES Journal of Marine Science* 63, 543-555.
- Holmlund, C.M. & Hammer, M. (1999). Ecosystem services generated by fish populations. *Ecological Economics* 29, 253-268.
- 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.
- Hughes, S., 1998. A mobile horizontal hydroacoustic fisheries survey of the River Thames, United Kingdom. *Fisheries Research* 35, 91-97.
- Junk, W.J., Bayley, P.B. & Sparks, R.E., 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In Dodge D.P. (ed.), *Proceedings of the International Large River Symposium*, 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.
- Kleinschmidt, Aquacoustics, 2006. Interim American eel downstream passage. 2005 pilot study report. Madison paper industries, pp. 1-77.

- Kracker, L., 2007. Hydroacoustic surveys: A non-destructive approach to monitoring fish distributions at National Marine Sanctuaries, in: NOAA, N.O.S., Science, N.C.f.C.O., Research, C.f.C.E.H.a.B., Road, F.J., Charleston, S.C.-. (Eds.).
- Kubecka, J., 1996. Use of horizontal dual-beam sonar for fish survey in shallow water., in: Cowx, I.G. (Ed.), Stock Assessment in Inland Fisheries. Fishing News Books, Blackwell Science Ltd, Oxford, pp. 165-178.
- Kubecka, J., Duncan, A., 1998. Acoustic size vs. real size relationships for common species of riverine fish. Fisheries Research 35, 115-125.
- Langkau, M.C., Balk, H., Schmidt, M.B., Borcharding, J., 2012. Can acoustic shadows identify fish species? A novel application of imaging sonar data. Fisheries Management and Ecology.
- Ligon, F. K., Dietrich, W.E., and Trush, W. J. 1995. Downstream ecological effects of dams. Bioscience 45(3):183-192.
- Lilja, J., Marjomäki, T.J., Jurvelius, J., Rossi, T., Heikkola, E., 2004. Simulation and experimental measurement of side-aspect target strength of Atlantic salmon (*Salmo salar*) at high frequency. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 61, 2227-2236.
- Lilja, J., Marjomäki, T.J., Riikonen, R., Jurvelius, J., 2000. Side-aspect target strength of Atlantic salmon (*Salmo salar*), brown trout (*Salmo trutta*), whitefish (*Coregonus lavaretus*), and pike (*Esox lucius*). Aquatic Living Resources 13, 355-360.
- Lilja, J., Orell, P., 2011. Use of DIDSON to estimate spawning run of Atlantic salmon in the River Karasjohka, the tributary of the River Tana, in: Finnish Game and Fisheries Research Institute, F. (Ed.), p. 25.
- Lilja, J., Ridley, T., Cronkite, G.M.W., Enzenhofer, H.J., Holmes, J.A., 2008. Optimizing sampling effort within a systematic design for estimating abundant escapement of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) in their natal river. Fisheries Research 90, 118-127.
- Lilja, J., Romakkaniemi, A., Stridsman, S., Karlsson, L., 2010. Monitoring of the 2009 salmon spawning run in River Tornionjoki/Torneälven using Dualfrequency IDentification SONar (DIDSON), in: Finnish Game and Fisheries Research Institute, F.S.B.o.F. (Ed.).
- Limburg, K.E., Waldman, J.R., 2009. Dramatic Declines in North Atlantic Diadromous Fishes. BioScience 59, 955-965.
- Love, R.H., 1971. Measurements of fish target strength: a review. Fishery Bulletin 69.
- Love, R.H., 1977. Target strength of an individual fish at any aspect. . Journal of the Acoustical Society of America 62, 1397-1403.
- Lucas, M.C., Baras, E., 2000. Methods for studying spatial behaviour of freshwater fishes in the natural environment. FISH and FISHERIES 1, 283-316.
- MacLennan, D., Fernandes, P.G., Dalen, J., 2002. A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics. ICES Journal of Marine Science 59, 365-369.
- Malanson G.P. (1993) Riparian Landscapes. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Mann, D.A., Higgs, D.M., Tavolga, D.M., Souza, W.N., Popper, A.N., 2001. Ultrasound detection by clupeiform fishes. J. Acoust. Soc. Am. 109, 3048-3054.
- 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.
- Mercer, B., 2012. 2011 Teslin River DIDSON Sonar Feasibility Study, B. Mercer & Associates Ltd.
- 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
- Mercer, B., Wilson, J.K., 2009. Chinook Salmon Sonar Enumeration on the big salmon river, 2008, in: Panel, T.Y.R., Fund, R.a.E. (Eds.).
- Meynecke, J.O., Poole, G.C., Werry, J., Lee, S.Y., 2008. Use of PIT tag and underwater video recording in assessing estuarine fish movement in a high intertidal mangrove and salt marsh creek. Estuarine, Coastal and Shelf Science 79, 168-178.
- Miller, J.D., Burwen, D.L., Fleischman, S.J., 2005. Estimates of Chinook Salmon abundance in the Kenai River using Split-beam sonar, 2003. Fishery Data Series 05-59, 102.

- Mueller, A.M., D.L., B., Boswell, K.M., Mulligan, T., 2010. Tail-Beat Patterns in Dual-Frequency Identification Sonar Echograms and their Potential Use for Species Identification and Bioenergetics Studies. *Transactions of the American Fisheries Society* 139, 900-910.
- Mueller, A.M., Mulligan, T., Withler, P.K., 2008. Classifying Sonar Images: Can a Computer-Driven Process Identify Eels? *North American Journal of Fisheries Management* 28, 1876-1886.
- Mulligan, T., Kieser, R., 1996. A split-beam echo-counting model for riverine use. *ICES Journal of Marine Science* 53, 403-406.
- Ombredane, D., Baglinière, J.L., Berrebi, P., 2001. La truite commune (*Salmo trutta*, Linné 1758). In : Atlas des poissons d'eau douce, Keith P. et Allardi J. (Coords.), Patrimoines naturels, 47, 244-249.
- Ona, E., 1999. Methodology for TS measurements, ICES Cooperative Research Report, p. 235.
- Pavlov, D.S., Borisenko, E.S., Mochek, A.D., Degtev, E.I., 2011. Hydroacoustic Study of *Salmo Salar* Migration in the Shuya River (Onega Lake Basin). *Journal of Ichthyology* 51, 646-651.
- Pavlov, D.S., Borisenko, E.S., Pashin, V.M., 2009. Investigations of Spawning Migration and Assessment of Abundance of the Kamchatka Steelhead (*Parasalmo mykiss*) from the Utkholok River by Means of Didson Dual-Frequency Identification Sonar. *Journal of Ichthyology* 49, 1042 - 1064.
- Perrier, C., Evanno, G., Belliard, J., Guyomard, R., Baglinière, J.L., 2010. Natural recolonization of the Seine River by Atlantic salmon (*Salmo salar*) of multiple origins. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67.
- Petts, G.E. 1980. Long-term consequences of upstream impoundment. *Environmental Conservation* 7(4):325-332.
- Pfisterer, C.T., 2002. Estimation of Yukon River Salmon passage in 2001 using hydroacoustic methodologies, in: Game, A.D.o.F.a. (Ed.).
- Pipal, K., Jessop, M., Boughton, D., Adamas, P., 2010a. Using Dual Frequency identification sonar (DIDSON) to estimate adult steelhead escapement in the San Lorenzo River, California. *California Fish and Game* 96, 90-95.
- Pipal, K., Jessop, M., Holt, G., Adams, P., 2010b. Operation of Dual Frequency identification sonar (DIDSON) to monitor adult steelhead (*Oncorhynchus mykiss*) in the central California coast, in: COMMERCE, U.S.D.O., Administration, N.O.a.A., Service, N.M.F., Center, S.F.S. (Eds.).
- 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.
- Porcher, J.P. & Baglinière, J.L., 2001. Le Saumon atlantique (*Salmo salar*, Linné 1758). In : Atlas des poissons d'eau douce, Keith P. et Allardi J. (Coords.), Patrimoines naturels, 47, 240-243.
- 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.
- Rakowitz, G., 2009. Didson counting - manual or automatic? , *Underwater Acoustic Measurements : Technologies and Results*, Nafplion, Greece.
- Rakowitz, G., Tuser, M., Riha, M., Juza, T., Balk, H., Kubecka, J., 2012. Use of high-frequency imaging sonar (DIDSON) to observe fish behaviour towards a surface trawl. *Fisheries Research* 123-124, 37-48.
- Ransom, B.H., Johnston, S.V., Steig, T.W., 1998. Summary of the Use of Hydroacoustics for Quantifying the Escapement of Adult Salmonids (*Oncorhynchus* and *Salmo* spp.) in Rivers, International Symposium and Workshop on Management and Ecology of River Fisheries, University of Hull, England.
- Ransom, B.H., Steig, T.W., Neelson, P.A., 1996. Comparison of hydroacoustic and net catch estimates of Pacific salmon smolt (*Oncorhynchus* spp.) passage at hydropower dams in the Columbia River Basin, USA. *ICES Journal of Marine Science* 53, 477-481.
- Romakkaniemi, A., Lilja, J., Nyakänen, M., Marjomäki, T.J., Jurvelius, J., 2000. Spawning run of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) in the River Tornionjoki monitored by horizontal split-beam echosounding. *Aquatic Living Resources* 13, 349-354.
- 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.
- Shardlow, T., 2004. Using Time-Lapsed Video to Estimate Survey Life for Area-under-the-Curve Methods of Escapement Estimation. *North American Journal of Fisheries Management* 24, 1413-1420.
- Simmonds, J., MacLennan, D., 2005. Fisheries Acoustics : Theory and Practice. Second Edition, in: Tony J. Pitcher, F.C., University of British Columbia, Canada (Ed.), Fish and Aquatic Resources Series 10. Blackwell Publishing.
- SoundMetrics Corporation, 2010. Dual-Frequency Identification Sonar DIDSON Operational Manual V5.25.
- 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.
- Taylor, D.V., Elison, T.B., 2010. Kanektok River Salmon Monitoring and Assessment, 2009, in: Series, F.D. (Ed.). Alaska Department of Fish and Game.
- 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., Mazauric, V., Berger, L., 2008. The new fisheries multibeam echosounder ME70: description and expected contribution to fisheries research. *ICES Journal of Marine Science* 65, 645-655.
- 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.
- Vaganay, J., Elkins, M.L., Wilcox, S., Hover, F.S., Damus, R.S., Desset, S., Morash, J.P., Polidoro, V.C., 2005. Ship Hull Inspection by Hull-Relative Navigation and Control. Bluefin Robotics Corporation ; Massachusetts Institute of Technology, Department of Mechanical Engineering, Sea Grant AUV Laboratory, USA, pp. 1-6.
- 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.
- Webb, P.W., 1982. Locomotor Patterns in the Evolution of Actinopterygian Fishes. *American Society of Zoologists* 22, 329-342.
- Wilson, M., Acolas, M.L., Bégout, M.L., Madsen, P.T., Wahlberg, M., 2008. Allis shad (*Alosa alosa*) exhibit an intensity-graded behavioral response when exposed to ultrasound. *J. Acoust. Soc. Am.* 124.
- Xie, Y., Gray, A.P., Martens, F.J., Boffey, J.L., Cave, J.D., 2005. Use of Dual-Frequency Identification Sonar to Verify Split-Beam Estimates of Salmon Flux and to Examine Fish Behaviour in the Fraser River. Pacific Salmon Commission, pp. 1-64.
- Xie, Y., Mulligan, T.J., Cronkite, G.M.W., Gray, A.P., 2002. Assessment of Potential Bias in Hydroacoustic Estimation of Fraser River Sockeye and Pink Salmon at Mission, B.C., in: Commission, P.S. (Ed.).

Onema
Hall C – Le Nadar
5 square Félix Nadar
94300 Vincennes
01 45 14 36 00
www.onema.fr

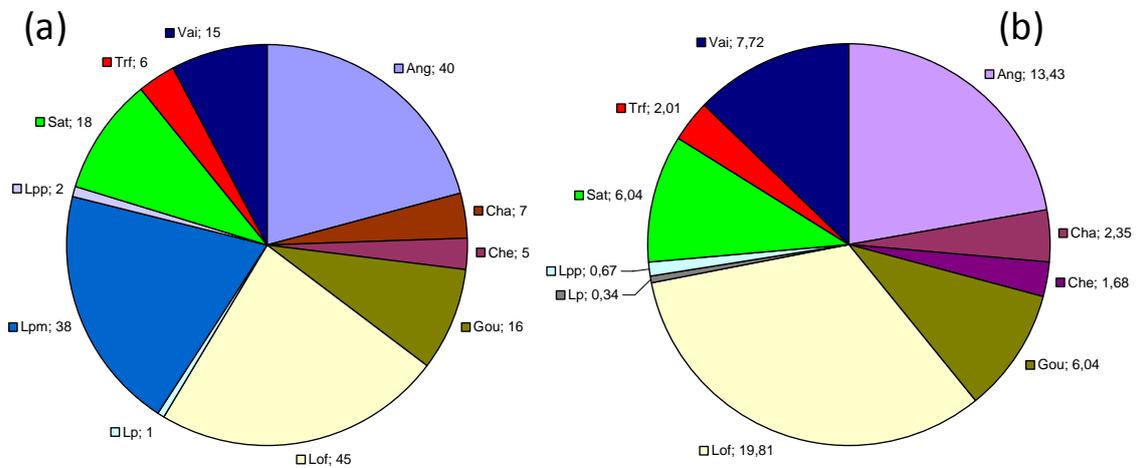
INRA
147 rue de l'Université
75338 Paris Cedex 07

01 42 75 90 00
www.inra.fr

Mise au point des caractérisations de l'état du peuplement de poisson sur la Sélune, Forget G. Martignac
F. Marchand F., Daroux A., Thieulle L., Beaulaton L., Guillard J., Baglinière J.L.

