

Rapport de stage 5^{ème} année

Etude de la variabilité temporelle de
l'écologie trophique du silure glane
(*Silurus glanis*) et de l'anguille européenne
(*Anguilla anguilla*) dans un canal de
drainage en Camargue



Fondation Tour du Valat
Le Sambuc, 13200 Arles

Tuteur Entreprise
Dr. Delphine Nicolas,
Chargée de Recherche à la Fondation Tour du Valat

Dr. Camille Musseau,
Chercheuse postdoctorante à IGB Berlin

Tuteur académique
Dr. Catherine Boisneau

Stephane Mutel
IMA
2017-2018

Etude de la variabilité temporelle de l'écologie du silure glane (*Silurus glanis*) et de l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*) dans un canal de drainage en Camargue

Résumé : La présente étude se propose d'analyser la variation temporelle de l'écologie trophique du silure et de l'anguille dans un canal de drainage en Camargue. Tout au long de l'année 2017, les poissons du canal ont été échantillonnés afin d'obtenir leurs ratios isotopiques. A partir des ratios isotopiques nous avons pu évaluer la variabilité des niches trophiques et des régimes alimentaires du silure et de l'anguille, en fonction des saisons et des classes de tailles. Les analyses relèvent une compétition trophique importante sur les écrevisses de Louisiane entre les deux espèces. La mise en place d'un plan de régulation du silure sur une portion du canal en 2009 permet d'envisager un impact indirect d'une densité élevée de silure sur les anguilles. Ces derniers pourraient entraîner la modification du comportement alimentaire des anguilles. Ces observations seront à vérifier à l'aide des données de 2018, incluant notamment un échantillonnage plus large et se basant sur une année humide contrairement à l'année 2017 qui fût particulièrement sèche.

Mots clés : écologie trophique ; espèces envahissantes ; Analyse des isotopes stables ; silure glane ; anguille européenne

Fondation Tour du Valat

Le Sambuc, 13200 Arles

Tuteur Entreprise

Dr. Delphine Nicolas,

Chargée de Recherche à la Fondation Tour du Valat Dr. Camille Musseau,
Chercheuse postdoctorante à IGB Berlin

Tuteur académique

Dr. Catherine Boisneau

Remerciements :

Je tiens à remercier le Président André Hoffmann, le directeur général Jean Jalbert et le directeur scientifique Patrick Grillas qui m'ont offert l'opportunité de réaliser mon stage de fin d'étude au sein de la Tour du Valat.

Je remercie également Jonathan Jeschke pour son accueil dans l'équipe de recherche qu'il dirige, ce stage n'aurait en rien été le même sans son accord pour ma présence en Allemagne.

Ces quelques lignes ne suffisent pas à remercier suffisamment mes deux tutrices Camille et Delphine sans qui rien n'aurait été possible. Merci pour votre confiance et vos conseils avisés plus que précieux pour un jeune scientifique tel que moi. Merci pour votre temps, votre disponibilité, vos (multiples) corrections. Merci pour la découverte et la prise en main d'outils qui me seront plus qu'utiles à l'avenir. Enfin, merci d'avoir confirmé mon souhait de poursuivre la recherche et notamment dans le domaine de l'écologie trophique et des interactions entre les espèces.

Un remerciement particulier à Catherine Boisneau, pour son engagement et son investissement tout au long de ma formation. Merci pour son temps et ses conseils durant ces trois ans à Polytech qui m'ont motivé à effectuer mes stages dans le domaine de la recherche.

Je remercie évidemment mes « collègues allemands » qui, chacun à leur manière m'ont fourni une aide précieuse, aussi bien dans mon travail que pour ma vie Berlinoise.

Enfin, merci aux autres stagiaires de la Tour du Valat pour les bons moments passés à échanger sur nos thématiques de stage, notre vision de la conservation et de la protection de la biodiversité ou simplement à apprécier le temps, perdus dans cette belle Camargue.

Table des matières

Introduction.....	1
1. Matériel et méthodes.....	2
1. Zone d'étude	2
2. Suivis piscicoles sur le long terme	3
3. Prélèvements et méthode d'Analyse des Isotopes Stables (SIA)	4
4. Calcul des niches trophiques et estimation des régimes alimentaires	6
2. Résultats	8
1 Variations saisonnières des niches trophiques des deux prédateurs	9
2. Variations saisonnières de la niche trophique du silure glane en fonction de la classe de taille .	10
3. Analyse des régimes alimentaires	12
4. Variation spatiale des niches trophiques	15
3. Discussion	17
1. Des prédateurs opportunistes pouvant saisonnièrement se spécialiser	17
2. Chez le silure, les variations saisonnières sont liées aux changements ontogéniques.....	18
3. La compétition trophique entre le silure et l'anguille.....	19
4. Effet du plan de régulation et intérêts des suivis temporels des populations de poissons.....	20
Conclusion	21
Bibliographie.....	23
Annexes :	27
Table des figures et des tableaux.....	31

Introduction

Les espèces exotiques envahissantes peuvent perturber le fonctionnement des écosystèmes et constituent une des principales causes de perte de biodiversité (Clavero et Garcia-Berthou, 2005; Strayer, 2010). Les prédateurs exotiques peuvent d'autant plus impacter les peuplements en place et ce de multiples manières : prédation directe, compétition pour une même ressource, perturbation de l'activité des proies ainsi que des effets « top-down » sur les réseaux trophiques (Dudgeon et al., 2006; Schulze et al., 2006; Cucherousset et al., 2012).

Le silure glane (*Silurus glanis*, L. 1758), originaire du bassin du Danube, est le plus grand poisson prédateur d'eau douce européen (Proteau et al., 2001). Il a été largement introduit en Europe pour l'aquaculture et la pêche sportive (Gozlan, 2008). Doté d'une grande valence écologique, le silure glane est capable de s'adapter facilement à différents types de milieux lotiques et lotiques et est aujourd'hui présent dans la majeure partie des pays européens et méditerranéens (Carol et al., 2011; Cucherousset et al., 2018). Le silure, en tant que top-prédateur opportuniste, est reconnu avoir un très large spectre alimentaire, pouvant se nourrir aussi bien de poissons amphihalins migrateurs, d'écrevisses, d'invertébrés, de cyprinidés que d'avifaune (Svřaranta et al., 2009; Cucherousset et al., 2012; Boisneau et al., 2015; Boulêtreau et al., 2018). De plus, le silure peut atteindre des tailles supérieures à deux fois celles des prédateurs endémiques (Brochet, *Esox lucius*, L.1758). Il est ainsi en mesure de prédater des espèces qui avaient atteints une taille refuge vis-à-vis des prédateurs endémiques (Wysujack & Mehner, 2005). L'implantation du silure glane soulève de multiples questions et plusieurs études ayant pour objectif de mesurer son impact sur les populations de poissons et de caractériser son régime alimentaire ont déjà été menées (Valadou, 2007; Carol et al., 2009; Copp et al., 2009; Svřaranta et al., 2009; Martino et al., 2011; Cucherousset et al., 2012; Guillerault et al., 2015; Cucherousset et al., 2018). La majorité de ces études se concentrent sur la caractérisation du régime alimentaire du silure glane à une période restreinte d'une année donnée. Actuellement, nous ne disposons que de peu de recul sur la dynamique temporelle de son régime alimentaire (Vejřík et al., 2017).

Dans le bassin du Fumemorte (Camargue), le silure a été introduit en 1993 (Rosecchi et al., 1997). Alors que ses effectifs s'accroissent de manière exponentielle, surtout à partir des années 2000s suite à ses premiers épisodes de reproduction, l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*, L.1758) connaît un déclin drastique (Bevacqua et al., 2011). L'anguille européenne est une espèce patrimoniale dont les stocks ont diminué de façon alarmante à partir des années 70 à l'échelle de sa large aire de répartition et elle est classée depuis 2008 sur la liste rouge des espèces européennes menacées d'extinction par l'IUCN (Freyhof & Brooks, 2011; Working Group on Eel, 2014). En 2009, face à ce constat et sachant le manque d'informations d'alors concernant l'impact du silure, un plan de régulation est mis en place au sein du canal du Fumemorte, afin de limiter l'éventuelle pression de prédation du silure sur les autres espèces présentes dans le milieu.

Bien que possédant un spectre alimentaire moins large que le silure, l'anguille européenne est une espèce considérée comme opportuniste avec un régime alimentaire principalement constitué d'invertébrés et de poissons de petites tailles (Costa et al., 1992; Blake et Hart, 1995; Musseau et al., 2015). En 2011, une étude réalisée sur le canal du Fumemorte pendant le printemps-été 2009 a montré, à partir de l'analyse de contenus stomacaux et de d'analyses isotopiques, que les anguilles constituaient 5% du régime alimentaire du silure (Martino et al., 2011). En plus d'une pression de prédation,, le silure est susceptible d'imposer à la population d'anguilles une pression de compétition, en exploitant une niche trophique similaire à celle de l'anguille et/ou en entraînant une modification du régime alimentaire des anguilles (éviterment des prédateurs et/ou compétition pour les zones de chasse ; Vander Zanden et al., 1999). L'écrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*, Girard, 1852), par exemple, espèce exotique envahissante, peut constituer jusqu'à 80 % du régime

alimentaire de ces deux prédateurs (Aquiloni et al., 2010; Copp et al., 2009; Martino et al., 2011; Musseau et al., 2015; Syväranta et al., 2009). Dans un milieu tel que le Fumemorte, il est possible que l'anguille et le silure soient en compétition sur la ressource « écrevisses » (Musseau et al., 2015).

Afin d'évaluer la saisonnalité des niches trophiques et des régimes alimentaires du silure glane et de l'anguille européenne, un plan d'échantillonnage a été mis en place tout au long de l'année 2017 afin de récolter des données d'isotopie sur ces deux prédateurs et leurs proies potentielles (Fry, 2006). L'analyse isotopique est une méthode intégrative qui permet d'évaluer et de quantifier les niches trophiques, de caractériser la compétition inter- et/ou intra-spécifique ou encore d'estimer la contribution de proies aux régimes alimentaires (Layman et al., 2007; Layman et al., 2012). À l'aide des données isotopiques des proies et prédateurs collectés sur l'année 2017, cette étude vise à i) caractériser la saisonnalité des régimes alimentaires des deux prédateurs en fonction des saisons et de leurs tailles, ii) évaluer la compétition trophique entre les deux espèces, iii) identifier une éventuelle modification du réseau trophique par le silure et notamment sur l'activité alimentaire de l'anguille.

1. Matériel et méthodes

1. Zone d'étude

La zone d'étude se trouve en Camargue sur le territoire du domaine de la Tour du Valat (43°29'58.5"N 4°41'03.8"E) (Figure 1). Le canal du Fumemorte est le principal canal de drainage d'un bassin d'irrigation d'une superficie de 68 km² (Chauvelon, 1998). Ce canal, en permanence en eau, mesure 14,6 km de long, avec une largeur d'environ 14m et une profondeur d'environ 1m (Figure 1) (Poulet, 2004; Martino et al., 2011). L'apport en eau douce à l'amont est assuré par des pompes qui prélèvent l'eau du Rhône dans le but d'alimenter l'activité agricole. À l'aval, le canal se jette dans l'étang du Vaccarès qui est connecté *in fine* à la Méditerranée (Rosecchi et Crivelli, 1995). Le canal du Fumemorte subit des remontées salines en fonction des niveaux d'eau et des conditions météorologiques (pompes d'irrigation à l'arrêt et/ou vent de sud-Ouest). Cette remontée d'eaux saumâtres à salées s'est accentuée depuis 2012, après la chute d'un barrage à sel qui existait auparavant à l'embouchure du canal.

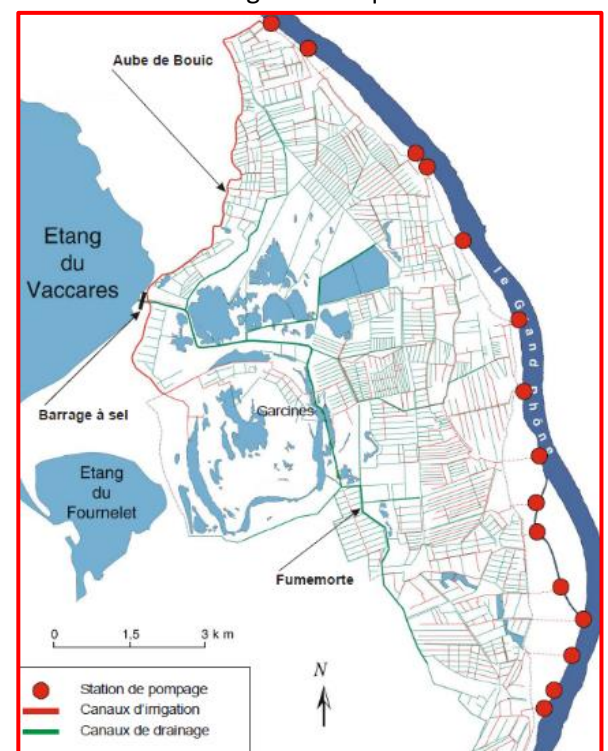
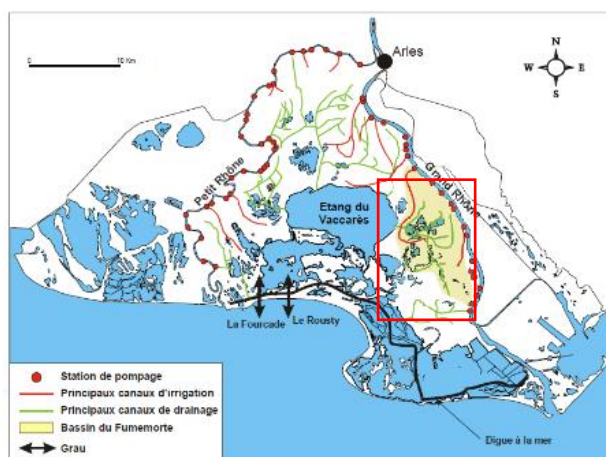


Figure 1: La Camargue et localisation du bassin du Fumemorte

2. Suivis piscicoles sur le long terme

À l'interface entre milieu fluvial et milieu saumâtre, le canal du Fumemorte présente une diversité d'espèces d'origine dulçaquicole, saumâtre et marine (Annexe A). Sur la zone d'étude, les populations piscicoles sont suivies mensuellement à deux stations fixes à l'aide de deux verveux de 6 mm de maille disposés en travers du canal (Figure 2). La première station, nommée « Fume_1 », est échantillonnée une semaine par mois depuis 1993 ; elle est située au cœur du tronçon qui est régulé depuis 2009. La seconde, « Fume_Bon », est suivie depuis 2013 de manière équivalente et est localisée à l'aval du tronçon régulé (Figure 3).