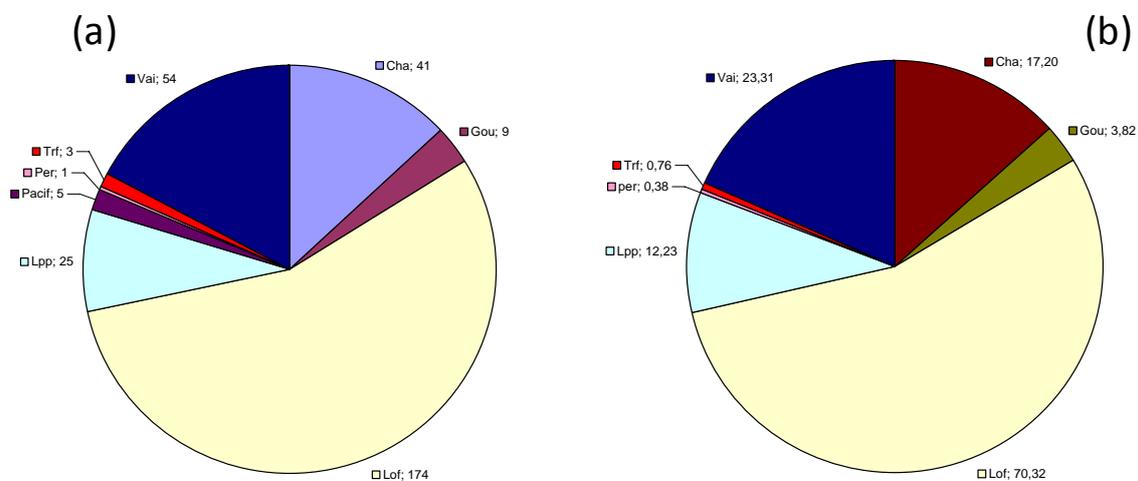
ANNEXE 1 : BILAN DES STATIONS DE PÊCHE TOUTES ESPECES

Secteur PTE 3bis : Le Beuvron



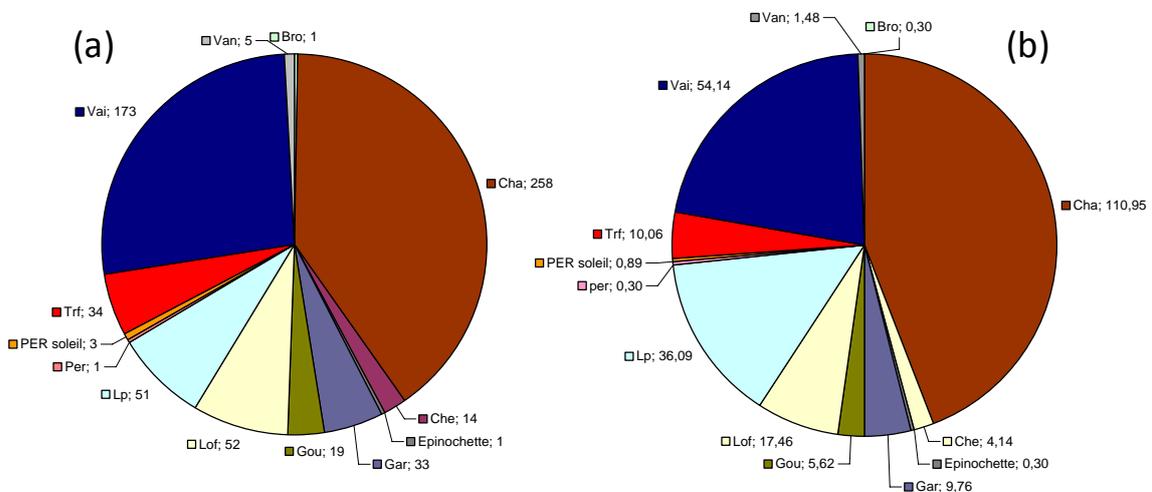
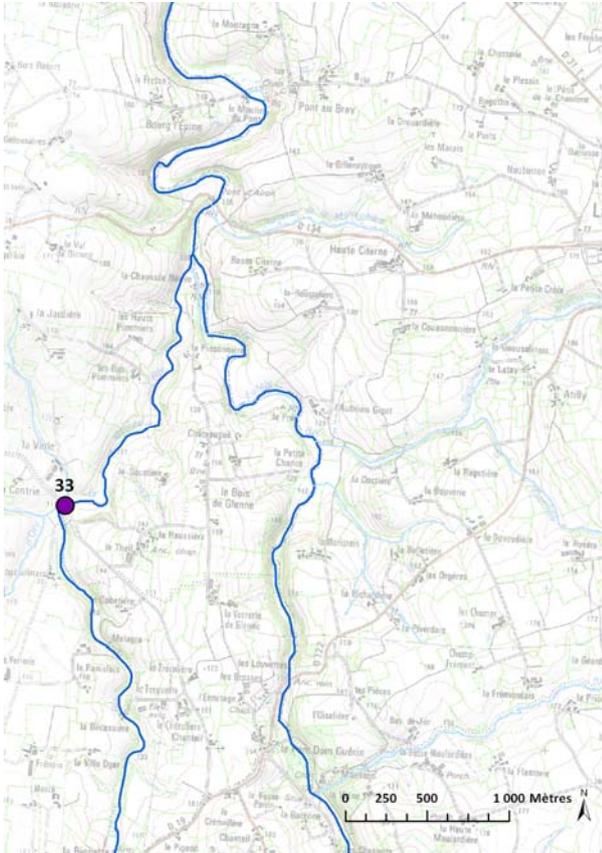
Diagrammes représentant (a) le nombre d'individus capturés au cours des pêches et (b) les densités des espèces par 100m².

Secteur PTE 11 : Le Lair



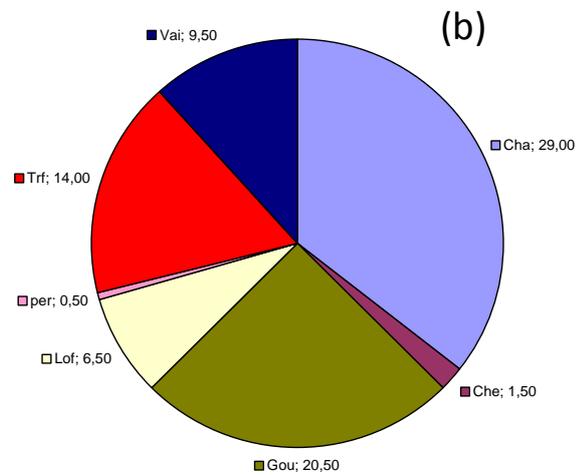
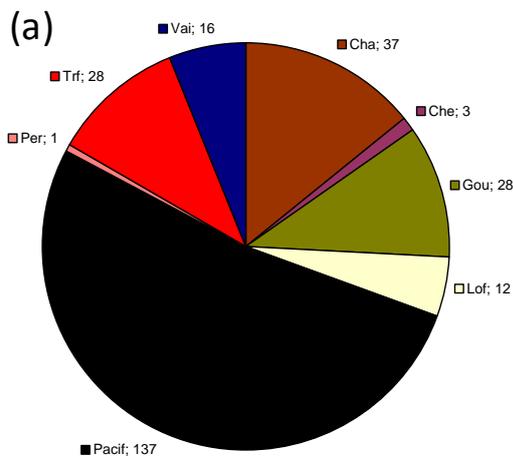
Diagrammes représentant (a) le nombre d'individus capturés au cours des pêches et (b) les densités des espèces par 100m².

Secteur PTE 33 : La Glaine



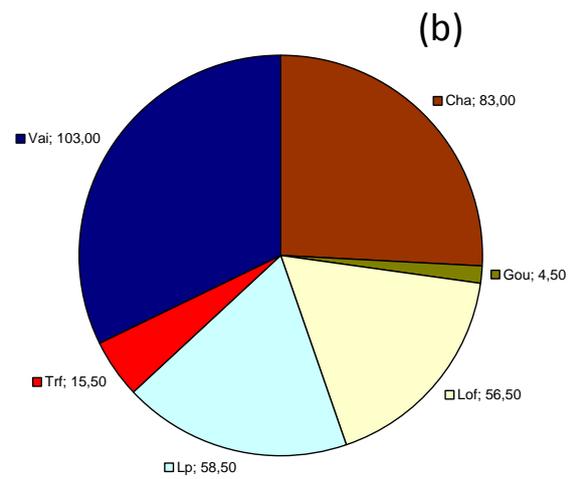
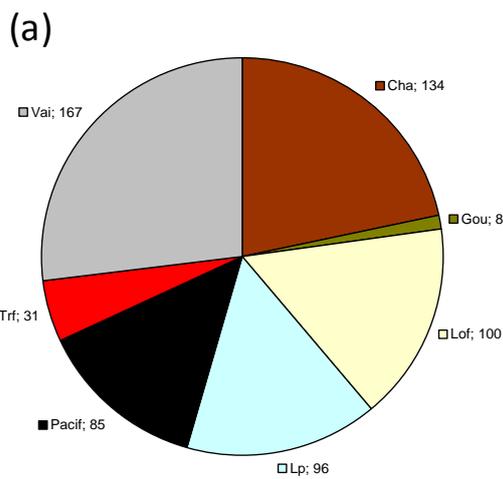
Diagrammes représentant (a) le nombre d'individus capturés au cours des pêches et (b) les densités des espèces par 100m².

Secteur 32 : Ruisseau du Moulin du Pré



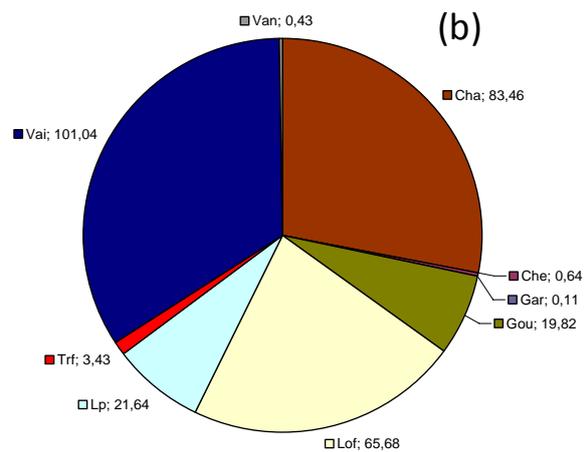
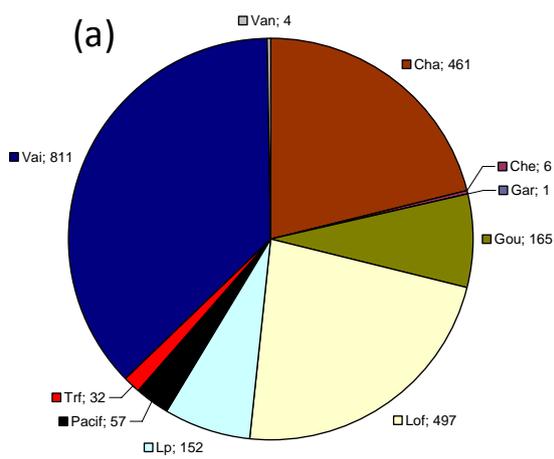
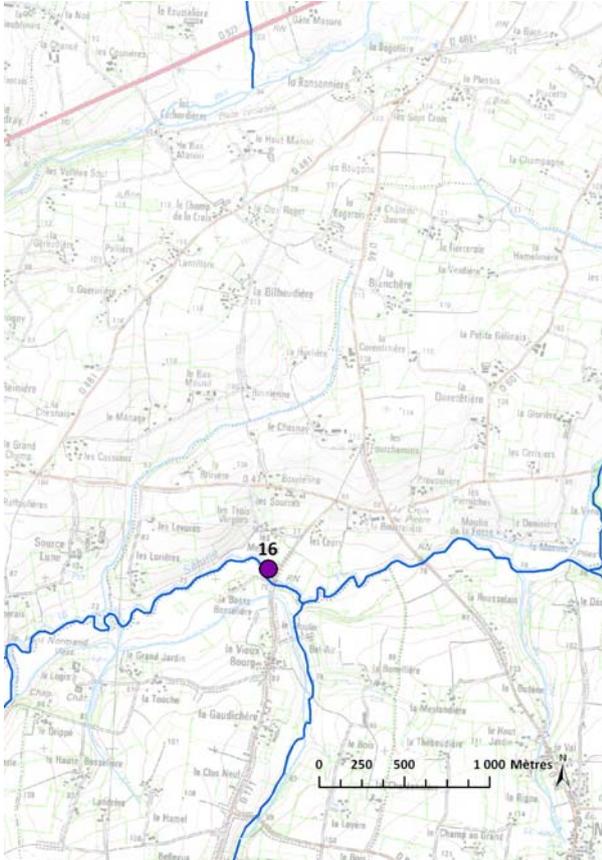
Diagrammes représentant (a) le nombre d'individus capturés au cours des pêches et (b) les densités des espèces par 100m².