Depuis 2009, dans le cadre du plan de régulation du silure, un effort de pêche est assuré en continu, à l'aide de verveux (6 mm de maille) et de filets maillants (80 mm de maille) disposés sur un tronçon de 2km de long (Figure 3). Les silures qui y sont capturés sont systématiquement retirés du système. A la station « Fume_Bon », les silures capturés sont marqués puis relâchés à l'aval du tronçon régulé. Bien qu'il soit impossible de rendre la zone régulée complètement imperméable un effort de pêche le plus constant et important possible est mis en place. Les verveux et filets maillants sont relevés tous les deux ou trois jours (sauf en périodes de vacances du technicien pendant lesquelles les filets sont ôtés), afin de maintenir des effectifs réduits. L'emplacement des engins de pêche peut varier au sein de la portion régulée (Figure 3) mais les extrémités sont systématiquement fermées par plusieurs verveux et filets maillants).

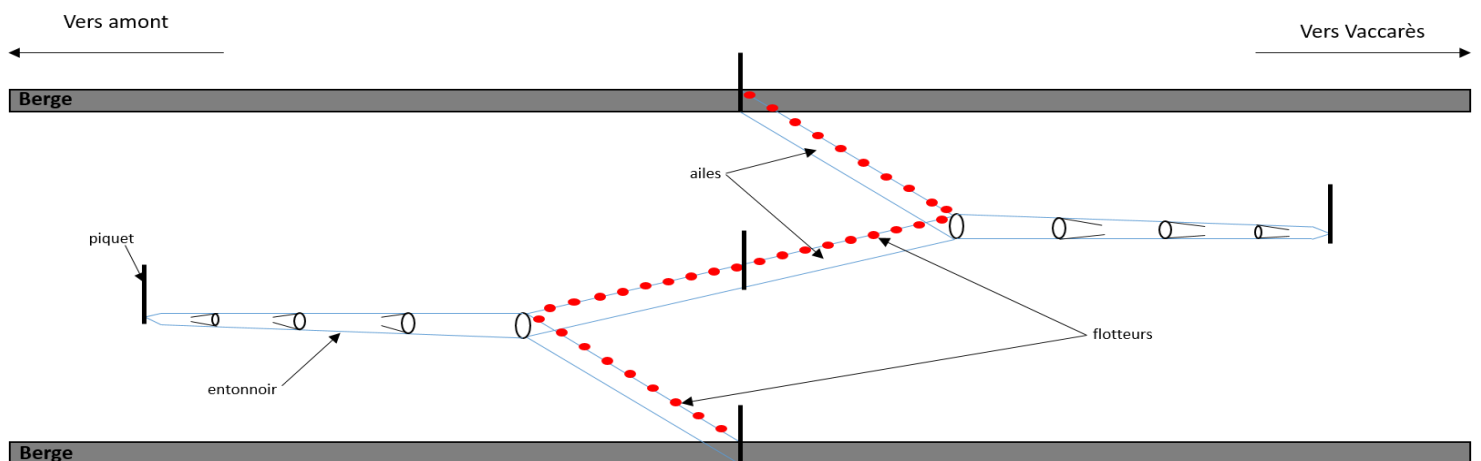


Figure 2: Schéma du dispositif de pêche avec verveux doublé dans le canal du Fumemorte

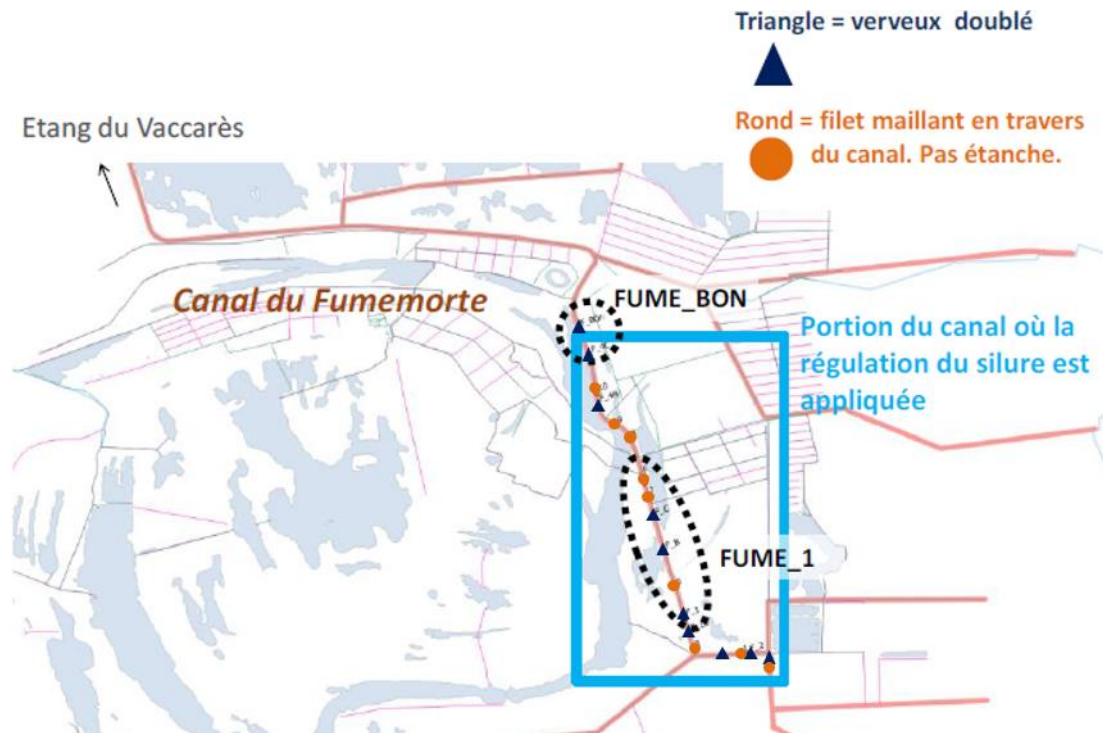


Figure 3: Zone d'étude, stations de suivis et portion du canal du Fumemorte où le silure est régulé

3. Prélèvements et méthode d'Analyse des Isotopes Stables (SIA)

Une fois par saison, aux mois de janvier, avril, juillet et octobre, des prélèvements de tissus sont réalisés aux deux stations « Fume_1 » et « Fume_Bon » sur un ensemble de proies potentielles (Annexe A). Dans la mesure du possible, des prélèvements (morceau de nageoire pour les poissons, muscle de la queue pour les écrevisses et individu entier pour les invertébrés) sur 5 individus par espèce « proie » sont effectués aux deux stations pour chaque campagne d'échantillonnage. Les échantillons pour les silures et les anguilles sont quant à eux réalisés tout au long de l'année sur l'ensemble des sujets capturés, un morceau de nageoire est prélevé (nageoire caudale pour l'anguille et nageoire pelvienne pour le silure). Sur les silures régulés, un morceau de muscle du dos et du foie sont également prélevés, afin d'étudier le temps d'intégration des isotopes dans les tissus ou la spécialisation alimentaire des individus (travail non inclus dans le cadre de ce stage). Etant donnée la différence de distribution des tailles des silures en fonction des saisons (test de Kolmogorov-Smirnov, $p < 0,05$ pour toutes les comparaisons) et les potentielles différences de régimes alimentaires en fonction de la taille des poissons, nous avons établi quatre classes de tailles pour les silures : < 300 mm ; [300 mm – 500 mm] ; [500 mm – 800 mm] et > 800 mm (qui seront par la suite notées respectivement : Cl. 1, Cl. 2, Cl. 3 et Cl. 4) (Table 1) (Annexe B). Les anguilles ne présentant pas de différences de distribution de tailles entre les saisons, une seule classe de taille a été conservée (test de Kolmogorov-Smirnov, $p > 0,05$ pour toutes les comparaisons). Il est à noter que nous n'avons pas d'individus inférieurs à 300 mm (Annexe B)

Tableau 1: Tableau récapitulatif des silures échantillonnés: effectifs par classe de taille, tailles moyennes, poids moyens et écarts types. Cl. 1 = < 300 mm ; Cl. 2 = [300 mm – 500 mm] ; Cl. 3= [500 mm – 800 mm] et Cl. 4= > 800 mm

Mois	Classes de tailles	Taille (mm)	Poids (g)	Effectif
Avril	Cl. 1	225 ± 35	69 ± 30	5
	Cl. 2	416 ± 63	455 ± 200	11
	Cl. 3	643 ± 78	1626 ± 663	22
	Cl. 4	1205 ± 362	13688 ± 13343	24
Juillet	Cl. 1	182 ± 75	122 ± 56	13
	Cl. 2	384 ± 65	365 ± 163	5
	Cl. 3	673 ± 86	1916 ± 774	3
	Cl. 4	1174 ± 262	1011 ± 5362	7
Octobre	Cl. 1	157 ± 26	27 ± 12	55
	Cl. 2	371 ± 65	365 ± 210	6
	Cl. 3	654 ± 65	1739 ± 605	12
	Cl. 4	1328 ± 307	17101 ± 10458	14
Janvier	Cl. 1			0
	Cl. 2			0
	Cl. 3	672 ± 71	2311 ± 677	17
	Cl. 4	1019 ± 212	7351 ± 5029	27

Les tissus sont prélevés avec du matériel de dissection (gants, scalpels, pinces et ciseaux) désinfectés entre chaque échantillon. Les échantillons sont congelés pendant aux moins 48h puis déshydratés à 60°C dans une étuve pendant 48h. Les échantillons sont ensuite envoyés au Cornell Isotope Laboratory de l'Université de Cornell aux USA. Ils sont d'abord réduits en poudre à l'aide d'un moulin (Spex Certiprep 6750 Freezer/Mill). Puis les ratios en isotope stable du carbone et azote ($\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$) et la proportion des deux éléments (%C et %N) dans les différents échantillons sont analysés dans un Carlo Erba NC2500 (analyse de la composition des échantillons) couplé à un spectromètre de masse Thermo Frinigan MAT Delta XP (obtention des ratios). Le ratio $\delta^{15}\text{N}$ permet d'identifier la position trophique d'une espèce. Le long de la chaîne alimentaire, les valeurs isotopiques du $\delta^{15}\text{N}$ augmentent progressivement des consommateurs primaires, aux secondaires, puis tertiaires, etc. (Parnell et al., 2010). Les prédateurs positionnés en haut de la chaîne possèdent ainsi des $\delta^{15}\text{N}$ supérieurs à ceux de leurs proies (facteurs d'enrichissement trophiques (TEF) : $\text{TEF} = 3,4 \text{ ‰}$; Post, 2002). Le ratio $\delta^{13}\text{C}$ permet de retracer l'origine de la base alimentaire (phytoplanctonique ou phytobenthique, lacustre ou marin, etc. Post, 2002; Fry, 2006). Les ratios en isotopes stables sont exprimés en pour mille (‰), en accord avec le système international pour le carbone (PeeDee Belemnite) et pour l'azote (azote atmosphérique) $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ (‰) = $[(R_{\text{sam}} - R_{\text{std}})/R_{\text{std}}] \times 1,000$ (Fry, 2006). Une correction des données a été appliquée en utilisant les facteurs correctifs de travail classique (tissus de poissons, vison et méthionine $SD < 0.2\text{‰}$ pour $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$), préalablement calibré avec les niveaux standards de l'Agence de l'Energie Atomique.

L'incorporation des éléments et notamment des isotopes lourds varie non seulement d'un individu à l'autre mais également au sein des différents tissus de l'animal (Fry, 2006). Les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ ont été corrigées lorsque le rapport C : N était supérieur à 3,5 (Post et al., 2007). La valeur de $\delta^{13}\text{C}$ corrigée ainsi obtenue sera celle utilisée par la suite dans les différents modèles et tests statistiques.

Le temps d'intégration des isotopes diffère selon les tissus (Phillips et al., 2014). Dans notre étude, des échantillons de muscles et de nageoires ont été prélevés sur les silures régulés afin de vérifier la concordance des signatures isotopiques entre ces deux tissus. Nous avons utilisé les valeurs isotopiques des nageoires pour les poissons échantillonnés, ce tissu est un bon proxy du muscle (vérifié par régression linéaire : $R^2 = 0,61$, $p < 0,05$ et $R^2 = 0,63$, $p < 0,05$, $n = 48$, respectivement pour $\delta^{15}\text{N}$ et ($\delta^{13}\text{C}$). Le temps d'intégration des tissus tels que le muscle ou la nageoire correspond à une période d'approximativement trois mois, ceci implique que les résultats d'analyses isotopiques des poissons capturés lors d'une saison correspondent à leur activité alimentaire lors de la saison précédente.

Un des enjeux de cette étude est d'étudier la variabilité saisonnière des régimes alimentaires chez le silure et l'anguille. Les paramètres abiotiques peuvent influencer les rapports isotopiques des différentes espèces de consommateurs primaires qui sont les premiers à intégrer les caractéristiques isotopiques (fluctuantes) du milieu. Les valeurs isotopiques des prédateurs sont intimement liées avec celles de leurs proies et intrinsèquement aux valeurs des consommateurs primaires et secondaires formant la base du réseau trophique. Afin de pouvoir comparer les niches trophiques et la diversité des régimes alimentaires, nous nous sommes préalablement assurés que les valeurs isotopiques ($\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$) des consommateurs primaires ne variaient pas de façon significative d'une saison à l'autre afin de permettre la comparaison entre les saisons. Nous avons considéré comme consommateurs primaires les trois invertébrés les plus abondants dans le canal : les palaemonidés, *Gammarus sp.* et *P. clarkii*. (Annexe C).

4. Calcul des niches trophiques et estimation des régimes alimentaires

Nous avons évalué la taille des niches trophiques des deux prédateurs et la potentielle concurrence sur les ressources à l'aide des packages « SIBER » (Stable Isotope Bayesian Ellipses in R, version 2.1.3) et « RJAGS » (Bayesian Graphical Models using MCMC, version 4-6 ; Jackson et al., 2011; Plummer, 2016; Jackson et al., 2017). Ces packages permettent de calculer des métriques de Layman communément utilisées en analyses isotopiques (Layman et al., 2007). La niche trophique d'une espèce donnée est estimée par la taille de l'ellipse ($\text{SEAc} (\% \text{ } ^2)$ - *Standard Ellipse Area*), générée par un modèle bayésien de manière qui estime la surface occupée par les individus dans un espace bidimensionnel (coordonnées correspondant aux deux ratios : $x = \delta^{13}\text{C}$ et $y = \delta^{15}\text{N}$) des individus échantillonnés. Cette taille de niche trophique ainsi évaluée (SEAc) permet de limiter les biais lorsqu'un plus faible nombre d'individus par espèce ou par classe de taille est échantillonné. Les aires de recouvrement entre différentes niches trophiques sont calculées à partir des superpositions entre ellipses (Swanson et al., 2015). Les métriques CD (*mean Centroid Distance ; distance moyenne au centroid*) et $SDNND$ (*Standard Deviation of Nearest Neighbor Distance ; déviation standard de la distance entre les plus proches voisins*) ont également été utilisées en tant que descripteurs complémentaires pour décrire les niches trophiques du silure et de l'anguille. La métrique CD fournit une estimation du degré de diversité trophique au sein de la population ; $SDNND$, mesure la régularité/homogénéité des individus de la population : une valeur de $SDNND$ faible suggère une distribution plus homogène des individus au sein de la niche.

Pour estimer les régimes alimentaires des deux top prédateurs, nous avons utilisé des modèles de mélanges à l'aide du package SIAR V4 (Stable Isotope Analysis in R ; Inger et al., 2013). Ce modèle se base sur les valeurs isotopiques des prédateurs, les facteurs d'enrichissements trophiques (TEF : $3,4\% \pm 1\%$ pour $\delta^{15}\text{N}$ et $1\% \pm 1\%$ pour $\delta^{13}\text{C}$) et les valeurs isotopiques moyennes des différentes proies potentielles. Les analyses sont ensuite conduites sur la base de 500 000 simulations par individu. Il est conseillé de fixer un nombre de proies potentielles restreint dont les valeurs isotopiques sont suffisamment contrastées sous peine de fausser le modèle (Phillips & Gregg, 2003; Parnell et al., 2010). En se basant sur les résultats d'études des régimes alimentaires du silure et de l'anguille et notre connaissance du milieu, nous avons défini cinq « groupes-proies » (Annexe D) (Table 2). Pour le silure, nous avons conduit les analyses en tenant

compte des différentes classes de tailles (Table 1). Une analyse SIBER regroupant l'ensemble des silures, toutes tailles confondues, a également été réalisée pour mesurer la taille globale de la niche trophique de la population de silures à chaque saison. Au total, les analyses portent sur 221 silures, 78 anguilles et 493 proies potentielles (Table 3 et 4).

Tableau 2: "Groupes-proies" considérés dans les modèles SIAR en fonction du prédateur considéré (Poisson ED = poissons fourrages d'eau douce ; Poisson ES = poissons d'eau saumâtre)

« Groupes-proies »		Anguilles	Poissons ED	Poissons ES	Crustacés	<i>P. clarkii</i>
Prédateurs	Anguilles		X	X	X	X
	Silures Cl.1	X	X	X	X	X
	Silures Cl.2	X	X	X	X	X
	Silures Cl.3	X	X	X	X	X
	Silures Cl.4	X	X	X		X

Tableau 3: Nombre d'individus échantillonnés par "groupes-proies" et saisons, hors anguille.

Mois	Poisson ED	Poisson ES	Crustacé	<i>P. clarkii</i>
Avril	72	30	20	16
Juillet	54	20	20	5
Octobre	72	30	14	21
Janvier	56	33	21	9

Tableau 4: Tableau récapitulatif des anguilles échantillonnées par saisons: tailles moyennes, poids moyens et écarts types

Mois	Taille (mm)	Poids (g)	Taille min (mm)	Taille max (mm)	Nombre
Avril	645 ± 133	542 ± 279	325	825	42
Juillet					0
Octobre	635 ± 92	427 ± 203	488	778	17
Janvier	601 ± 104	437 ± 212	445	749	19

2. Résultats

Les valeurs des ratios isotopiques $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ du silure et de l'anguille relèvent une grande variabilité de leurs niches trophiques respectives au cours des saisons. Les valeurs $\delta^{13}\text{C}$ ont un intervalle annuel de 13,4 ‰ (entre -31,9‰ et -18,5‰) pour le silure et de 6 ‰ pour l'anguille (entre 10,8‰ et 16,8‰) (Figure 4). Les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ ont une amplitude de 6,9 ‰ (entre 11,6‰ et 18,5‰) pour le silure et de 11,1 ‰ pour l'anguille (entre -30,2‰ et -19,1‰) (Figure 4). La position de prédateur des deux espèces est également confirmée puisque les deux espèces possèdent des valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ enrichies par rapport aux autres taxons (Figure 4).

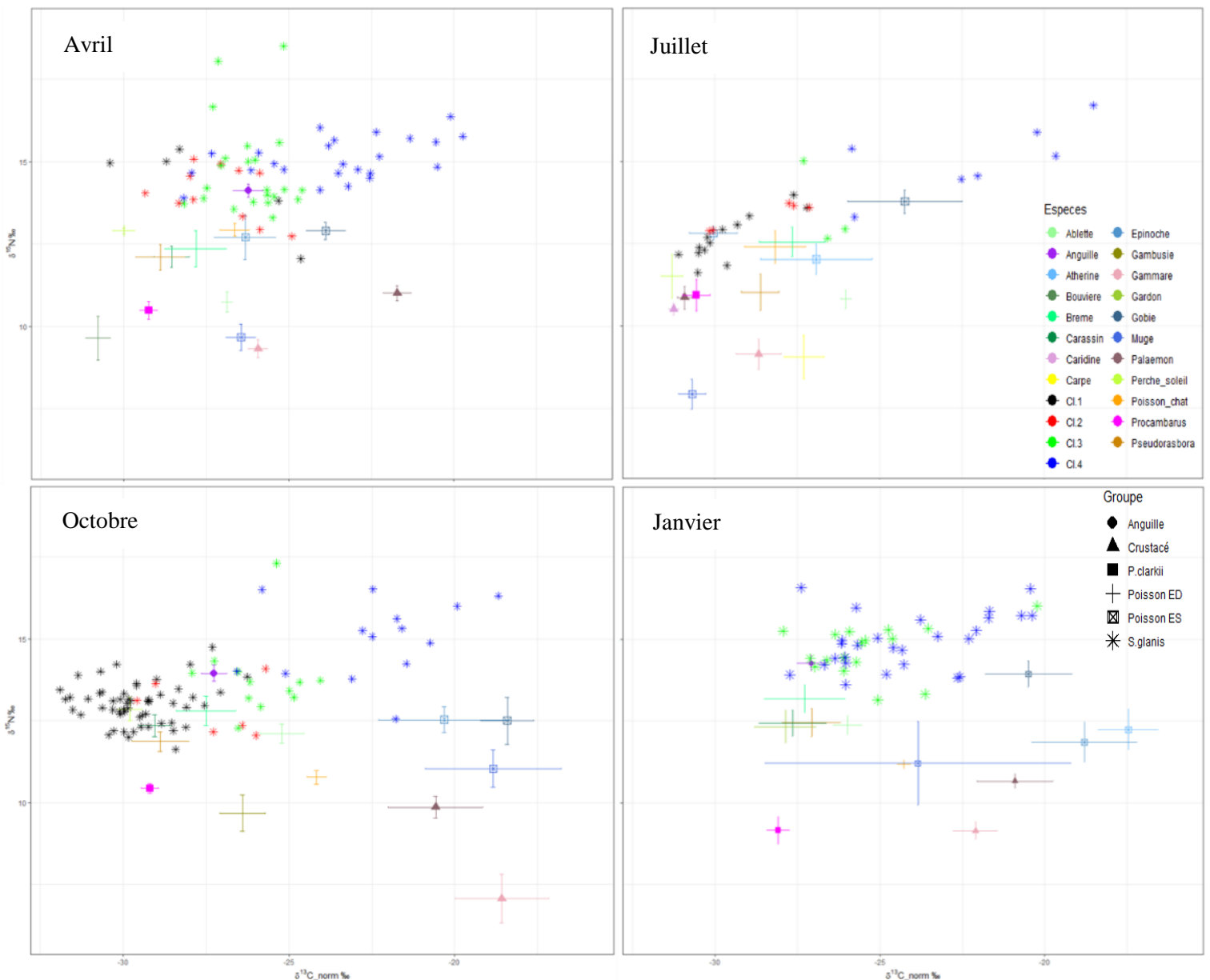


Figure 4: Biplot des réseaux trophiques ($x=\delta^{13}\text{C}$; $y=\delta^{15}\text{N}$), valeurs moyennes des différentes espèces échantillonnées (\pm erreur standard), silures par classes de tailles

1. Variations saisonnières des niches trophiques des deux prédateurs

La taille des niches trophiques varie significativement entre les saisons, avec une amplitude plus prononcée chez l'anguille européenne que chez le silure glane (Figure 5 et Table 5). La niche trophique de l'anguille européenne est la plus petite en janvier avec une surface de 4,8 et la plus étendue en avril (SEAc = 12.6) (Figure 5 et Table 5). Chez le silure glane, la surface de la niche trophique est comprise entre 4,9 à son minimum en janvier et 8,5 à son maximum en septembre (Table 5). Sur l'année, la niche trophique de l'anguille est sensiblement plus grande que celle du silure (SEAc = 7,5‰² contre 7,2‰² respectivement). À noter toutefois que seules les anguilles supérieures à 300 mm sont ici considérées alors qu'un plus large spectre de taille est inclus pour le silure.

Les taux de recouvrement entre les niches des deux prédateurs sont les plus importants en avril, le silure partageant avec l'anguille 97% de sa niche trophique tandis que l'anguille partage 62% de sa niche avec le silure. Les taux de recouvrement les plus faibles apparaissent au mois de septembre où le silure partage 48% de sa niche avec l'anguille, ce qui indique que les ressources exploitées diffèrent alors plus largement (Table 5, Figure 5). En septembre, la niche trophique du silure est largement plus grande que celle de l'anguille à la fois en termes de surface (SEAc = 8.5 vs 5.2, respectivement) et de diversité trophique (CD = 2,7 vs 1,6, Table 5). Chez l'anguille, la valeur de l'indice de diversité trophique (CD=1,6) indique que les individus exploitent alors la plus faible diversité de proies, tandis que la valeur de diversité inter-spécifique ; (SDNND= 3) suggère une répartition des individus dans la niche trophique moins homogène. Par conséquent, bien que les différences des signatures isotopiques entre les individus soient plus faibles à cette époque, des différences d'activité trophique entre individus restent significatives. Les valeurs de SDNND du silure sont inférieures ou égales à celles de l'anguille et ce tout au long de l'année indiquant une distribution plus homogène des individus au sein de la niche trophique (Table 5).