Secteur PTE 17 : La Gueuche



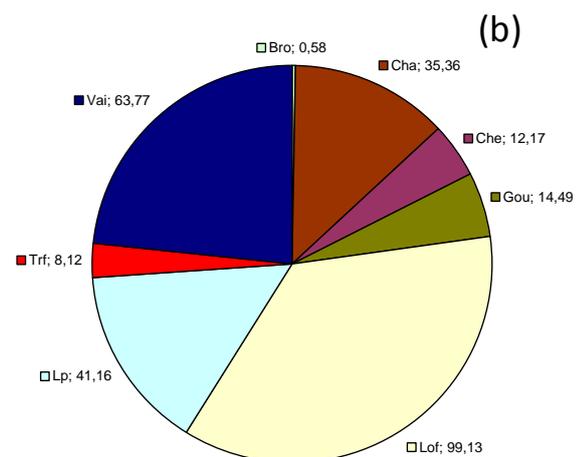
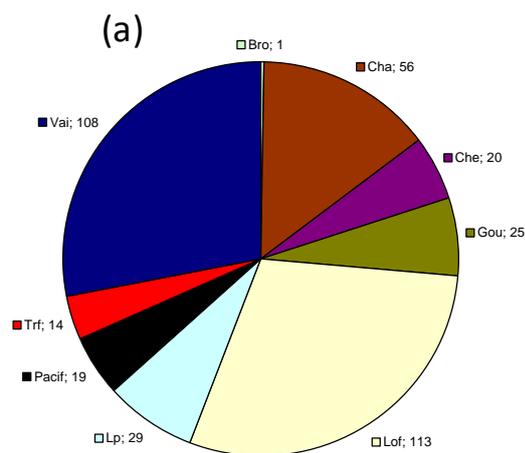
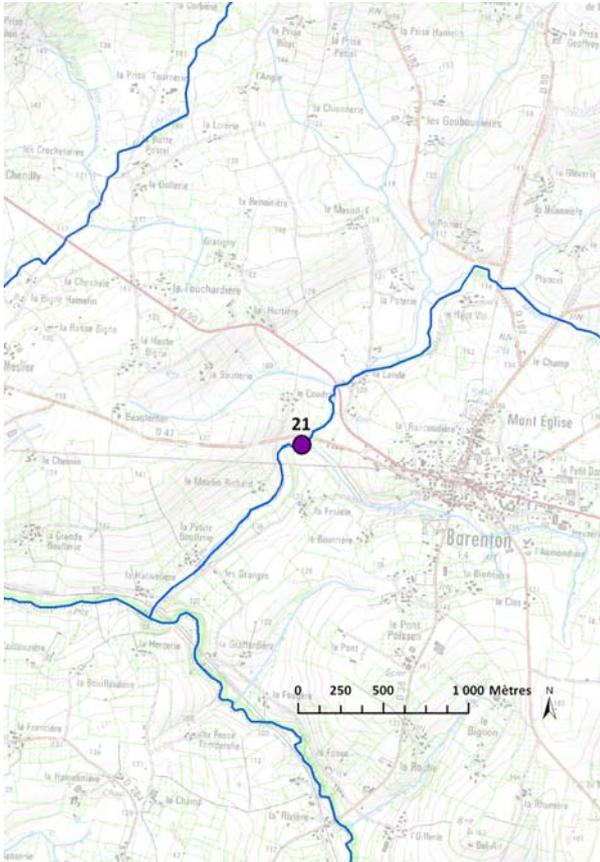
Diagrammes représentant (a) le nombre d'individus capturés au cours des pêches et (b) les densités des espèces par 100m².

Secteur PTE 16 : La Sélune



Diagrammes représentant (a) le nombre d'individus capturés au cours des pêches et (b) les densités des espèces par 100m².

Secteur PTE 21 : Ruisseau du Moulin Richard



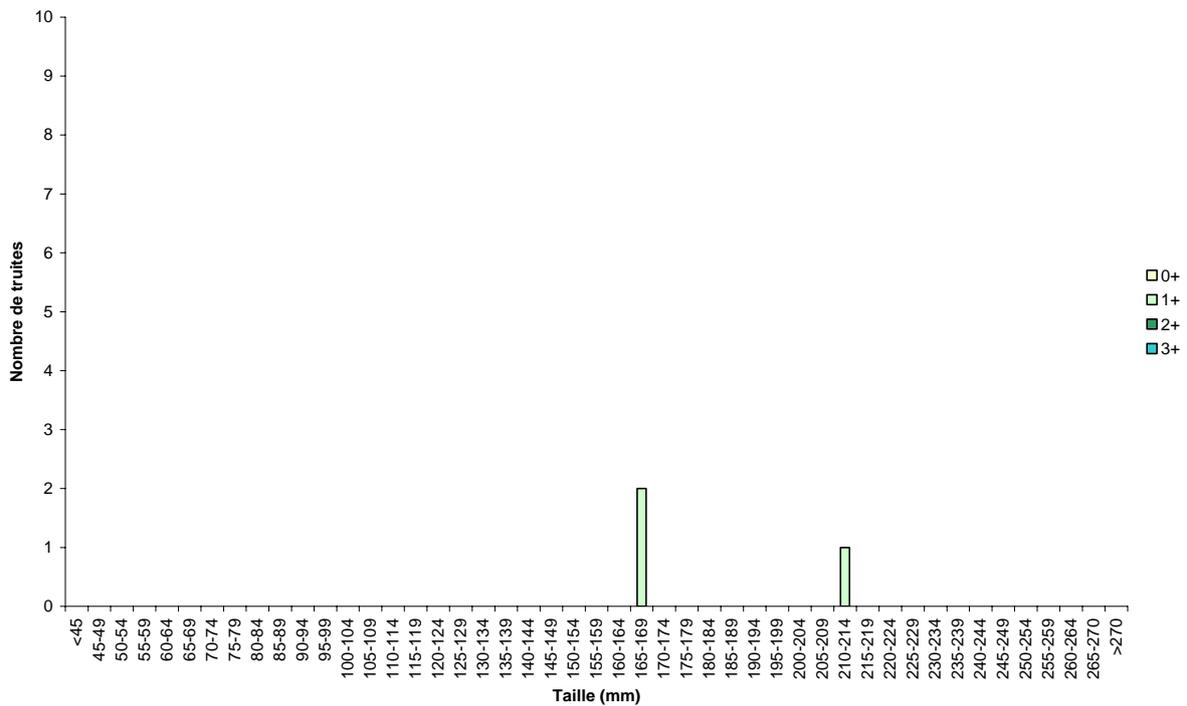
Diagrammes représentant (a) le nombre d'individus capturés au cours des pêches et (b) les densités des espèces par 100m².

ANNEXE 2 : BILAN DES STATIONS DE PÊCHE D'INDICE D'ABONDANCE TRUITE

Secteur IAT 3Bis



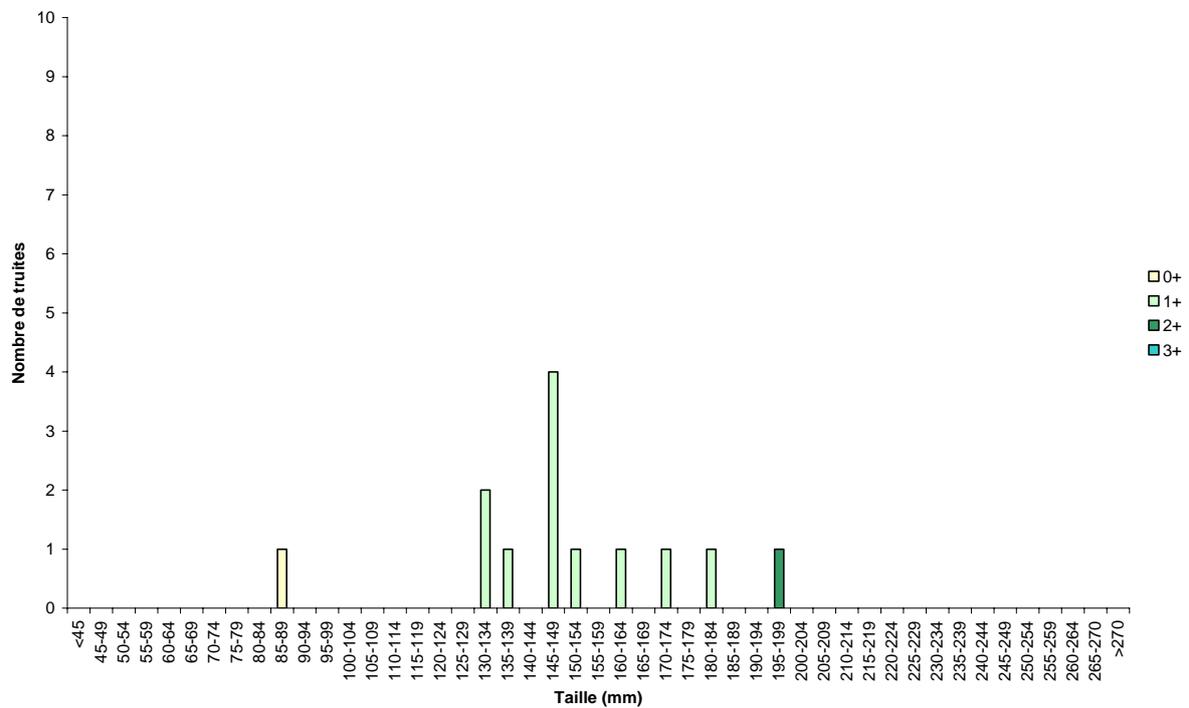
Remarque : Présence de vai, cha, lof, ang, sat.



Secteur IAT 4 : Le Beuvron



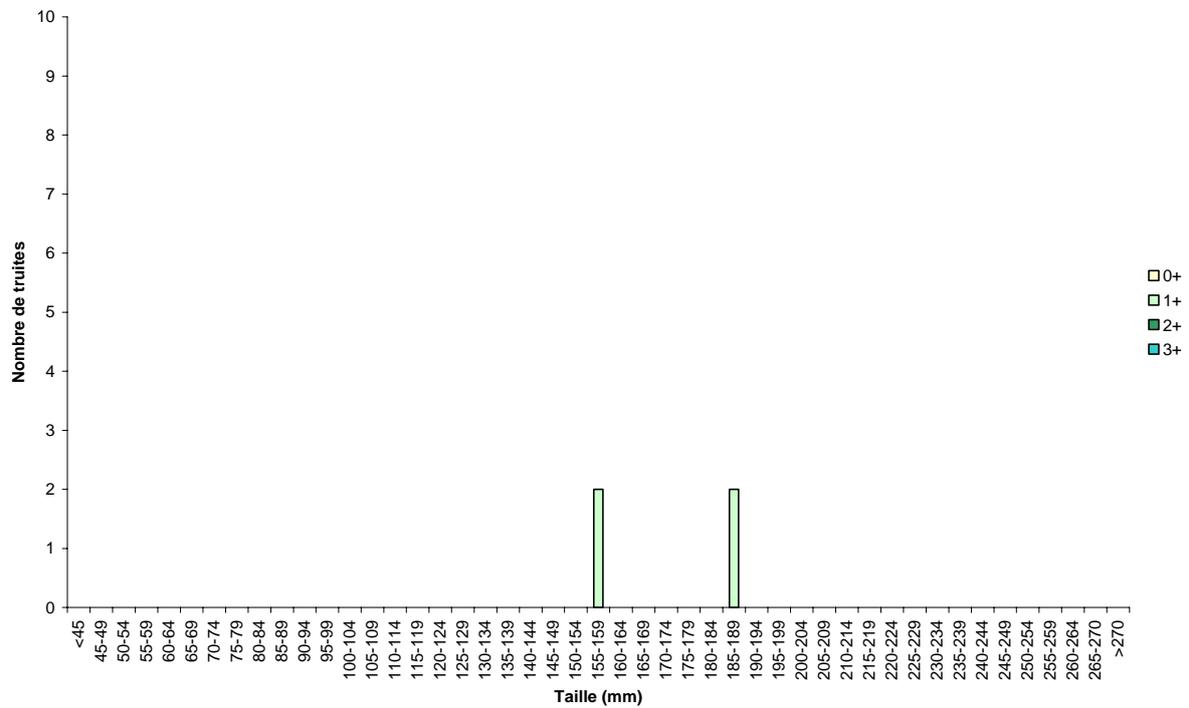
Remarque : Présence de lof, cha, ang



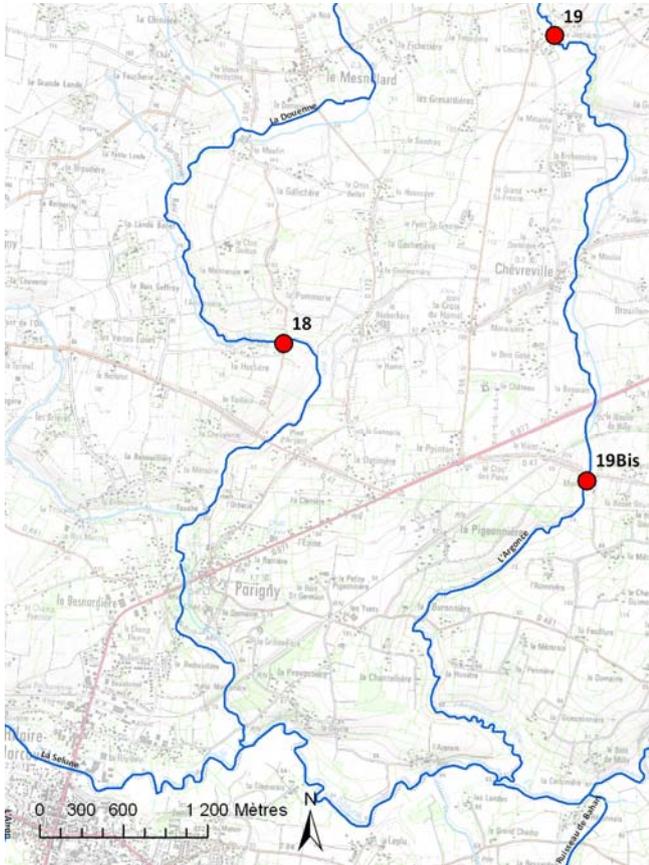
Secteur IAT 5 : Ruisseau du Gue Husson



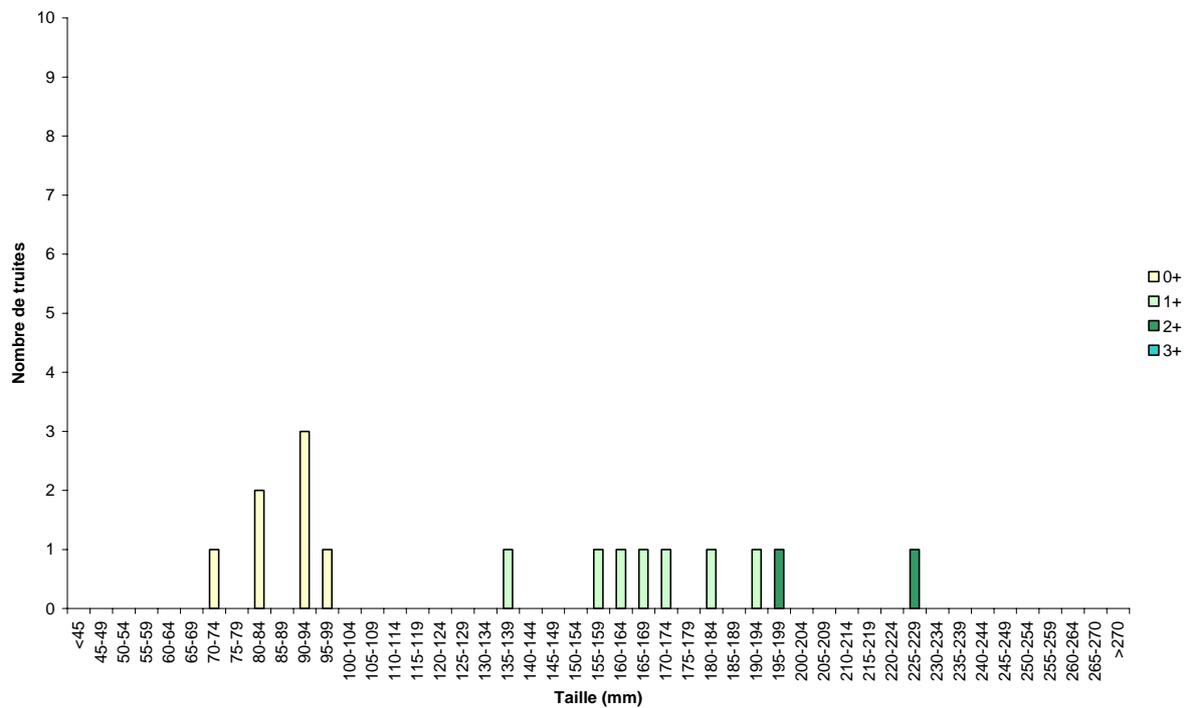
Remarque : Présence de lof, ang, vai, lp



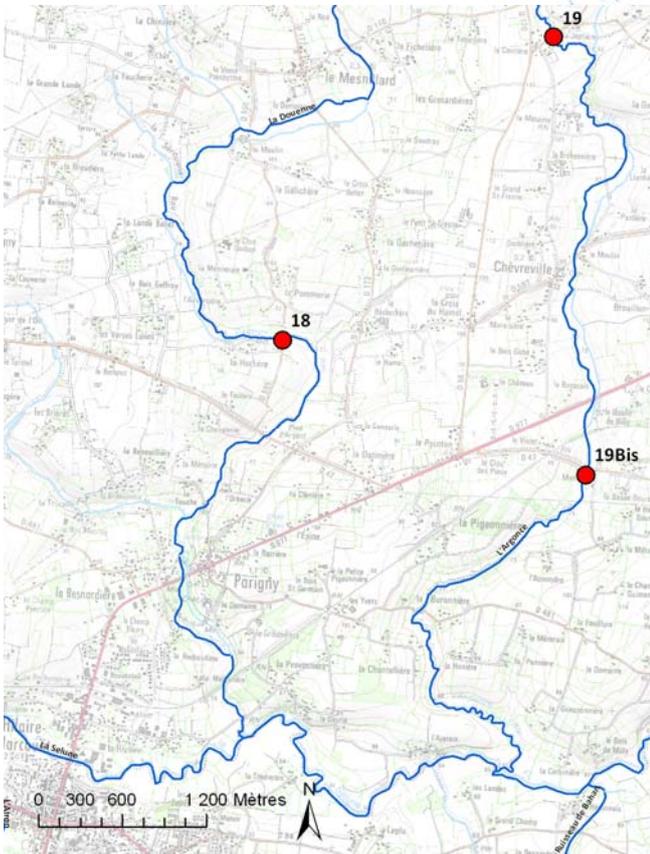
Secteur IAT 18 : La Douenne



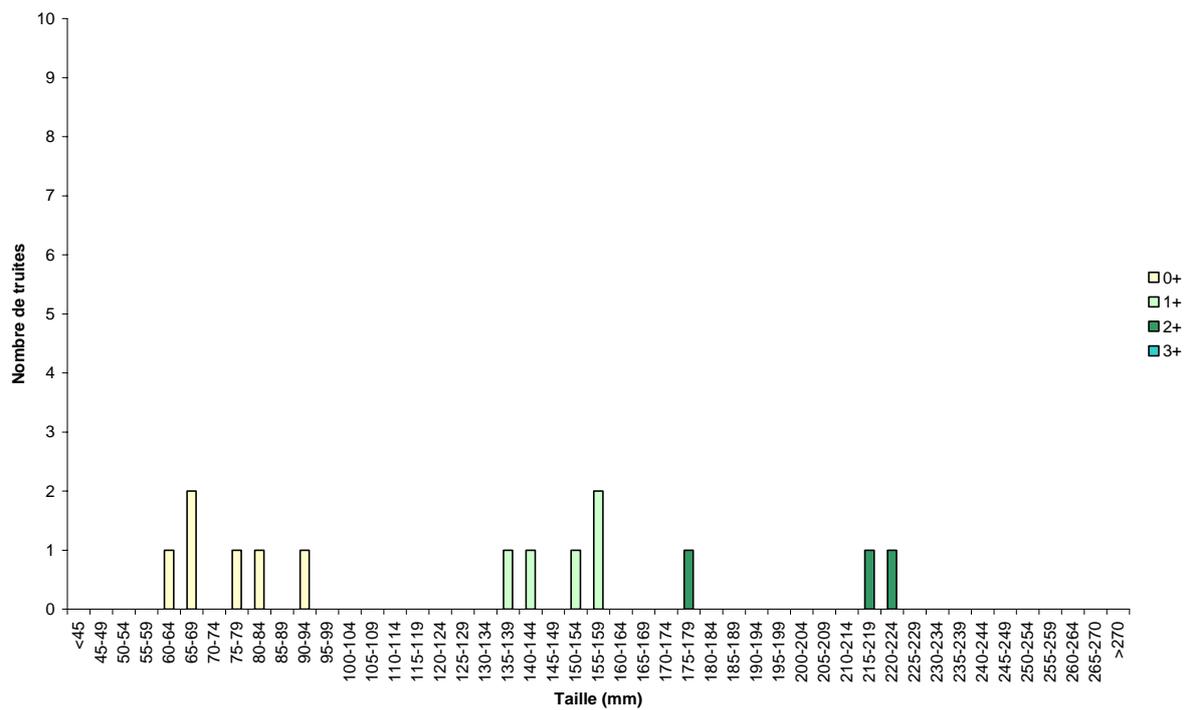
Remarque : Présence de cha, **pacif**, lof, lp, vai