Tableau 5: Tableau récapitulatif des résultats de l'analyse SIBER entre l'anguille et le silure (toutes classes de tailles) - Standard Elipse Area (SEAc), Diversité trophique (CD), diversité intra-spécifique (SDNND) et recouvrement des deux niches

Mois	Espèce	SEAc	CD	SDNND	Recouvrement (%)
Avril	Anguille	12,6	2,8	0,4	62,02
	Silure	8	2,2	0,4	97,30
Juillet	Anguille				
	Silure	7,5	3	0,4	
Octobre	Anguille	5,2	1,6	0,6	78,38
	Silure	8,5	2,7	0,3	47,99
Janvier	Anguille	4,8	2	0,4	52,72
	Silure	4,9	1,9	0,3	73,90

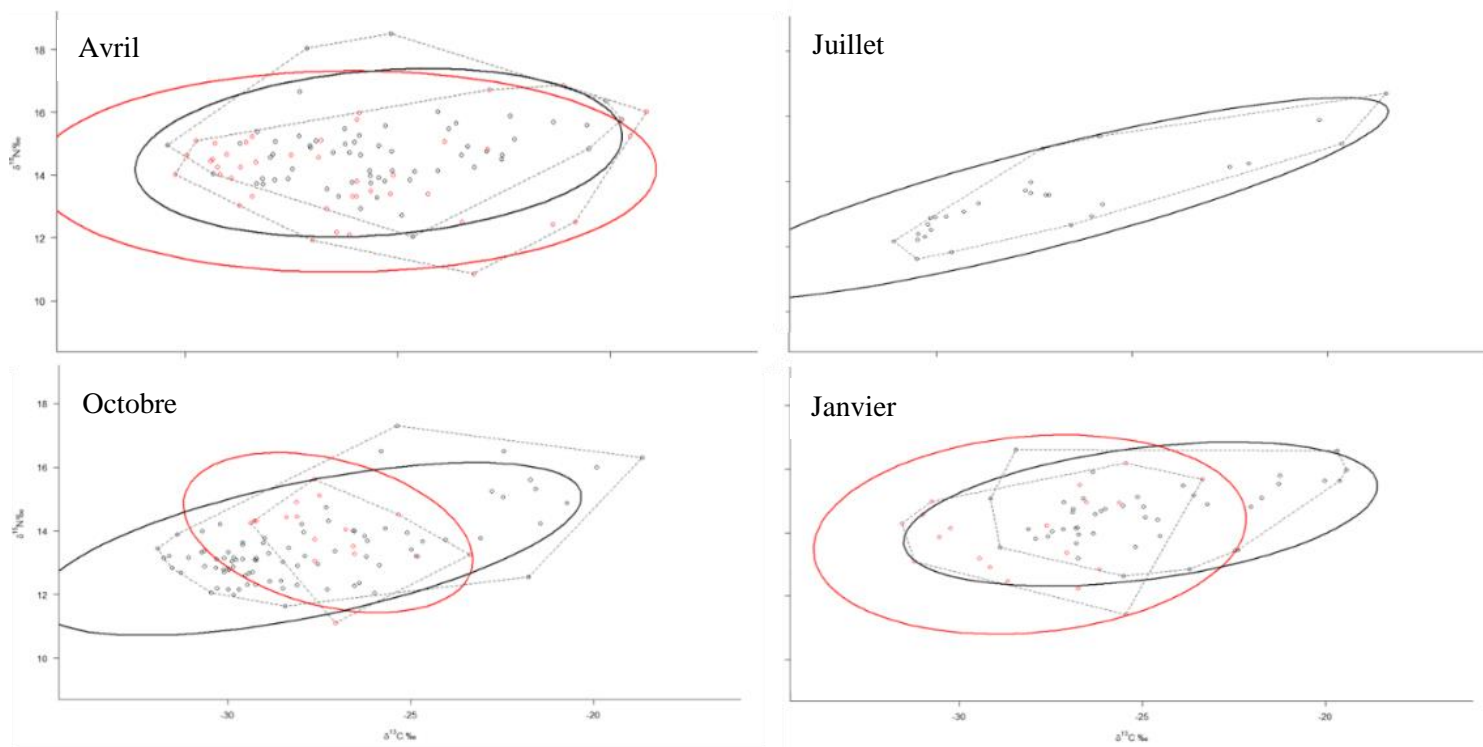


Figure 5: Résultats des analyses SIBER: Standard Ellipse Area (SEAc: silures en noir, anguilles en rouge)

2. Variations saisonnières de la niche trophique du silure glane en fonction de la classe de taille

Les analyses SIBER réalisées en tenant compte des classes de tailles des silures mettent en évidence une utilisation différente de la niche trophique par les individus en fonction de leur la taille. Les plus petites classes de tailles (Cl.1 et Cl.2) exploitent des ressources avec des valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ et de $\delta^{15}\text{N}$ plus faibles que les plus grandes classes de taille (CL. 4) (Figure 6). Les niches trophiques des silures inférieurs à 800mm (Cl.1, Cl.2, Cl.3) évoluent de façon similaire pour les mois d’avril, juillet et Septembre. La taille de la niche trophique est élevée en avril (SEAc = 7,4 ; 3,4 ; 4,6 respectivement), diminue fortement en juillet (SEAc = 1,5 ; 0,7 ; 2,7) et s’élargit à nouveau en septembre (SEAc = 2,4 ; 5,3 ; 5,3). Les valeurs de *CD* confirment une réduction des ressources exploitées en juillet pour ces trois classes de taille (SEAc minimales, Table 6). Le fait que les valeurs de *SDNND* soient également basses indique que la majorité des sujets utilisent les mêmes ressources. La niche trophique des silures les plus grands (Cl.4) varient en revanche beaucoup moins au cours des différentes saisons ($4.3 \leq \text{SEAc} \leq 8.6$). Les valeurs de diversité trophique (*CD*) sont les plus importantes pour cette classe de taille à chaque saison (sauf au printemps) indiquant des sources alimentaires plus variées (Table 6).

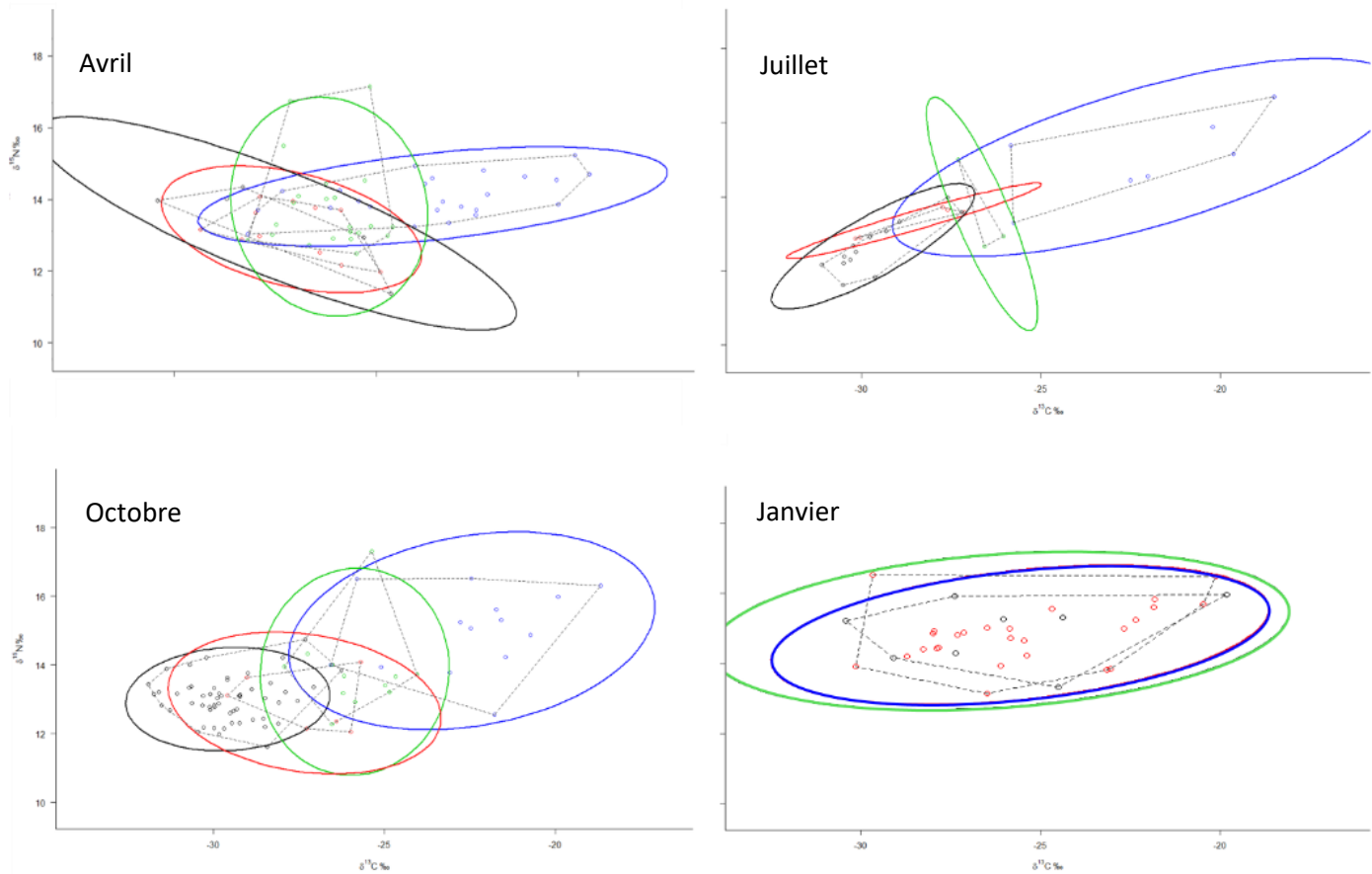


Figure 6: Résultats des analyses SIBER par classe de tailles: Standard Ellipse Area (SEAc: Cl.1 en noir, Cl.2 en rouge, Cl.3 en vert, Cl.4 en bleu)

Tableau 6: Tableau récapitulatif de l'analyse SIBER des différentes classes de tailles de silures

Mois	Classe de taille	SEAc	CD	SDNND
Avril	Cl. 1	7,4	2,3	0,7
	Cl. 2	3,4	1,4	0,2
	Cl. 3	4,6	1,4	0,5
	Cl. 4	4,3	2	0,2
Juillet	Cl. 1	1,5	1	0,2
	Cl. 2	0,7	1,3	0,15
	Cl. 3	2,7	1,1	1
	Cl. 4	8,6	2,5	0,7
Octobre	Cl. 1	2,4	1,1	0,2
	Cl. 2	5,3	1,6	0,5
	Cl. 3	4,8	1,4	0,9
	Cl. 4	8,5	2	0,6
Janvier	Cl. 3	4,2	1,5	0,8
	Cl. 4	5,4	2	0,4

Nous avons vu précédemment que le temps d'intégration des isotopes dans les tissus était de 3 mois, en conséquence, les valeurs isotopiques obtenues en janvier intègrent le régime alimentaire des individus sur les trois mois précédents. Dans le paragraphe suivant, les proportions des différents « groupes-proies » aux régimes alimentaires du silure et de l'anguille correspondront aux saisons. Les valeurs isotopiques des individus échantillonnés en avril nous renseignent donc sur leur régime alimentaire hivernal (intégration sur les mois de janvier, février et mars). Les proportions des différents « groupes-proies » seront considérées comme significativement différentes lorsque que la valeur moyenne d'une classe de taille et/ou espèce sera supérieure à la valeur maximale de l'intervalle de probabilité à 95% du modèle bayésien.

3. Analyse des régimes alimentaires

D'après l'analyse SIAR, le groupe-proie « poissons fourrages d'eau douce (poisson ED)» constitue une part importante des régimes alimentaires des deux prédateurs. Il représente en moyenne 20% du régime alimentaire du silure et 28% de celui de l'anguille sur l'ensemble de l'année. Les silures de plus petites tailles (Cl.1) exploitent cette ressource principalement en hiver (20%), diminuant cette consommation au printemps et en été (respectivement 7 et 1%, Figure 7). La consommation de ce type de proie par les autres classes de tailles de silures reste plus importante sur l'ensemble de l'année avec des proportions comprises entre 18% et 34% (valeurs moyennes) (Figure 7). La proportion de poissons dans le régime alimentaire des anguilles reste stable en hiver et en été et on note une nette augmentation en automne avec une proportion de 46% (Figure 7).