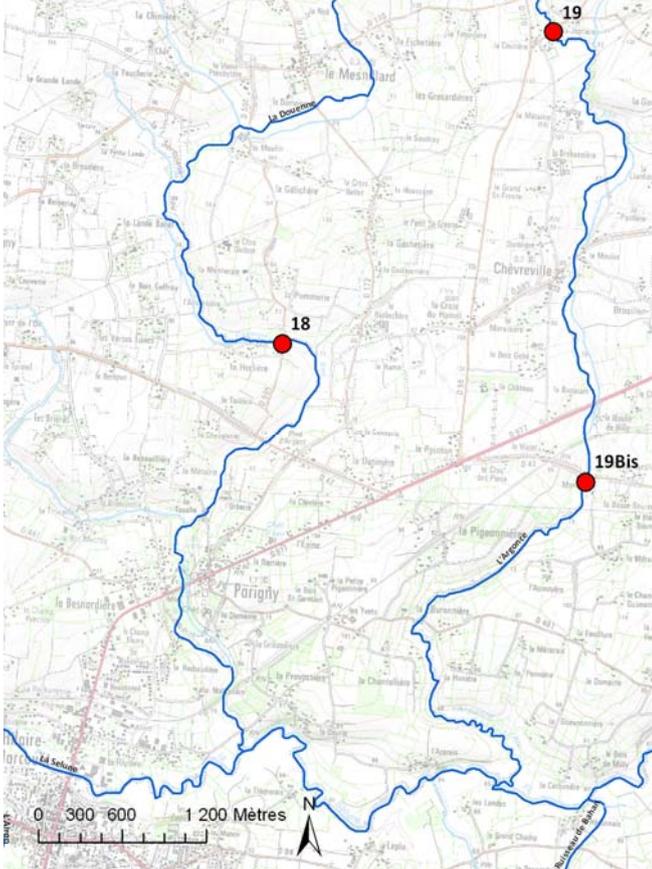
Secteur IAT 19 : L'Argonne



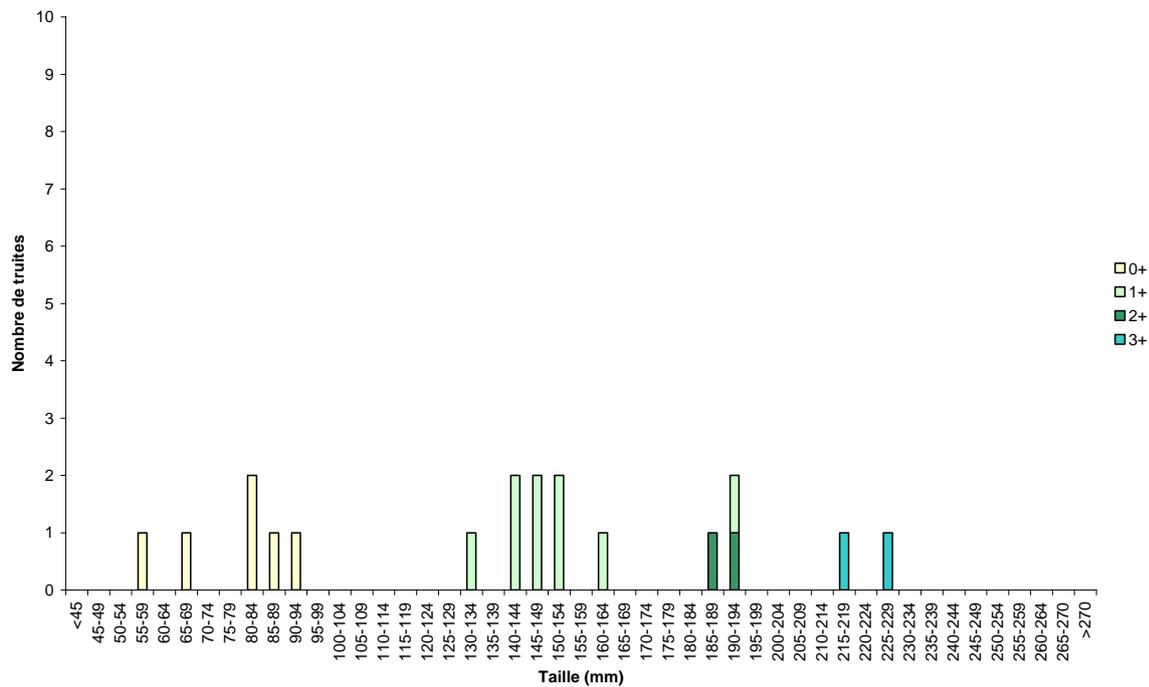
Remarque : Présence de lof, cha, vai



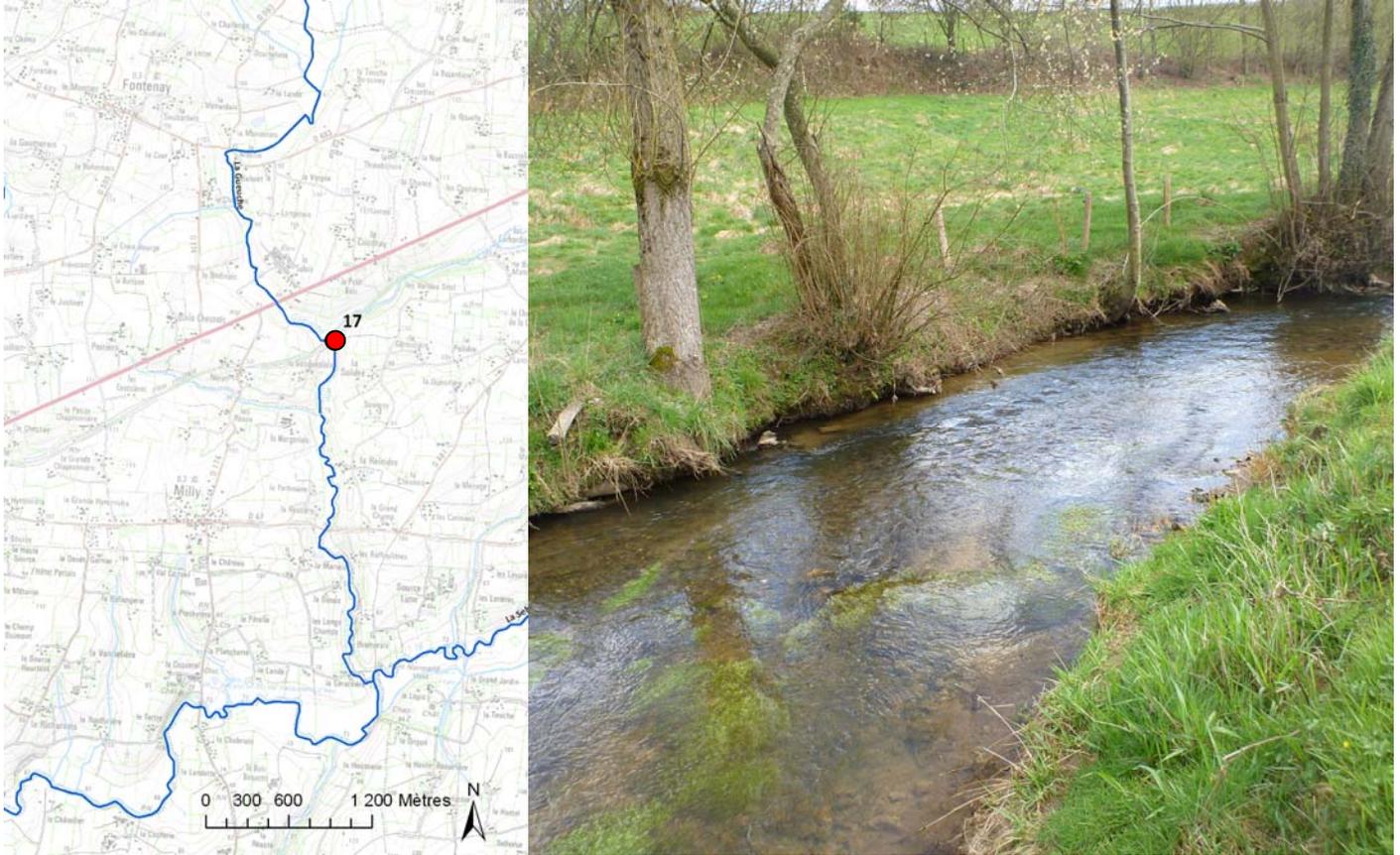
Secteur IAT 19bis : L'Argonce



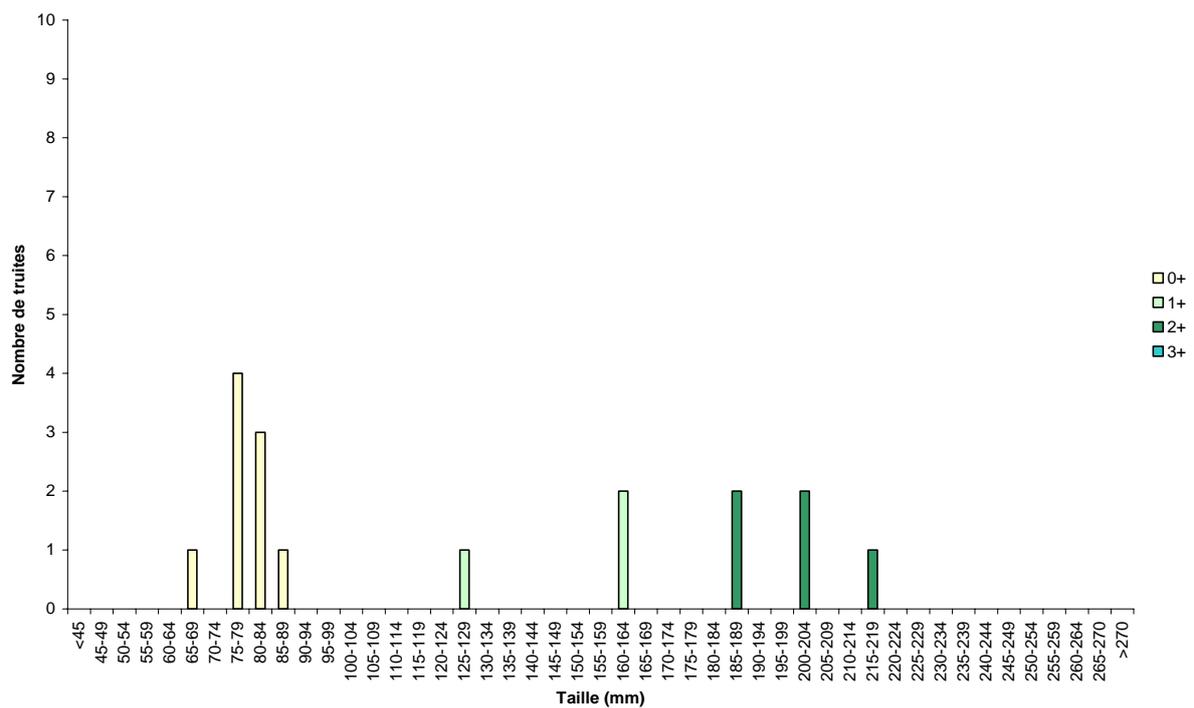
Remarque : Présence de chev, gou, lof, cha, vai



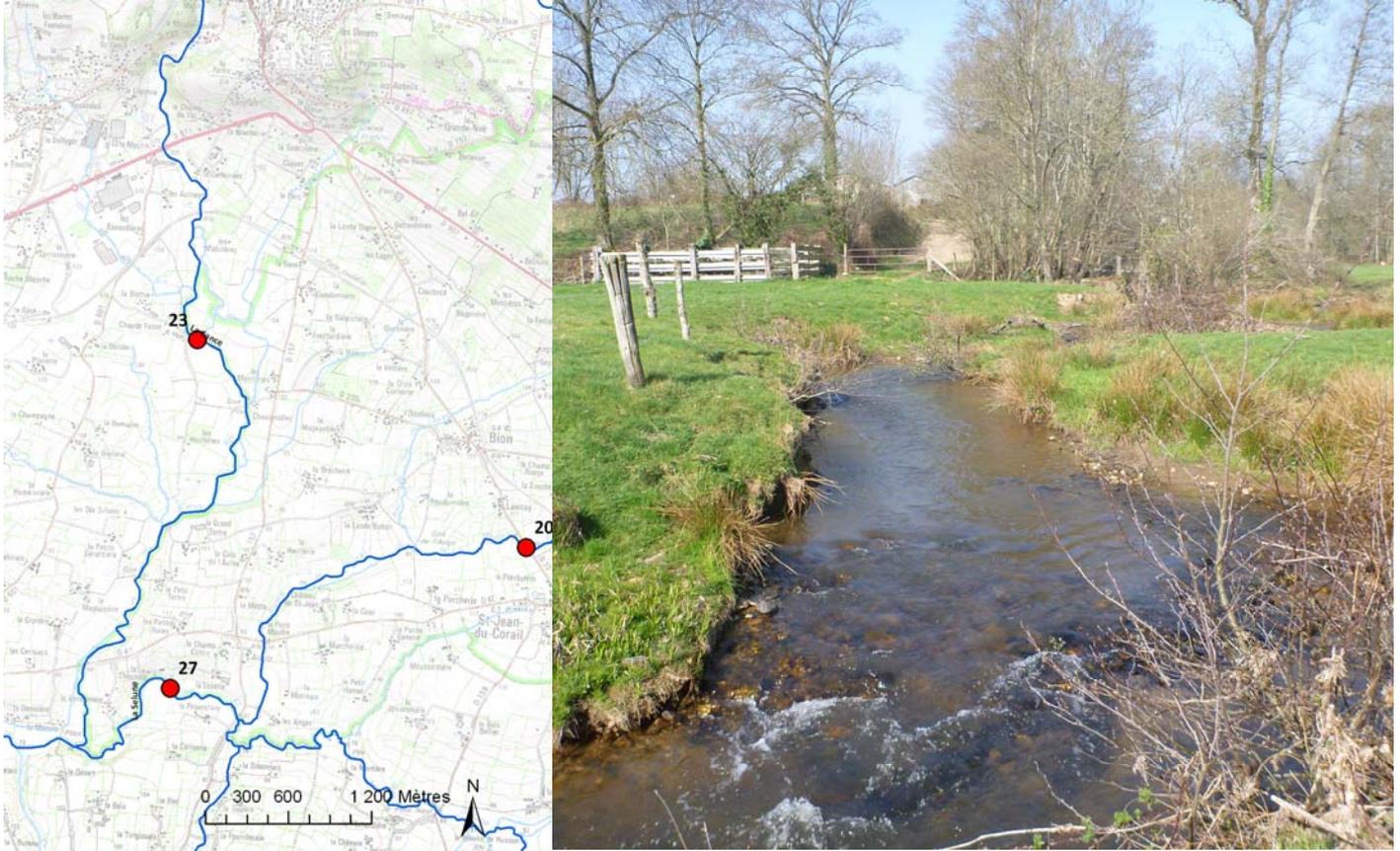
Secteur IAT 17 : La Gueuche



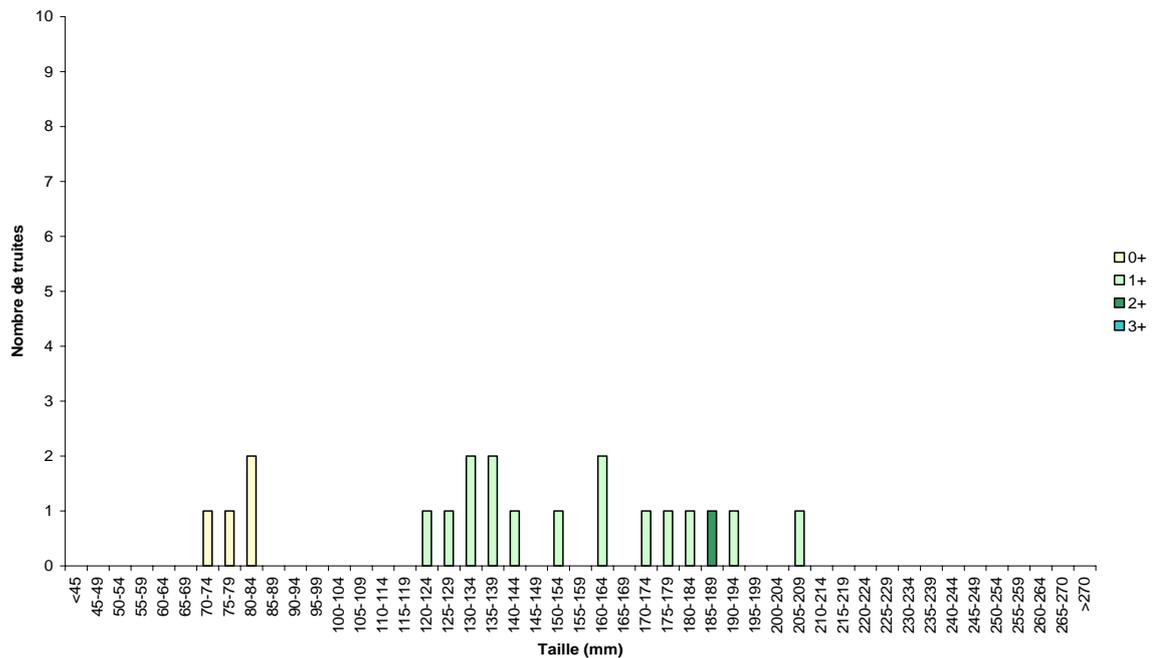
Remarque : Présence de vai, lof, cha, **pacif**, lp



Secteur IAT 23 : La Cance



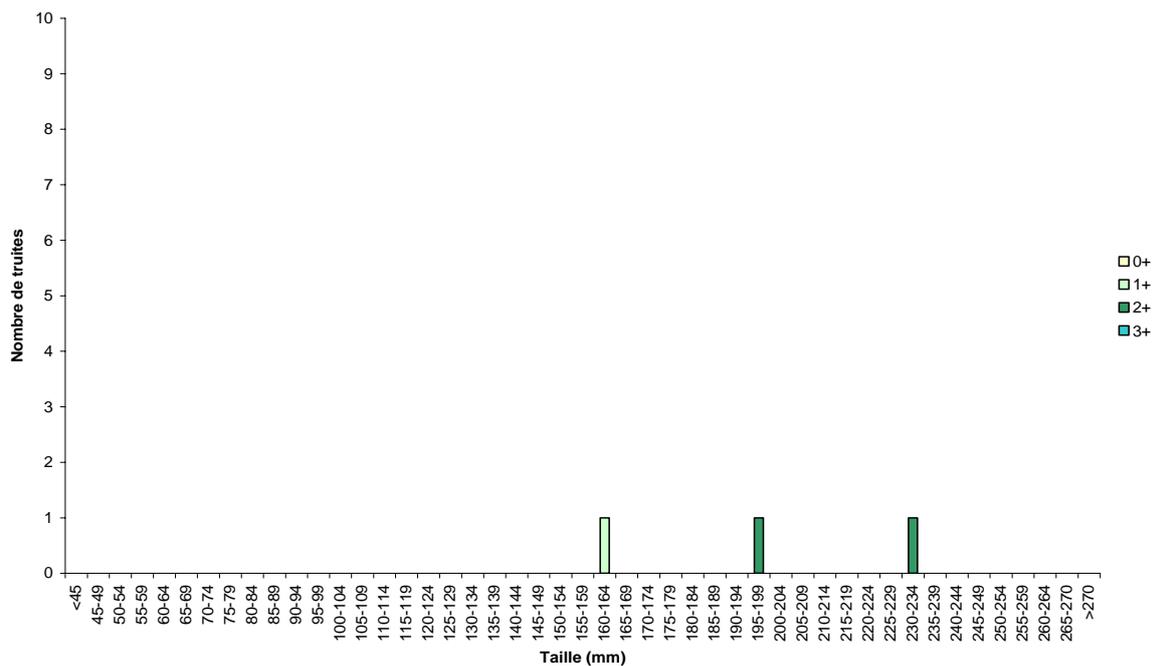
Remarque : Présence de vai, cha, lof, gou, che, **pacif**.



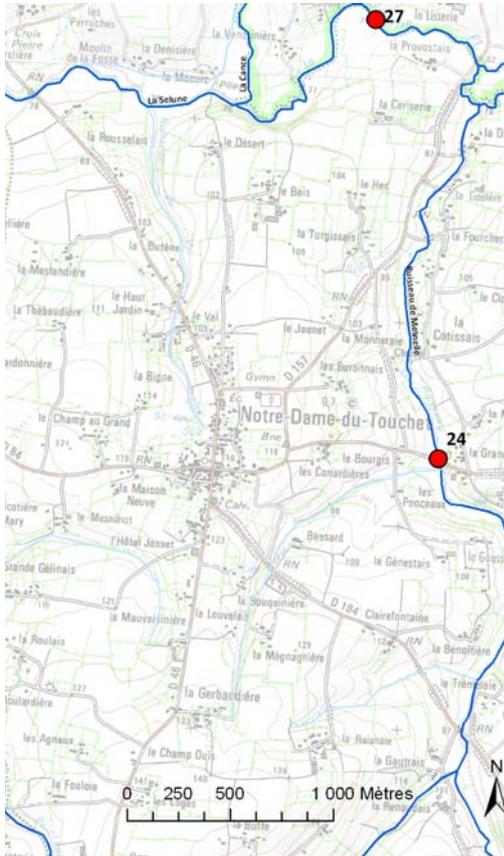
Secteur IAT 27 : La Sélune



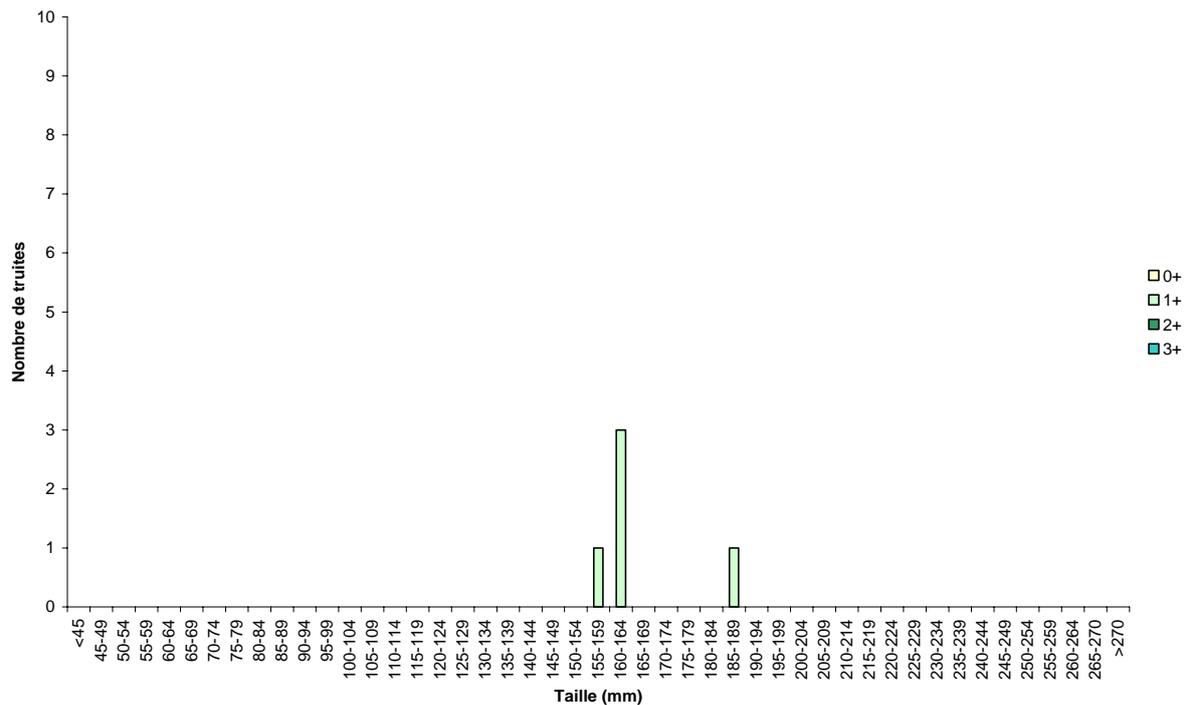
Remarque : Présence de Vai, Lof, Cha



Secteur IAT 24 : Ruisseau du Mesnelle



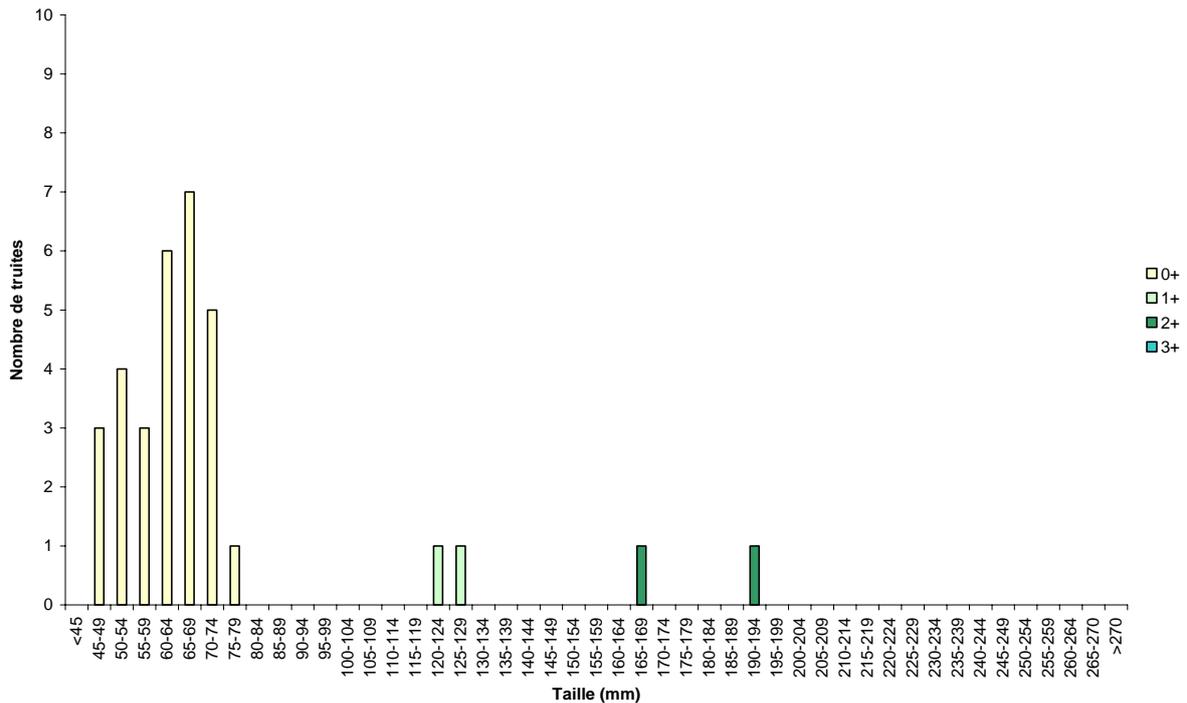
Remarque : Présence de lof, vai, pacif, cha



Secteur IAT 20 : Rivière de Saint Jean



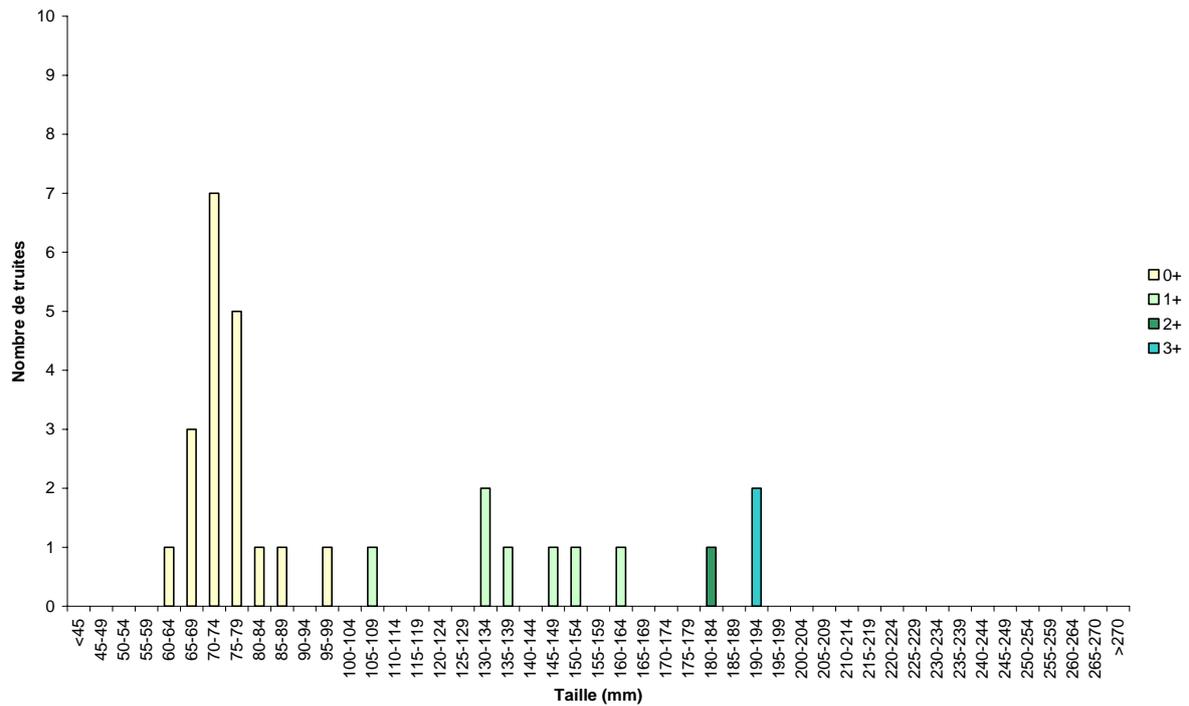
Remarque : Présence de cha, pacif, vai, lof, gou



Secteur IAT 38 : La Cance



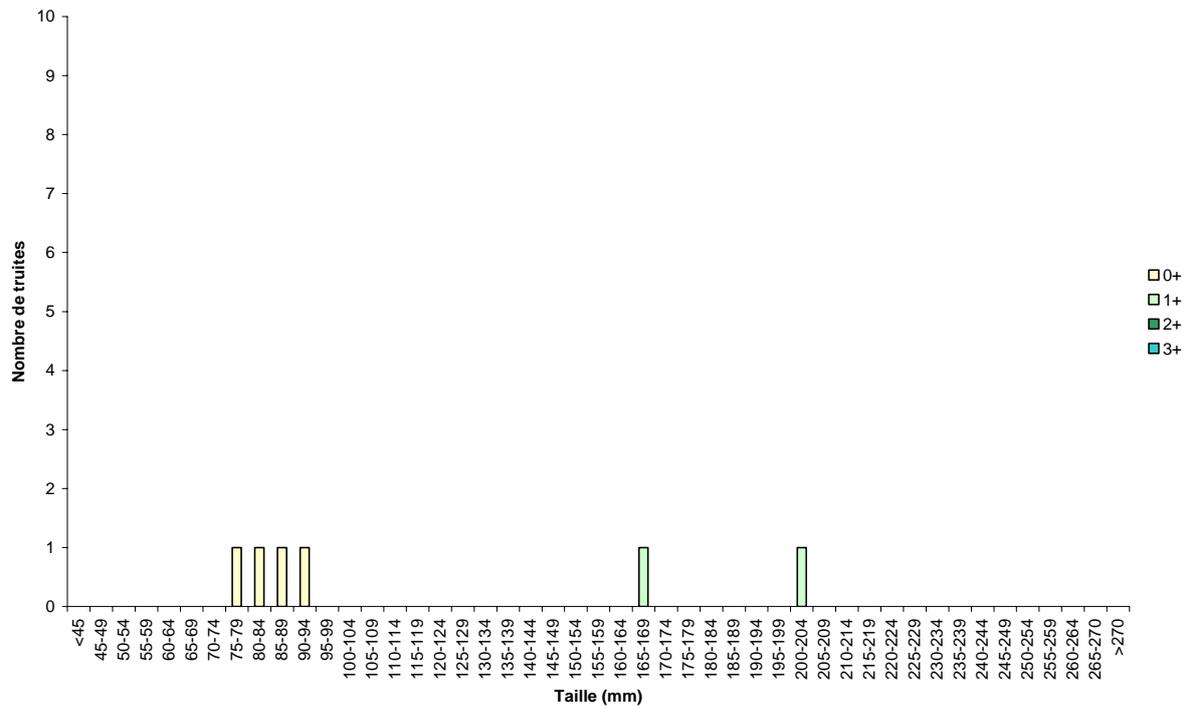
Remarque : Présence de cha, lof, pacif.