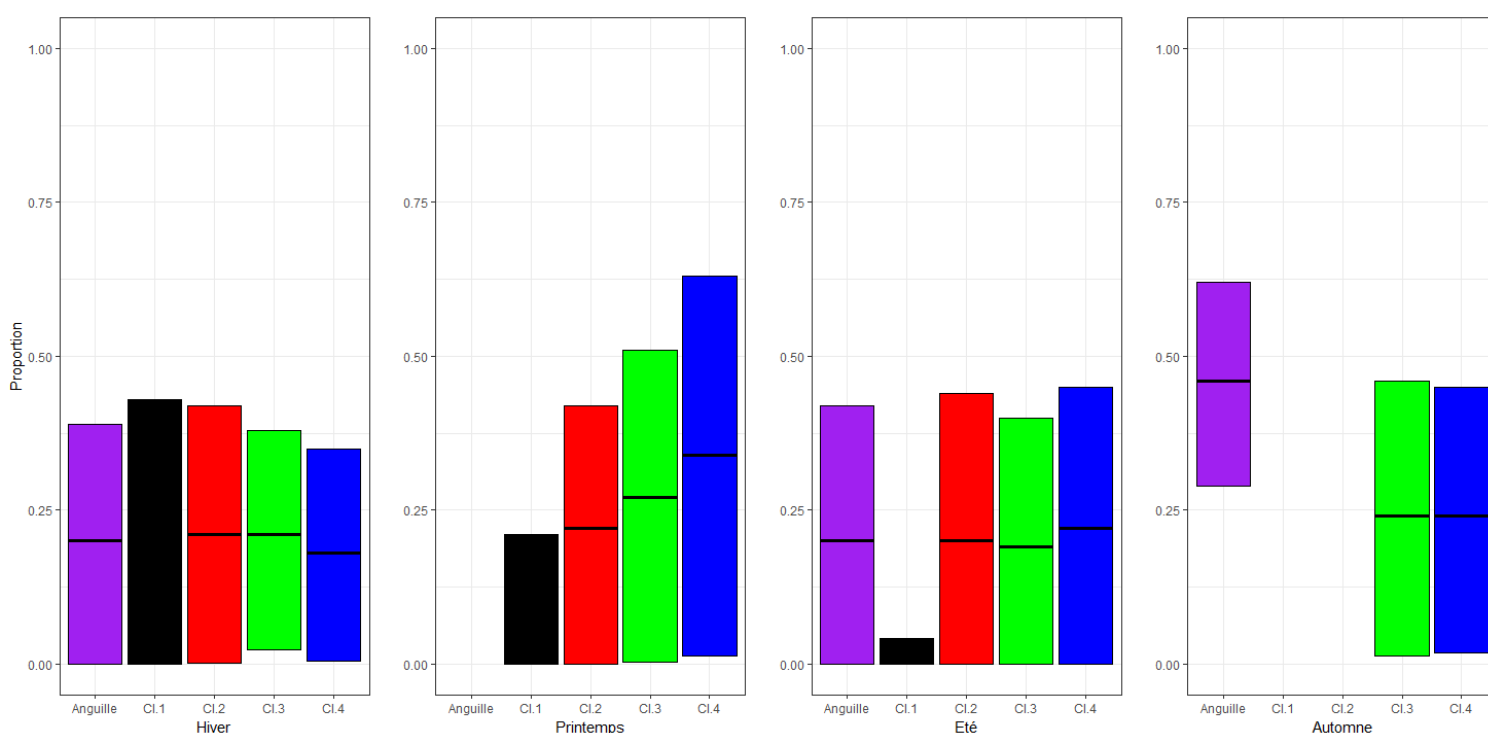


Figure 7: Proportion de « poissons fourrages d'eau douce (Poisson ED) » dans les régimes alimentaires du silure et de l'anguille (valeur moyenne et proportion minimale et maximale - 95% de crédibilité du modèle Bayésien de l'analyse SIAR)

La proportion de poissons d'eau saumâtre (« groupe-proie » : Poisson ES) consommé ne varie pas significativement entre les différentes classes de tailles de silures et les anguilles au printemps. Le reste de l'année, les silures de grandes tailles (Cl.4) consomment significativement plus de poissons d'eau saumâtre que les silures de plus petites tailles (moyennes annuelles : 34% vs 11% respectivement) et que les anguilles (7%).

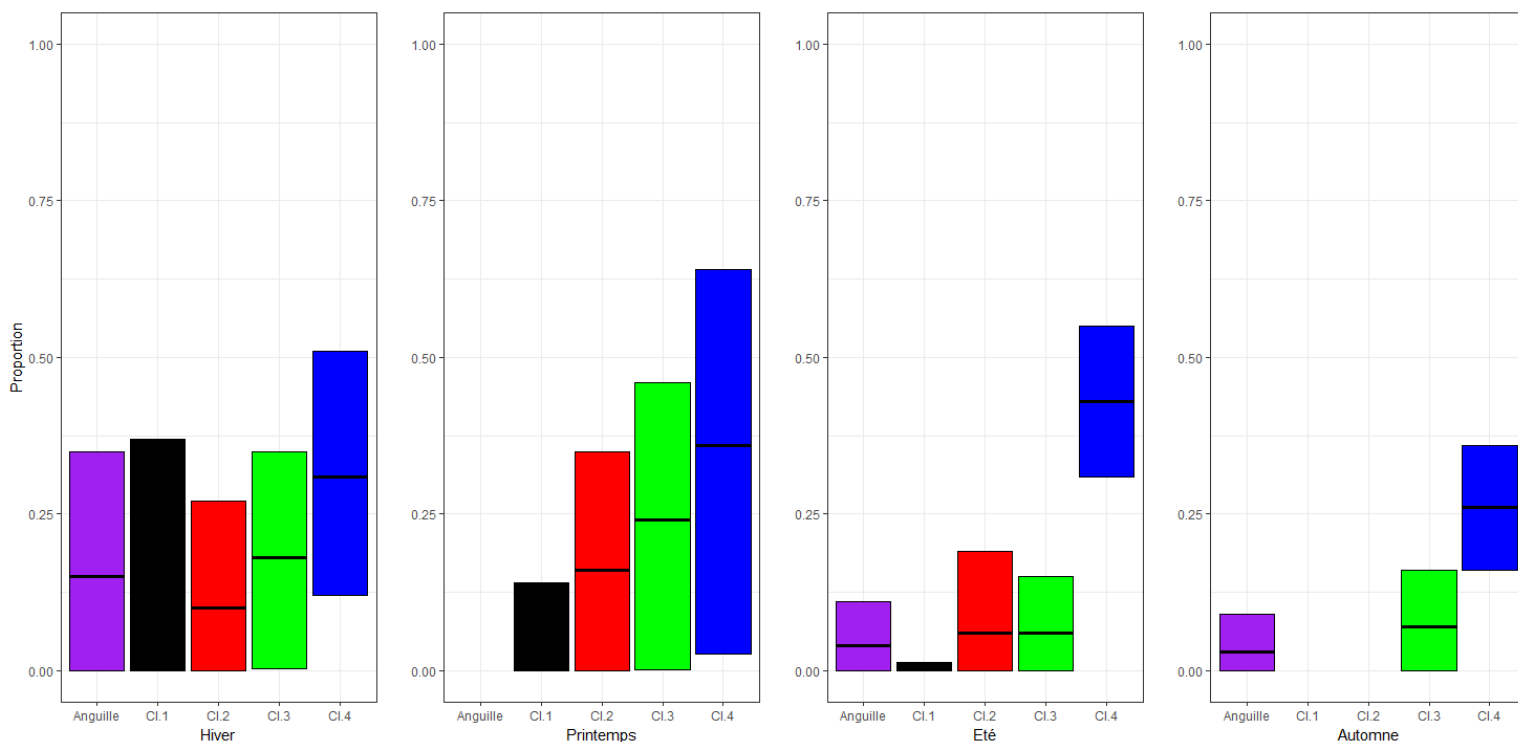


Figure 8: Proportion de « Poisson ES » dans les régimes alimentaires du silure et de l'anguille (valeur moyenne et proportion minimale et maximale - 95% de crédibilité du modèle Bayésien de l'analyse SIAR)

L'écrevisse est la proie la plus consommée par le silure et l'anguille (38% et 52% respectivement en moyenne sur l'année). Cette ressource est plus particulièrement exploitée par l'anguille et les silures de tailles inférieures à 800 mm (Cl.1 à Cl.3, Figure 9). En été, la consommation d'écrevisse est la plus marquée pour l'anguille et les 3 premières classes de tailles de silures (respectivement 0,71 ; 0,98 ; 0,48 et 0,5 de leurs régimes alimentaires) alors que les plus grands silures (Cl. 4) n'en consomment en moyenne que 23 % (Figure 9).

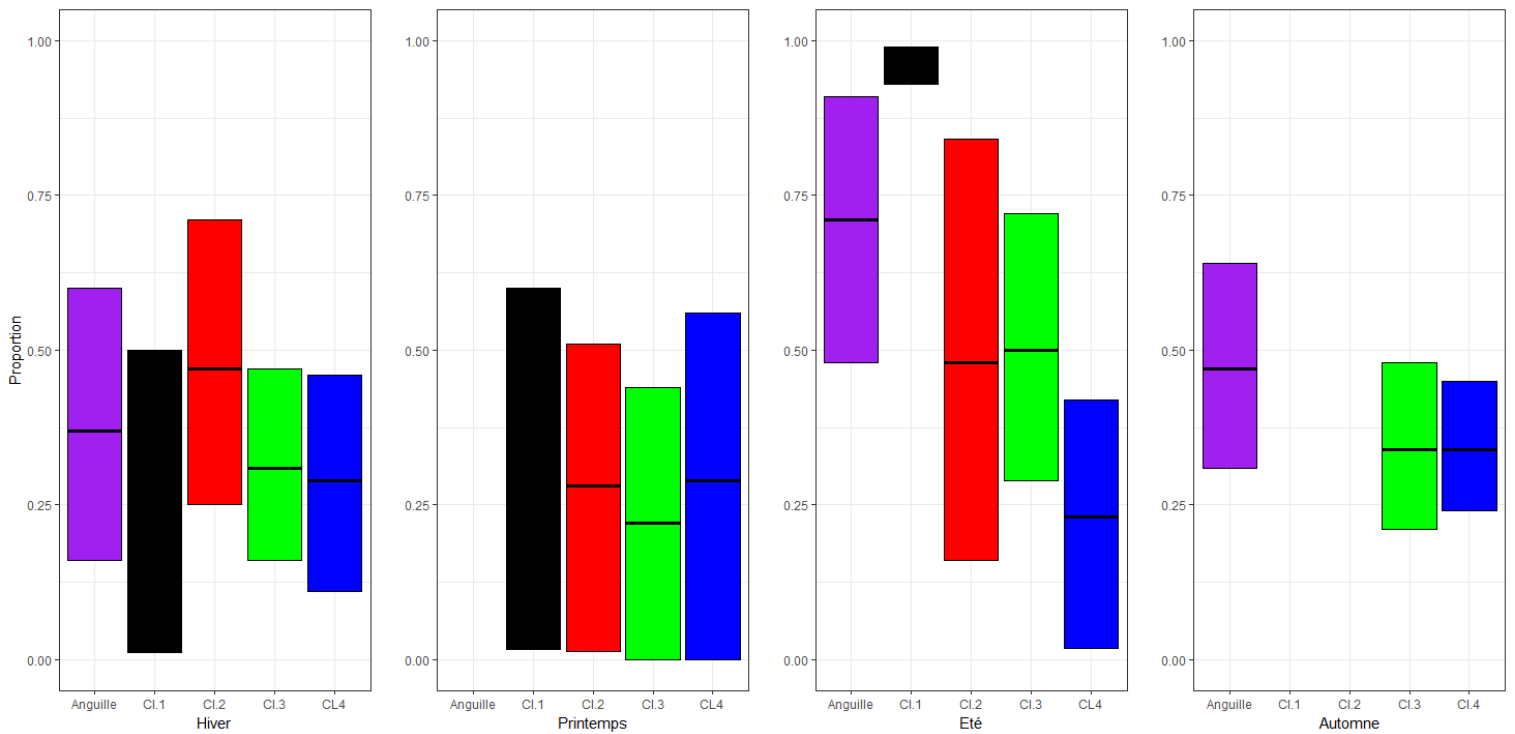


Figure 9: Proportion de « *P. clarkii* » dans les régimes alimentaires du silure et de l'anguille (valeur moyenne et proportion minimale et maximale - 95% de crédibilité du modèle Bayésien de l'analyse SIAR)

Les « crustacés » (Palaemonidés, *Gammarus sp* et caridines) occupent une part non négligeable des dans les régimes alimentaires des silures de petites tailles et de l'anguille. L'anguille consomme principalement ces crustacés en hiver et délaisse cette ressource en été et en automne (27, 5 et 4% respectivement (Figure 10). Les silures de tailles inférieures à 800 mm (Cl.1, Cl.2 et Cl.3) consomment majoritairement ces crustacés au printemps avec des proportions pouvant atteindre au maximum 84% du régime alimentaire chez les silures les plus petits (Cl.1).