Secteur IAT 21 : Ruisseau du Moulin Richard



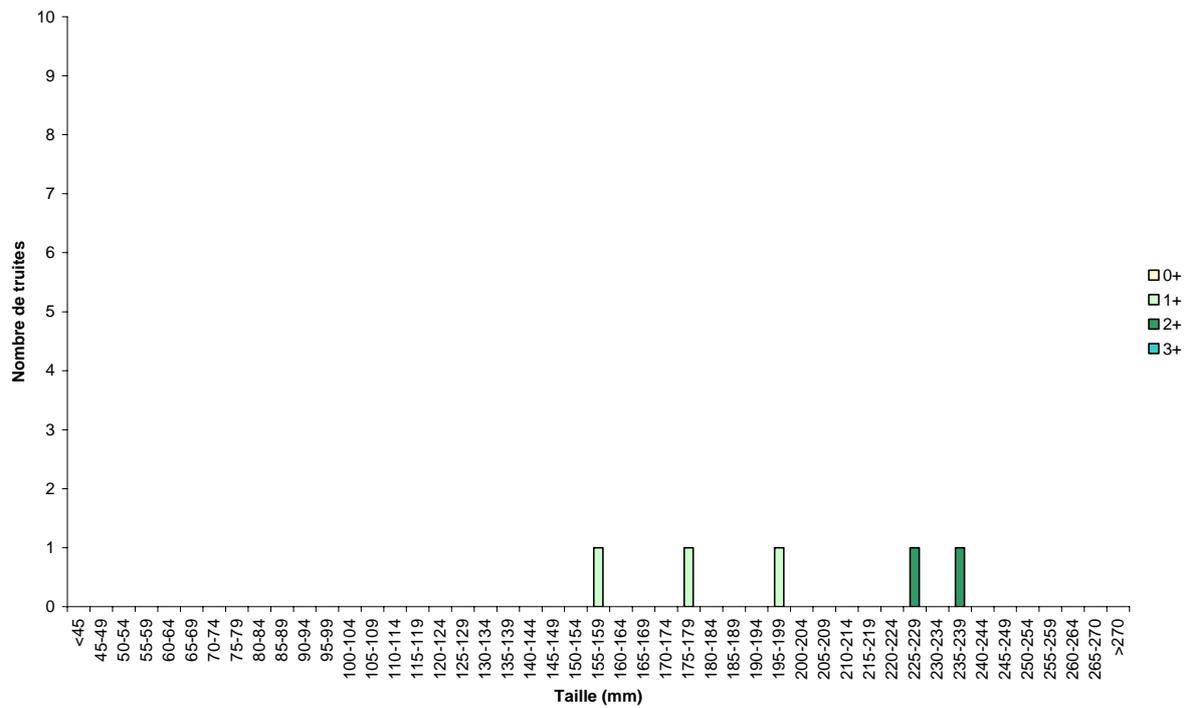
Remarque : Présence de lof, cha, gou, vai.



Secteur IAT 22 : La Sélune



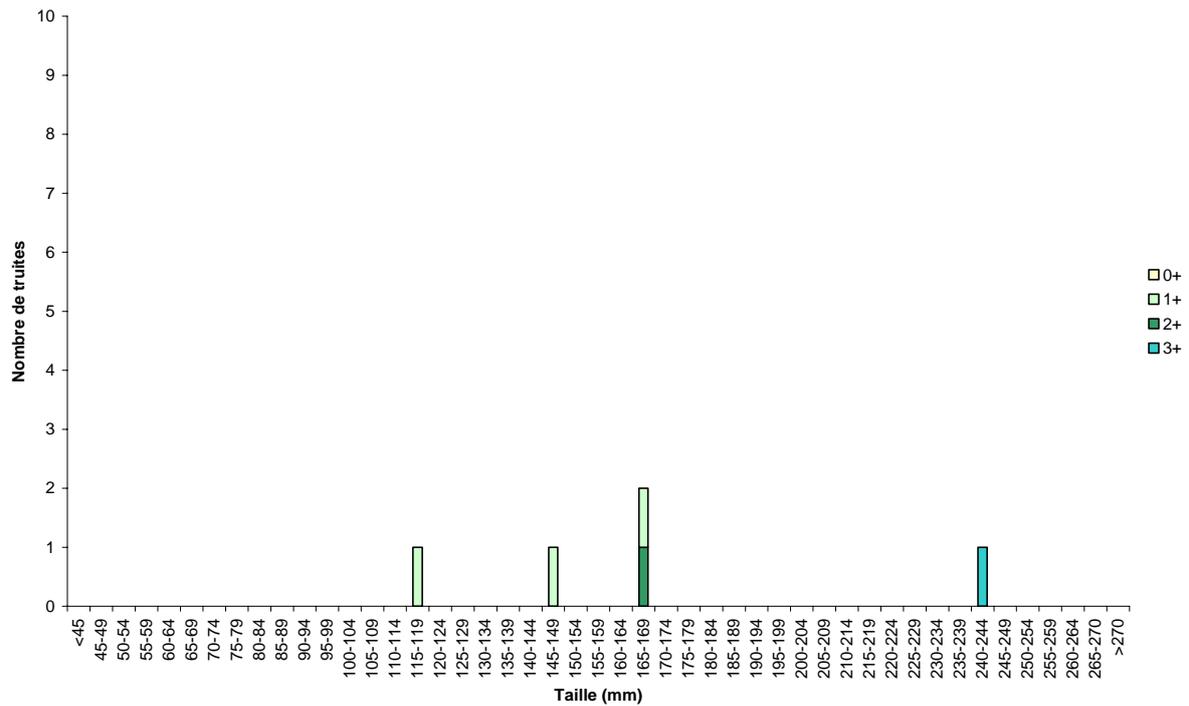
Remarque: Présence de **pacif**, cha, lof, lp



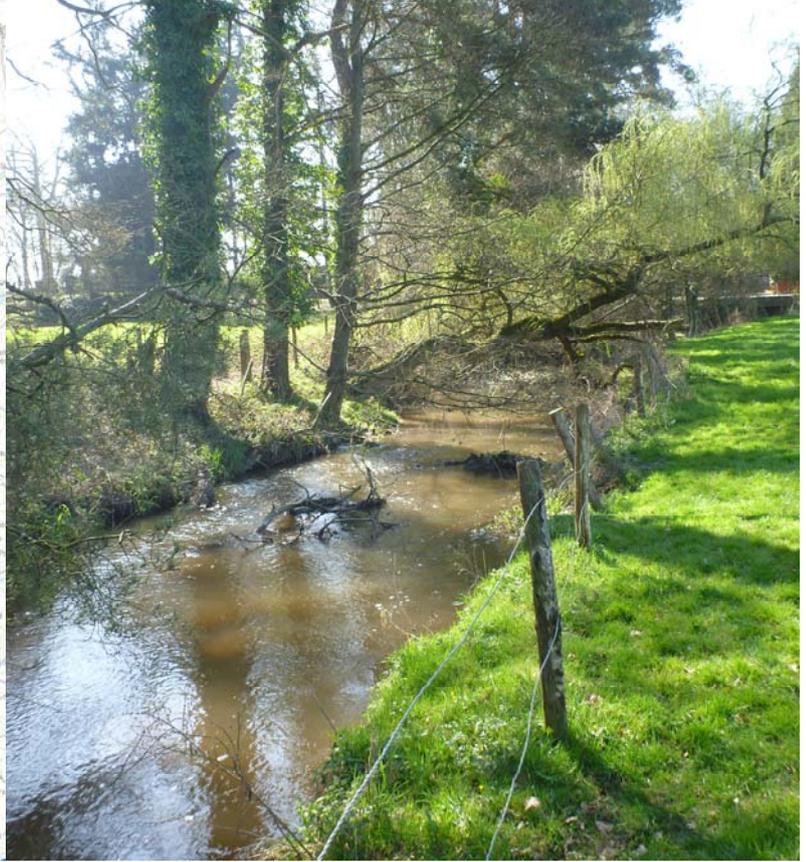
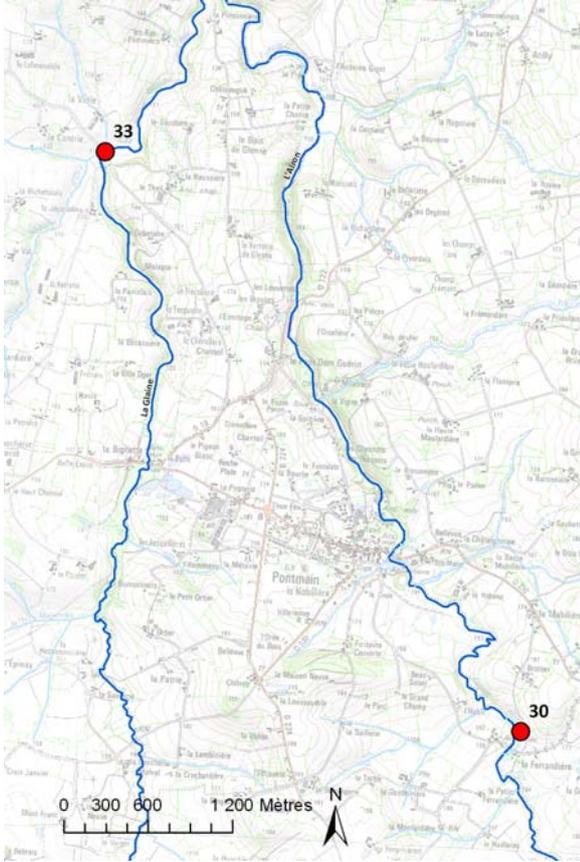
Secteur IAT 29 : L'Airon



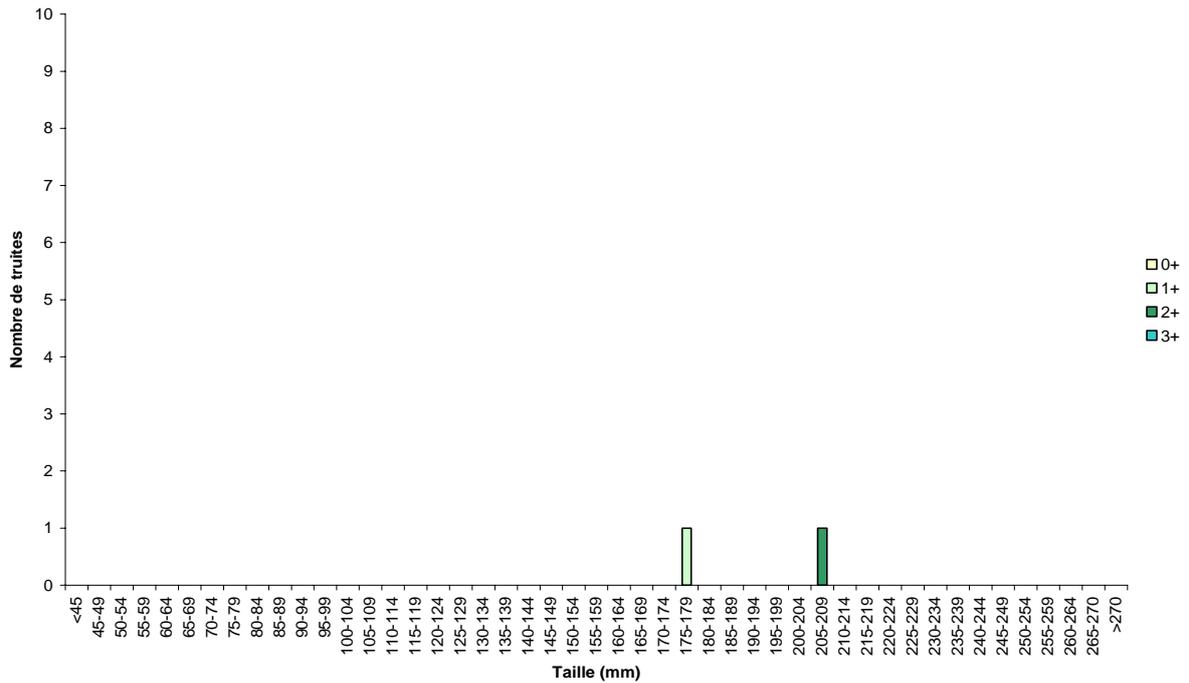
Remarque: Présence de cha, vai, lof, gou, che



Secteur IAT 30 : L'Airon



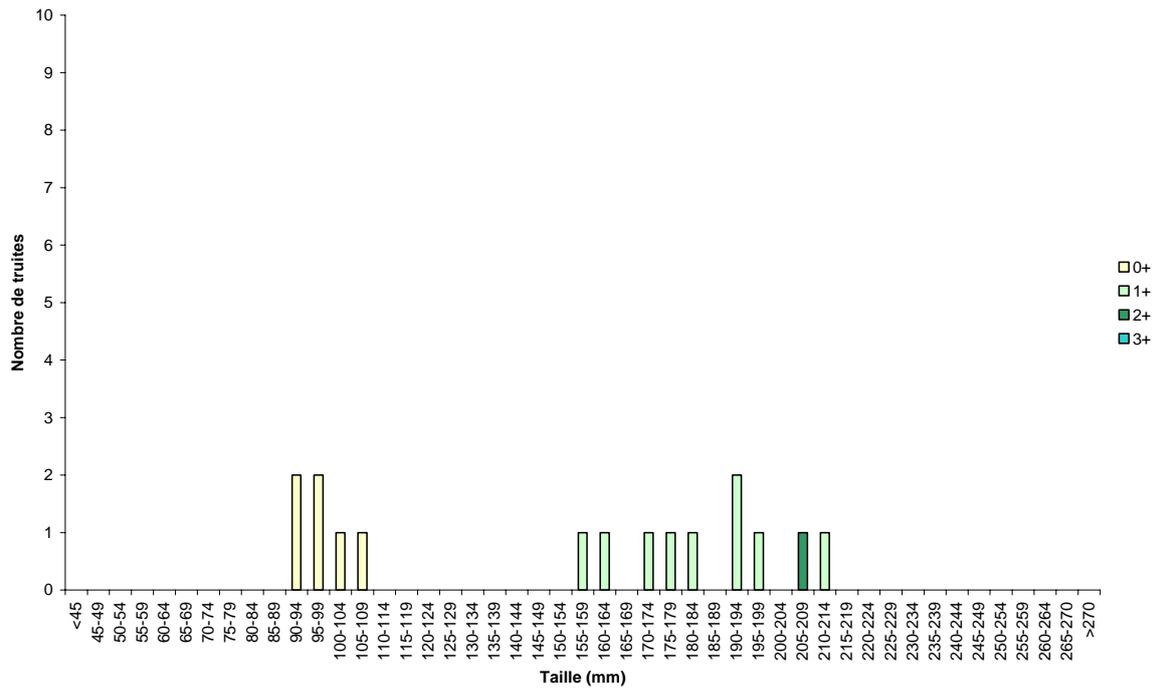
Remarque: Présence de che, lof, vai, gou