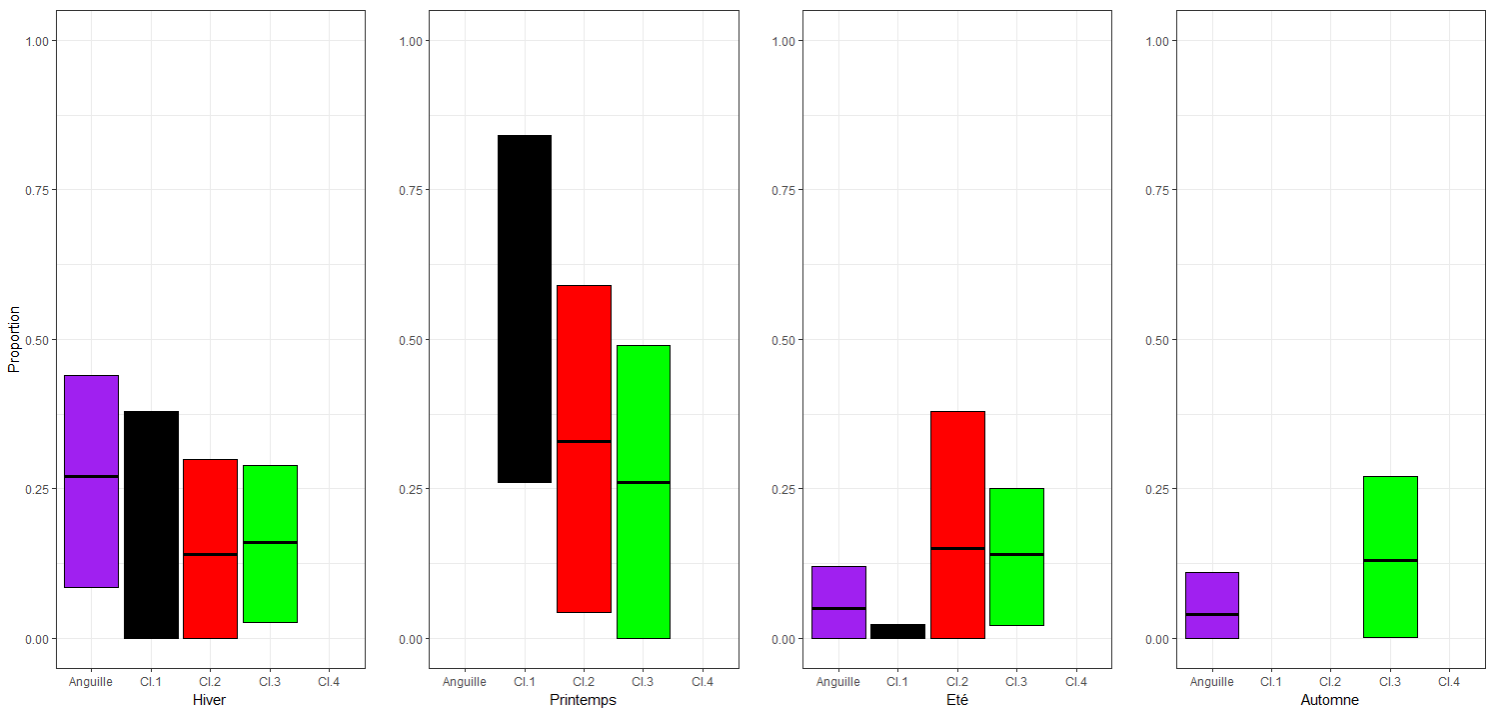


Figure 10: Proportion de « crustacés » dans les régimes alimentaires du silure et de l'anguille (valeur moyenne et proportion minimale et maximale - 95% de crédibilité du modèle Bayésien de l'analyse SIAR)

L'anguille représente en moyenne sur l'année 12% du régime alimentaire du silure, ce qui en fait le « groupe-proie » le moins consommé par les silures. Cette consommation d'anguille est cependant hétérogène entre les classes de tailles de silure et selon les saisons. Les classes de tailles les plus petites (Cl.1 et Cl.2) consomment en effet moins d'anguilles que les silures de tailles plus importantes. La consommation d'anguilles est maximale chez les plus gros silures (Cl.3 et Cl.4) en automne (20% et 15% respectivement) et en hiver (12% et 2% respectivement). On remarque également que la proportion d'anguilles dans les régimes alimentaires des silures de petites tailles est quasiment inexistante en été avec une proportion maximale de 2%.

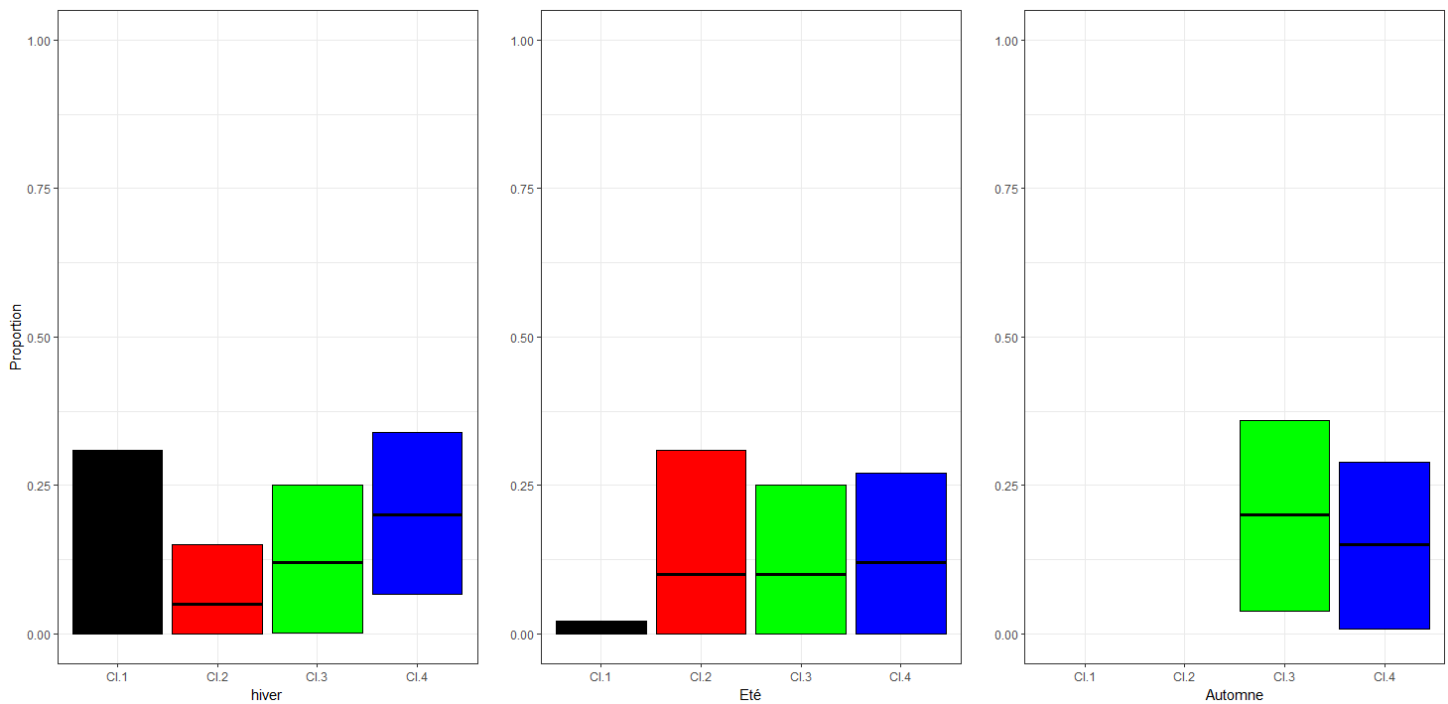
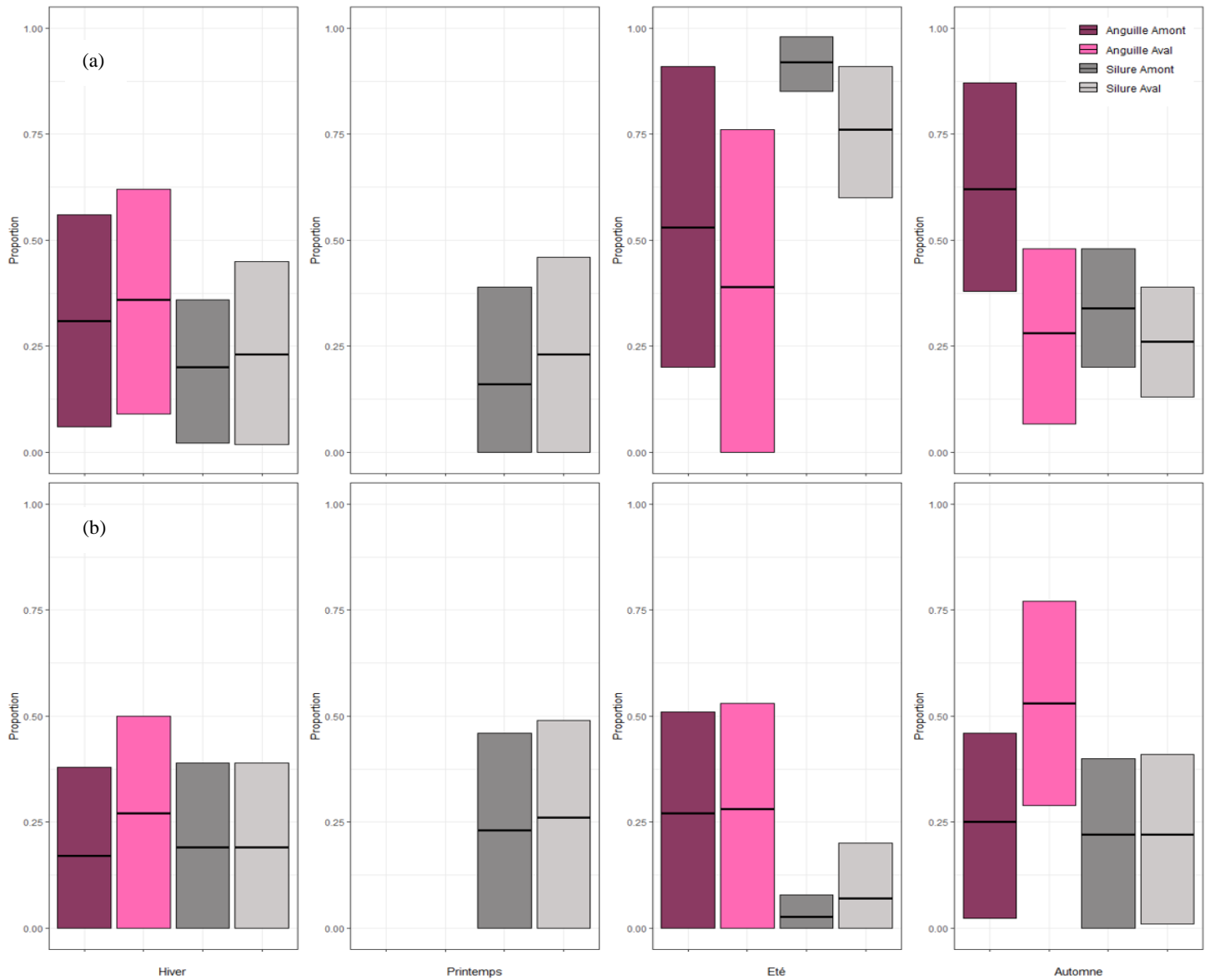


Figure 11: Proportion « d'anguilles » dans les régimes alimentaires du silure (valeur moyenne et proportion minimale et maximale - 95% de crédibilité du modèle Bayésien de l'analyse SIAR)

4. Variation spatiale des niches trophiques

Un des objectifs de l'étude est de mesurer un potentiel impact des densités de silures sur les autres populations de poissons, et notamment sur l'anguille. Les deux stations échantillonnées permettent de réaliser une analyse complémentaire de celles précédemment exposées en considérant les individus présents sur la station « Fume_1 » (amont) où les silures sont régulés et la station « Fume_bon » (aval) où il n'y a pas de régulation de silures. Les résultats sont présentés ci-dessous, uniquement pour les deux « groupes-proies » les plus consommés : « les poissons fourrages d'eau douce » (Poisson ED) et l'écrevisse, sur lesquels des différences significatives sont observables (Figure 12). Les silures des deux stations (toutes classes de tailles), ne présentent des différences dans leurs régimes alimentaires qu'en été. Les poissons en amont (secteur régulé), consomment significativement plus d'écrevisses que les poissons du secteur aval (moyenne des proportions : 96 vs 76%). A l'inverse, la consommation de « poissons fourrages d'eau douce » est plus importante pour les silures du secteur non régulé par rapport à ceux du secteur amont (8% vs 3%). Les anguilles ne semblent pas avoir des régimes alimentaires particulièrement différents en hiver et en été (Figure 12). À l'automne, en revanche, on constate que les anguilles du secteur où le silure est régulé ont tendance à consommer plus d'écrevisses et moins de poissons que les individus présents à l'aval

(proportion de *P.clarkii* :62% et 25% contre 28% et 53% de « poissons fourrages d'eau douce », respectivement) (Figure 12).



²Figure 12 : Proportion de *P.clarkii* (a) et « Poisson ED » (b), dans les régimes alimentaires du silure et de l'anguille – valeurs par stations- (valeur moyenne et proportion minimale et maximale - 95% de crédibilité du modèle Bayésien de l'analyse SIAR)

3. Discussion

La majorité des études employant les isotopes stables pour caractériser les régimes alimentaires ou l'exploitation de niches trophiques sont réalisés ponctuellement dans le temps, souvent en ne tenant compte que d'une seule saison. (Syväranta et al., 2009; Martino et al., 2011; Bašić & Britton, 2016; Pool et al., 2017; Zandonà et al., 2017; Wang et al., 2018). La présente étude cherche à caractériser le régime alimentaire de deux top-prédateurs, le silure glane et l'anguille européenne, à l'échelle d'une année complète (2017), au sein du canal du Fumemorte, un canal de drainage camarguais. La base de données compilée permet de mieux appréhender le fonctionnement trophique sur un secteur d'environ 2 km de ce canal d'un point de vue saisonnier, d'observer d'éventuelles évolutions intra-annuelles dans la taille des niches trophiques, les préférences alimentaires et le degré de compétition inter-espèces. De plus, l'étude intègre une dimension spatiale en tentant de détecter des différences entre un secteur du canal où le silure glane est régulé et un autre où il ne l'est pas.

Le prélèvement de tissus réalisé sur les anguilles en 2017 n'a pas permis de considérer les anguilles ayant une taille inférieure à 300 mm. Cette omission compromet en particulier la prise en compte d'une éventuelle pression de prédation du silure que les petites anguilles. Néanmoins, ces petites classes de taille ont été intégrées à la campagne de 2018 ; l'évolution saisonnière de la niche trophique de l'anguille en fonction de la taille et l'impact du silure sur les petites anguilles seront ainsi étudiées par la suite. Le large spectre de taille des silures capturés en 2017 permet en revanche d'étudier les variations de de niche trophique et du régime alimentaire en fonction de la taille. Cette étude se base sur un échantillonnage passif, à l'aide de filets, dépendant des mouvements des poissons souvent liés aux conditions climatiques et physico-chimiques. Ce mode d'échantillonnage ne garantit pas un nombre d'échantillons identique à chaque saison (absence d'anguilles au printemps) néanmoins l'effort de pêche a permis la capture d'un nombre d'individus suffisamment représentatif pour obtenir des résultats de modèles trophiques robustes.

1. Des prédateurs opportunistes pouvant saisonnièrement se spécialiser

Le silure et l'anguille sont considérés comme des « prédateurs opportunistes », leurs spectres alimentaires sont larges et leurs régimes alimentaires varient en fonction de la disponibilité des ressources (Martino et al., 2011; Guillerault et al., 2015b). Sur le Fumemorte, nous avons constaté que les silures et les anguilles exploitent une niche trophique large par rapport à d'autres prédateurs d'eau douce européens comme le brochet (Vejřík et al., 2017). Les variations de la taille de la niche trophique se révèlent être importante à l'échelle de la saison, aussi bien chez l'anguille que chez le silure. Ces variations peuvent avoir différentes origines.

D'une part, les signatures isotopiques peuvent varier en fonction des modifications du milieu, qui est soumis à une pression agricole plus ou moins intense en fonction de la saison. Durant la période estivale, le canal du Fumemorte joue pleinement son rôle de canal de drainage et est fortement influencé par les activités agricoles : apports dulçaquicoles plus ou moins chargés en matière organique (et pollués) lorsque les champs sont drainés (irrigation du Rhône et drainage du bassin). Au printemps, en mars 2017, le canal a connu un épisode de remontée d'eaux salines qui ont d'ailleurs causés la mortalité des anodontes (moules), bivalves d'eau douce filtreurs que nous comptons utiliser initialement pour standardiser nos modèles trophiques. Enfin, l'automne 2017 a été marqué par des niveaux très bas, jamais connus depuis 1989, en raison du manque de précipitations durant toute cette année-là. Cette sécheresse a entraîné la remontée d'eaux saumâtres avec son cortège d'espèces saumâtres (dont anchois) associées. Néanmoins, les valeurs isotopiques des consommateurs primaires (gammare, caridines et Palaemonidés) ne varient pas

significativement entre les 4 saisons. Par conséquent, les différences de tailles de niches ne sont pas attribuables à des variations de signatures isotopiques en fonction des saisons.

Bien que les variations de la taille de la niche trophique soit commune chez nombres d'espèces piscicoles et potentiellement lié à des facteurs tels que la diversification des habitats disponibles, le suivis saisonnier ne montre pas l'impact d'une modification ponctuelle du milieu qui aurait pu influencer la taille des niches trophiques et des régimes alimentaires (Pool et al., 2017; Zandonà et al., 2017). Il est ainsi suggéré que les variations de niches trophiques observées reflètent une modification effective du comportement alimentaire des individus, qui exploitent donc des ressources alimentaires différentes (types ou proportions) en fonction de la saison. Cette exploitation des ressources évolutive dans le temps peut être liée à la disponibilité des proies, à l'intensité de l'activité alimentaire du prédateur ou à des besoins énergétiques ciblés en fonction du stade de vie.

Les espèces occupant un même niveau trophique ont tendances à occuper des niches trophiques différentes afin de limiter la compétition sur une ressource (Bašić & Britton, 2016; Musseau et al., 2017). La ségrégation de niche trophique permet notamment la cohabitation d'espèces endémiques avec de nouvelles espèces potentiellement invasives (Eloranta et al., 2015; Juncos et al., 2015). Sur le Fumemorte, malgré des différences saisonnières, les deux espèces exploitent globalement la même niche. Les taux de recouvrement de leurs niches trophiques varient de 48 à 97%. Ces deux espèces se retrouvent souvent en compétition sur les mêmes ressources alimentaires.

2. Chez le silure, les variations saisonnières sont liées aux changements ontogéniques

Les changements ontogéniques sont reconnus comme affectant les régimes alimentaires des prédateurs (Zhao et al., 2014). L'exploitation des cinq « groupes-proies » préalablement établis n'est pas la même en fonction des classes de tailles du silure. Le positionnement graduel des silures dans les biplots et la disposition des ellipses indiquent une plasticité trophique, liée aux changements ontogéniques. Cette répartition graduelle des silures dans la niche trophique globale en fonction de leur taille permet sans doute de limiter la compétition intra-spécifique (Milinski, 1982; Holbrook & Schmitt, 1992; Svanbäck et al., 2008). Les petits silures exploitent des sources alimentaires faiblement enrichies en carbone comme les écrevisses et les autres crustacés, alors que les silures de grandes tailles (Cl.4) s'alimentent de ressources plus riches en carbone comme les poissons d'eau saumâtre.

Nous avons déjà mis en évidence l'importance de l'écrevisse dans les régimes alimentaires de l'anguille et des silures. Mais l'importance de cette ressource diffère largement selon les classes de tailles et les saisons chez le silure. Alors que les Cl.1 (< 300 mm) ont un régime quasiment exclusivement composé d'écrevisses en été, les Cl.4 (>800mm) n'en consomment que 23%. Les silures les plus petits (Cl.1 et Cl.2) ont les niches les plus réduites au printemps et en été où la spécialisation de consommation d'écrevisses est la plus importante (jusqu'à 96%). Les écrevisses représentent une ressource alimentaire énergétiquement intéressante étant donné son faible coût de prédation. Or, les saisons du printemps et de l'été sont les saisons où les écrevisses sont les plus actives et donc disponibles.

Les variations des niches trophiques des grands silures (Cl.4) sont moins importantes à l'échelle de l'année et on n'observe pas de réel « sur-consommation » saisonnière d'une ressource spécifique. En hiver, les grands silures (Cl.4) ont un régime alimentaire principalement composés de poissons d'origine marine ou saumâtre (les anguilles et « poissons d'eau saumâtre ») représentant jusqu'à 80% du régime alimentaire des grands silures (50% en moyenne). La prédation du silure sur

les espèces migratrices, telle que la grande alose ou les mulets, a déjà été démontrée dans les rivières telle que la Garonne, la Loire ou le Rhône, où ce groupe-proie peut représenter jusqu'au 60% du régime alimentaire des silures (Boulêtreau et al., 2018; Jari Syväranta et al., 2009). Lors de ces études, ponctuelles, il a été précisé que les dispositifs de franchissement des obstacles à la continuité écologique seraient en partie responsables de la consommation d'espèces migratrices par les silures (Jari Syväranta et al., 2009; Boulêtreau et al., 2018). Le canal du Fumemorte ne présente pas d'obstacle à la continuité écologique, mais ses dimensions relativement étroites (en moyenne 10m de large sur 1m de fond) ainsi que les très faibles niveaux d'eau enregistrés, surtout à l'automne 2017, pourraient expliquer cette forte prédation du silure sur ce type de proie. Il sera intéressant d'étudier l'évolution des proportions consommées en 2018 afin de déterminer si cette consommation élevée d'espèces d'origine marine ou saumâtre est constante ou liée aux conditions particulièrement sèches de 2017.

Les silures considérés comme grands ici (bien que 80 cm ne soit pas grand pour un silure) sont également des silures matures. Les saisons printemps et été sont cruciales pour les silures matures. Le printemps précède la période de fraie du silure qui intervient généralement en mai-juin sur le Fumemorte. Il est donc impératif pour les silures d'avoir des apports énergétiques suffisants à la maturation des œufs, la fraie et à la reconstitution des réserves à la sortie de l'hiver durant lequel le silure s'alimente généralement peu. Il est possible, grâce à l'isotopie de quantifier les biomasses ingérées par les individus. Une telle étude permettrait de vérifier si les biomasses ingérées par les gros silures sont, proportionnellement, plus élevées que les plus petits au cours de ces saisons.

3. La compétition trophique entre le silure et l'anguille

En 2011, 5% du régime alimentaire des silures sur le canal du Fumemorte était constitué du groupe « anguilles-mulets » (Martino et al., 2011). Dans la présente étude, nous avons obtenu des valeurs isotopiques significativement différentes entre les anguilles et les poissons d'eau saumâtre (comme les mulets, Table D1), ce qui nous permet de dissocier ces deux proies. Ici, nos résultats confirment la prédation du silure sur l'anguille, avec des proportions moyennes de 10 et 16% dans les régimes alimentaires des petits (Cl.1, Cl.2 et Cl.3) et grands silures (Cl.4) respectivement. C'est en automne que les anguilles sont les plus prédatées par les silures. C'est à cette saison que les anguilles devenues argentées cherchent à rejoindre la mer pour entamer leur migration vers leur zone de reproduction de l'autre côté de l'Océan Atlantique. Les anguilles, qui sont a priori territoriales et sédentaires pendant leur stade de vie « jaune », se mettent alors en mouvement et lors de cette migration de dévalaison, les silures peuvent alors avoir une plus forte probabilité de prédater l'anguille. Toutefois, ces taux de prédation plus élevés détectés peuvent à nouveau être liés aux très faibles niveaux d'eau enregistrés pendant l'automne 2017. Les anguilles, même au stade jaune, ont pu se déplacer à la recherche d'un meilleur habitat. Et la restriction de l'habitat a pu favoriser la rencontre de l'anguille avec le silure.

Notre étude permet de mettre en évidence un autre impact potentiel du silure sur les populations d'anguille, par compétition trophique indirecte via la prédation des écrevisses. Les résultats montrent que les silures comme les anguilles se nourrissent, à l'échelle annuelle principalement d'écrevisses (38 vs 52% respectivement). Les anguilles ont donc un régime alimentaire majoritairement composé d'écrevisses, tout comme, en particulier, Les silures de petites tailles. L'anguille et le silure sont reconnus comme des régulateurs biologiques des populations d'écrevisses (Blake & Hart, 1995; Aquiloni et al., 2010). Dans le canal du Fumemorte, la population d'écrevisses de Louisiane semble en diminution ces dernières années. A terme, l'action de ces bio-régulateurs sur l'écrevisse peut mener à une raréfaction de ces dernières (Musseau et al., 2015). Si la densité d'écrevisses dans le canal du Fumemorte, par l'action conjuguée des silures et des anguilles,

devient trop faible, on peut envisager un impact négatif sur les populations d'anguilles. Une corrélation entre la « fitness » des anguilles et une diminution des densités/abondances d'écrevisses pourrait mettre en évidence l'importance capitale de cette ressource pour l'anguille.

4. Effet du plan de régulation et intérêts des suivis temporels des populations de poissons

La proportion d'anguilles dans les régimes alimentaire des silures démontre un impact direct du silure (prédation). Les taux de recouvrement importants des niches trophiques ainsi que l'étude des régimes alimentaires, permet de dire que le silure et l'anguille sont en compétition pour les ressources alimentaires sur le canal du Fumemorte. En assumant que le plan de régulation des silures, mis en place depuis 9 ans (s'appuyant sur un effort de pêche quotidien) fonctionne, et le caractère sédentaire du silure (les poissons marqués puis relâchés sont recapturés sur le même site) permet d'envisager une différence de densité des silures entre l'amont et l'aval du secteur d'étude.

Les comparaisons portant sur les régimes alimentaires des poissons entre l'amont (section où le silure est régulé) et l'aval montrent saisonnièrement des différences significatives dans les régimes alimentaires entre les deux stations pour la saison estivale chez le silure et à l'automne chez les anguilles. Nous pouvons supposer que ces différences résultent des différences de densités de silure. Sur la zone où les silures sont potentiellement les plus abondants (à l'aval), on constate que les anguilles et les silures consomment significativement moins d'écrevisses qu'en amont. Chez les anguilles, cette réduction de la consommation d'écrevisse s'accompagne par une augmentation de la consommation de poissons fourrage d'eau douce sur le secteur où le silure n'est pas régulé. Deux hypothèses sont ainsi formulables :

- La pression conjuguées des silures et des anguilles sur le secteur aval a significativement fait chuter les densités d'écrevisses sur ce secteur. Les écrevisses sont moins disponibles ce qui oblige les prédateurs, notamment les anguilles, à se tourner vers d'autres sources alimentaires (les poissons fourrages d'eau douce).
- Si les densités d'écrevisses ne sont pas en baisse dans le canal du Fumemorte, on peut considérer un autre type d'interaction entre le silure et l'anguille. La densité de silure à l'aval pourrait engendrer une compétition excessive pour les zones de chasses aux écrevisses. La présence du silure en plus forte densité pourrait entraîner une modification du comportement des anguilles qui chercheraient à éviter les rencontres avec un de ses prédateurs.

En l'état, nous ne sommes pas en mesure de conclure sur l'impact indirect du silure sur les populations d'anguilles. L'utilisation des données de suivis piscicoles nous donnera plus de renseignements sur un éventuel risque de la raréfaction des écrevisses pour les populations d'anguilles. Il peut être intéressant d'envisager également un impact de cette raréfaction des écrevisses sur les petits silures (Cl.1, Cl.2 et Cl.3), qui basent une proportion plus importante de leur régime alimentaire sur les écrevisses.