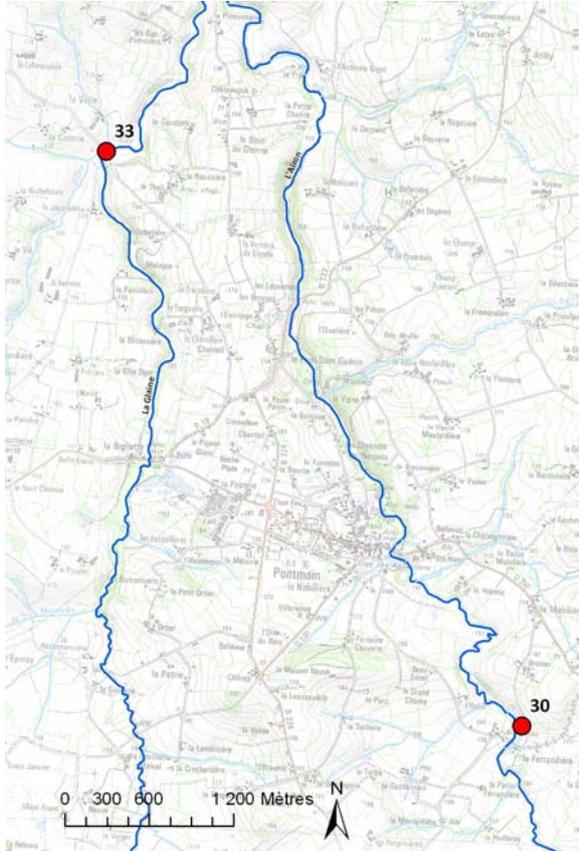
Secteur IAT 32 : Ruisseau du Moulin du Pré



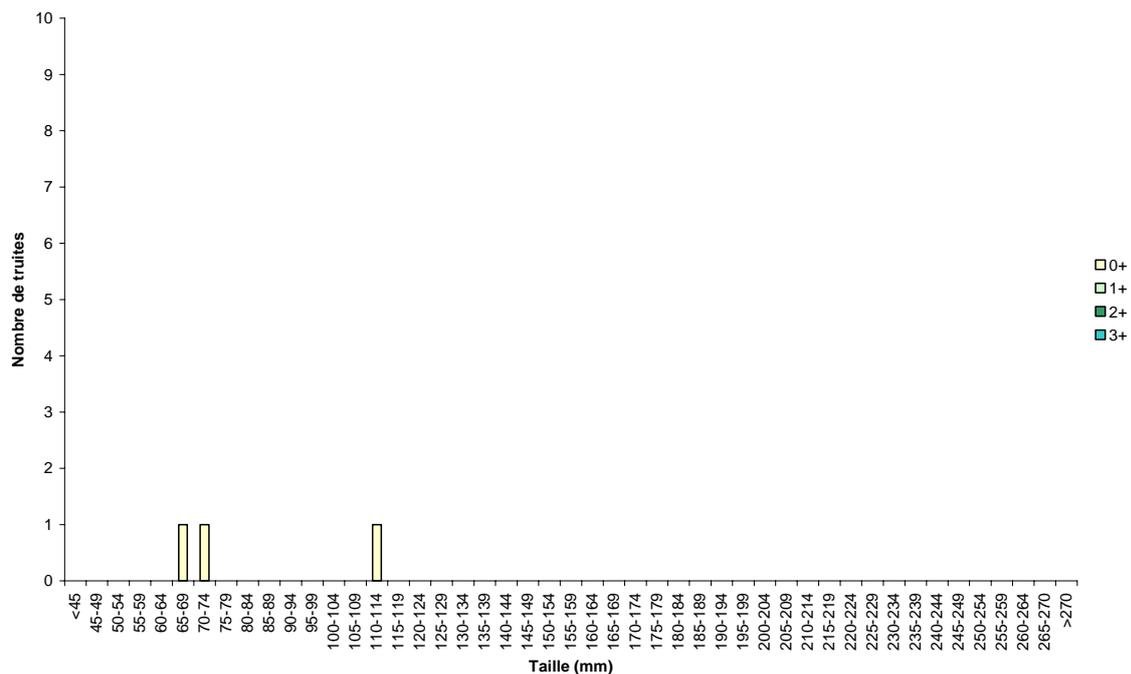
Remarque: Présence de cha, gou, vai, **pacif**



Secteur IAT 33 : La Glaine



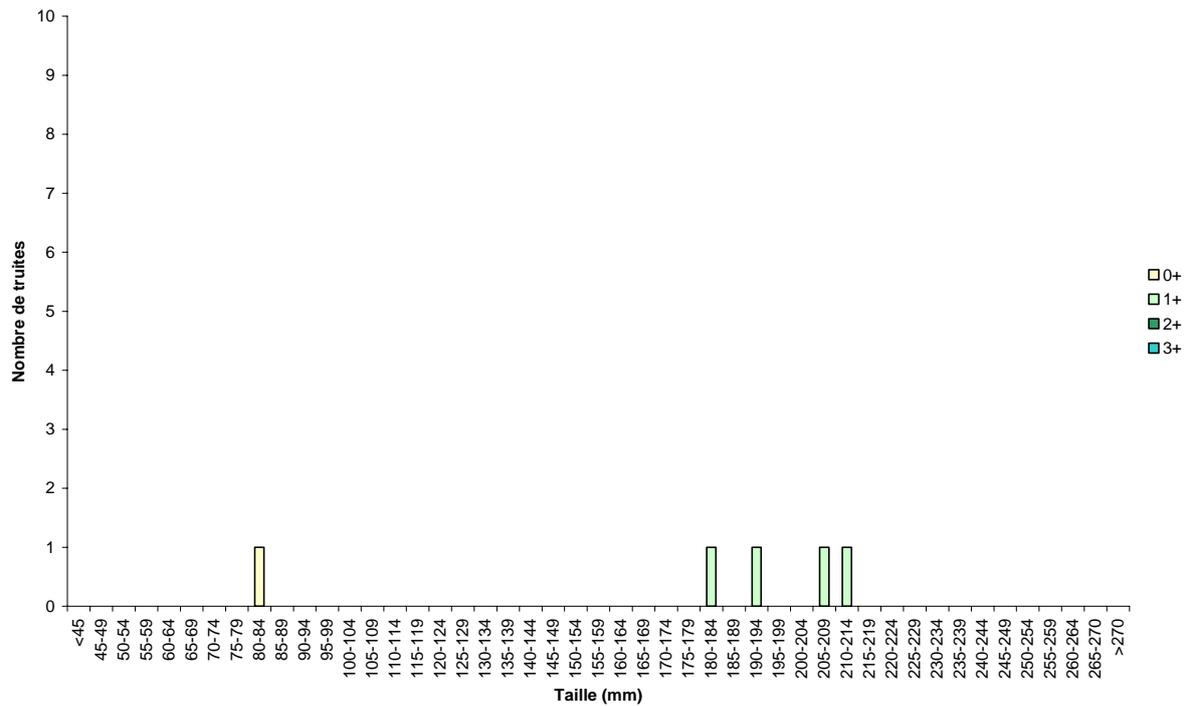
Remarque: Présence de vai, cha, che, gou, lof, gar



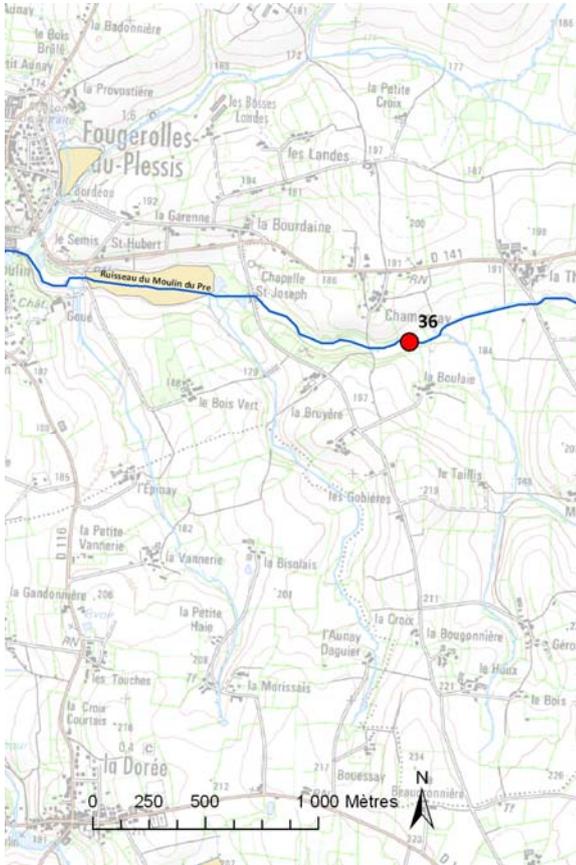
Secteur IAT 34 : Ruisseau de la Hogue



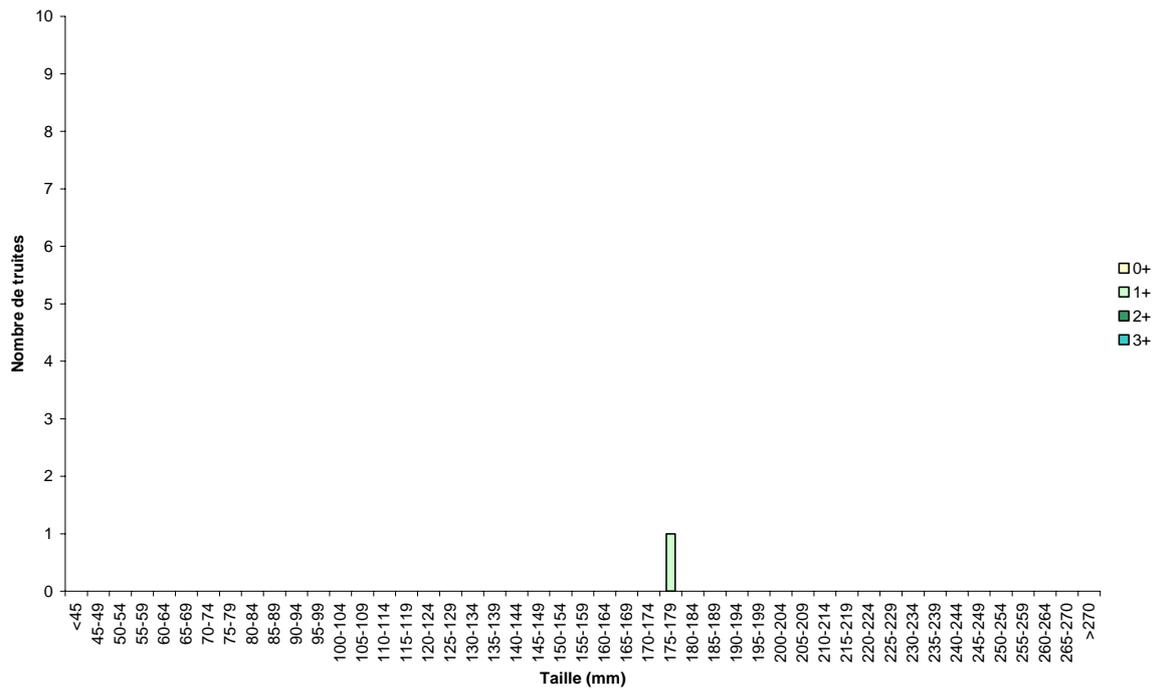
Remarque: Présence de lof, vai, gou



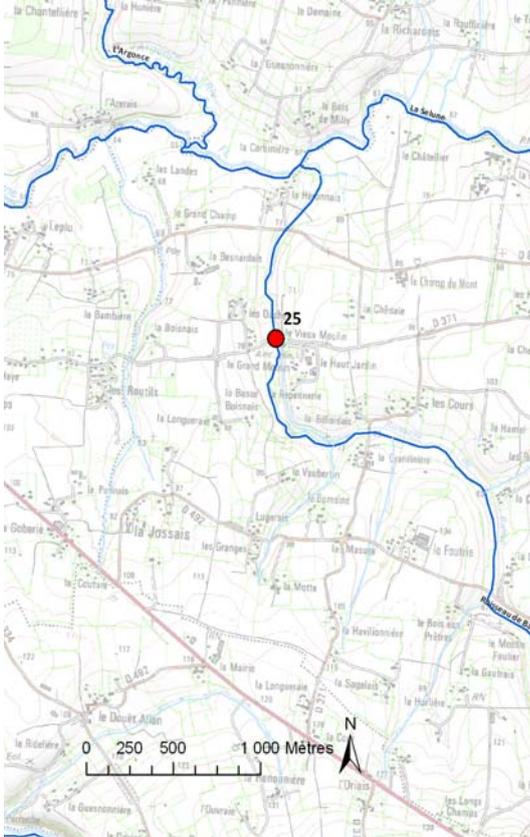
Secteur IAT 36 : Ruisseau du Moulin du Pré



Remarque: Présence de lof, cha



Secteur IAT 25 : Ruisseau de Bahan



Remarque: Présence de lof, cha, vai, lp, gou