Conclusion

La présente étude, basée sur un jeu de données récoltées tout au long de l'année 2017, a permis de suivre la variabilité temporelle de l'écologie trophique du silure et de l'anguille. La littérature actuelle ne dispose que de peu d'information concernant l'évolution des niches trophiques et des régimes alimentaires de ces deux prédateurs opportunistes au cours des saisons. Pour se faire, nous avons utilisé l'analyse des isotopes stables, dont les ratios ont été obtenus grâce aux tissus échantillonnés lors des différentes campagnes de pêches. Les analyses ont ensuite été conduites à l'aide des packages SIBER et SIAR du logiciel R.

Les résultats ont montré une variabilité de la taille des niches et de la composition des régimes alimentaires en fonction de deux paramètres. De façon saisonnière d'abord, pour le silure et l'anguille dont les tailles des niches trophiques varient en fonction des saisons indiquant des régimes alimentaires plus ou moins diversifiés. L'analyse des régimes alimentaires a ensuite permis de mettre en évidence que la taille des individus était un second facteur de variabilité chez les silures. La campagne d'échantillonnage de 2017 n'a en revanche pas permis de mettre en évidence ce type de modification des régimes en fonction de la taille chez les anguilles puisque nous ne disposions pas des échantillons nécessaires à la création de différentes classes de tailles.

Elle a également révélé une augmentation de la consommation des poissons d'eau saumâtre, tel que le mulot, et des anguilles par rapport à l'étude précédemment réalisée sur le même secteur. Néanmoins ces valeurs sont à relativiser de par la singularité de l'année 2017, très sèche, avec des niveaux historiquement bas en automne et des remontées salines au printemps. Ces conditions particulières ont pu favoriser la consommation de ce type de proie par les silures. En cause : une abondance plus importante des espèces d'eau saumâtre qui seraient remontées de l'étang du Vaccarès et/ou des déplacements plus importants des poissons cherchant un milieu plus adapté ayant augmenté les probabilités de rencontre avec le silure. Les résultats de 2018 permettront d'estimer si la proportion d'anguilles dans les régimes alimentaires des silures a réellement augmentée depuis l'étude de Martino ou si les proportions de poissons d'eau saumâtre et d'anguilles observées cette année sont dues aux conditions hydrologiques particulières de l'année 2017. Des analyses complémentaires sont donc nécessaires afin d'évaluer la compétition directe du silure sur l'anguille (prédation).

L'étude des régimes alimentaires a mis en évidence l'importance de l'écrevisse de Louisiane aussi bien chez l'anguille que chez le silure. Cette espèce invasive, particulièrement abondante dans le canal est largement exploitée durant l'été et l'automne. La compétition pour cette ressource énergétiquement intéressante permet d'envisager un impact indirect des populations de silures sur l'anguille. Le plan de régulation du silure mis en place sur le canal depuis 2009 laisse espérer une différence de densité d'individus entre nos deux stations étudiées. La comparaison des régimes alimentaires de l'anguille et du silure, entre ces deux stations, montre que lorsque les deux prédateurs cohabitent sans régulation du silure, la proportion d'écrevisses dans leurs régimes alimentaires diminue significativement en été et à l'automne. La densité de silure semble pouvoir modifier le régime alimentaire de l'anguille mais l'étude ne nous permet pas de conclure sur un impact négatif du silure sur l'anguille par compétition trophique. Les différences entre les deux stations pouvant également être liées aux remontées salées du Vaccarès ou aux conditions particulières de l'année 2017. Des analyses portant sur la « fitness » des anguilles pourraient être en mesure de nous révéler si une densité de silure élevée est en mesure d'impacter négativement la population d'anguille. Pour se faire, il sera indispensable d'étudier les données 2018 couplée aux

suivis des populations piscicoles à long terme afin de voir si la densité de silure diffère entre nos deux stations afin de tirer conclusions sur le potentiel impact du silure sur la population d'anguilles du canal du Fumemorte.

Bilan des compétences acquises :

Au cours de ce stage j'ai eu l'opportunité de développer de nombreux savoir-faire qui seront largement mis à profit dans ma vie professionnelle à venir. L'utilisation du logiciel R en tant que : logiciel de traitement de données, générateur de modèles fréquentistes et bayésiens ou de logiciel de production graphique. La familiarisation avec les tests statistiques et l'utilisation de quelques-uns tels que : Shapiro-Wilk, ANOVA, Tukey, Kolmogorov-Smirnov. Ces deux éléments ont parfois posé problèmes dans la réalisation de ce stage puisque je n'avais, pour ainsi dire, aucune compétence dans ces deux domaines.

Ce stage m'a également permis de me plonger dans l'écologie trophique, domaine passionnant et de plus en plus utilisé, notamment grâce à l'utilisation des isotopes stables. Ce domaine est réellement passionnant, notamment lorsqu'il permet d'étudier les interactions inter/intra-espèces avec des axes de recherches autour des impacts d'espèces invasives/introduites sur les populations endémiques ou les écosystèmes. Ce stage m'a également permis, non sans difficultés, de développer mes capacités rédactionnelles et synthétiques.

De plus, durant ce stage, j'ai eu l'opportunité d'aller travailler trois mois en Allemagne auprès d'une spécialiste de l'écologie trophique et des analyses isotopiques mais également au sein d'une équipe de recherche spécialisée dans les invasions biologiques et les interactions espèces endémiques/espèces exotiques. L'international est toujours très formateur et ce séjour n'a fait que renforcer mon envie d'effectuer au moins une partie de ma carrière professionnelle à l'étranger.

Bibliographie

- Aquiloni, L., Brusconi, S., Cecchinelli, E., Tricarico, E., Mazza, G., Paglianti, A., & Gherardi, F. 2010. Biological control of invasive populations of crayfish: The European eel (*Anguilla anguilla*) as a predator of *Procambarus clarkii*. *Biological Invasions*, 12: 3817–3824.
- Bašić, T., & Britton, J. R. 2016. Characterizing the trophic niches of stocked and resident cyprinid fishes: consistency in partitioning over time, space and body sizes. *Ecology and Evolution*, 6: 5093–5104.
- Bastos, R. F., Corrêa, F., Winemiller, K. O., & Garcia, A. M. 2017. Are you what you eat? Effects of trophic discrimination factors on estimates of food assimilation and trophic position with a new estimation method. *Ecological Indicators*, 75: 234–241.
- Bevacqua, D., Andrello, M., Melià, P., Vincenzi, S., de Leo, G. A., & Crivelli, A. J. 2011. Density-dependent and inter-specific interactions affecting European eel settlement in freshwater habitats. *Hydrobiologia*, 671: 259–265.
- Blake, M. A., & Hart, P. J. . 1995. The vulnerability of juvenile signal crayfish to perch and eel predation. *Freshwater Biology*, 33: 233–244.
- Boisneau, C., Bodin, M., Chevallier, V., & Virag, L. 2015. Suivi des Aloses en Loire moyenne et approche de la prédation par le silure.
- Boulêtreau, S., Gaillagot, A., Carry, L., Têtard, S., & De Oliveira, E. 2018. Adult Atlantic salmon have a new freshwater predator. *PLoS ONE*, 1–12.
- Carol, J., Alp, A., Kara, C., Üçkardeş, F., & García-Berthou, E. 2011. Age and growth of the European catfish (*Silurus glanis*) in a Turkish Reservoir and comparison with introduced populations. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 21: 283–294.
- Carol, J., Benejam, L., Benito, J., & García-Berthou, E. 2009. Growth and diet of European catfish (<l>Silurus glanis</l>) in early and late invasion stages. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie*, 174: 317–328.
- Chauvelon, P. 1998. A wetland managed for agriculture as an interface between the Rhone river and the Vaccares Lagoon (Camargue, France): Transfers of water and nutrients. *Hydrobiologia*, 373–374: 181–191.
- Clavero, M., & Garcia-Berthou, E. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology and Evolution*, 20: 5451.
- Copp, G. H., Robert Britton, J., Cucherousset, J., García-Berthou, E., Kirk, R., Peeler, E., & Stakenas, S. 2009. Voracious invader or benign feline? A review of the environmental biology of European catfish *Silurus glanis* in its native and introduced ranges. *Fish and Fisheries*, 10: 252–282.
- Costa, J. L., Assis, C. A., Almeida, P. R., Moreira, F. M., & Costa, M. J. 1992. On the food of the European eel , *Anguilla anguilla* (L .), in the upper zone of the Tagus estuary , Portugal. *Journal of Fish Biology*, 41: 841–850.
- Cucherousset, J., Boulêtreau, S., Azémar, F., Compin, A., Guillaume, M., & Santoul, F. 2012. “Freshwater Killer Whales”: Beaching Behavior of an Alien Fish to Hunt Land Birds. *PLoS ONE*, 7: 1–6.
- Cucherousset, J., Bouletreau, S., Martino, A., Roussel, J. M., & Santoul, F. 2012. Using stable isotope analyses to determine the ecological effects of non-native fishes. *Fisheries Management and Ecology*, 19: 111–119.
- Cucherousset, J., Horky, P., Slavík, O., Ovidio, M., Arlinghaus, R., Boulêtreau, S., Britton, R., García-Berthou, E., & Santoul, F. 2018. Ecology, behaviour and management of the European catfish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 28: 177–190.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A. H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., & Sullivan, C. A. 2006. Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews of the*

- Cambridge Philosophical Society, 81: 163–182.
- Eloranta, A. P., Nieminen, P., & Kahilainen, K. K. 2015. Trophic interactions between introduced lake trout (*Salvelinus namaycush*) and native Arctic charr (*S. alpinus*) in a large Fennoscandian subarctic lake. *Ecology of Freshwater Fish*, 24: 181–192.
- Freyhof, J., & Brooks, E. 2011. European Red List of Freshwater Fishes. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Fry, B. 2006. *Stable Isotope Ecology*. (L. Springer Science+Business Media, Ed.).
- Gozlan, R. E. 2008. Introduction of non-naive freshwater fish: is it all bad? *Fish and Fisheries*, 9: 106–115.
- Guillerault, N., Delmotte, S., Boulêtreau, S., Lauzeral, C., Poulet, N., & Santoul, F. 2015. Does the non-native European catfish *Silurus glanis* threaten French river fish populations? *Freshwater Biology*, 60: 922–928.
- Guillerault, N., Delmotte, S., Poulet, N., & Santoul, F. 2015. Etudes des interactions du Silure glane (*Silurus glanis*) avec l'ichtyofaune métropolitaine.
- Holbrook, S. J., & Schmitt, R. J. 1992. Causes and Consequences of Dietary Specialization in Surfperches : Patch Choice and Intraspecific Competition Author (s): Sally J . Holbrook and Russell J . Schmitt Published by : Ecological Society of America Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/19>. *Ecology*, 73: 402–412.
- Inger, R., Jackson, A., Parnell, A., & Bearhop, S. 2013. SIAR V4 (Stable Isotope Analysis in R) An Ecologist 's Guide. *Matrix*, 4: 1–14.
- Jackson, A. A., Parnell, A., & Jackson, M. A. 2017. Package “ SIBER .”
- Jackson, A. L., Inger, R., Parnell, A. C., & Bearhop, S. 2011. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER - Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. *Journal of Animal Ecology*, 80: 595–602.
- Juncos, R., Milano, D., Macchi, P. J., & Vigliano, P. H. 2015. Niche segregation facilitates coexistence between native and introduced fishes in a deep Patagonian lake. *Hydrobiologia*, 747: 53–67.
- Layman, C. A., Arrington, D. A., Montaña, C. G., Post, D. M., Ecology, S., Jan, N., & Monta, G. 2007. Can Stable Isotope Ratios Provide for Community-Wide Measures of Trophic Structure ? *Ecology*, 88: 42–48.
- Layman, C. A., Boucek, R., & Hammerschlag-peyer, C. M. 2012. Applying stable isotopes to examine food-web structure: an overview of analytical tools -. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 87: 542–562.
- Layman, C. A., Quattrochi, J. P., Peyer, C. M., & Allgeier, J. E. 2007. Niche width collapse in a resilient top predator following ecosystem fragmentation. *Ecology Letters*, 10: 937–944.
- Martino, A., Syväranta, J., Crivelli, A., Cereghino, R., & Santoul, F. 2011. Is European catfish a threat to eels in southern France? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21: 276–281.
- Milinski, M. 1982. Optimal foraging: The influence of intraspecific competition on diet selection. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 11: 109–115.
- Musseau, C., Boulenger, C., Crivelli, A. J., Lebel, I., Pascal, M., Boulêtreau, S., & Santoul, F. 2015. Native European eels as a potential biological control for invasive crayfish. *Freshwater Biology*, 60: 636–645.
- Musseau, C., Vincenzi, S., Jesenšek, D., Boulêtreau, S., Santoul, F., Nicolas, D., & Crivelli, A. J. 2017. Dietary niche expansion and niche shift in native marble trout (*Salmo marmoratus*) living in sympatry with introduced rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Ecology of Freshwater Fish*, 27: 1–12.
- Parnell, A. C., Inger, R., Bearhop, S., & Jackson, A. L. 2010. Source partitioning using stable isotopes: Coping with too much variation. *PLoS ONE*, 5: 1–5.
- Phillips, D. L., & Gregg, J. W. 2003. Source partitioning using stable isotopes: Coping with too many sources. *Oecologia*, 136: 261–269.
- Phillips, D. L., Inger, R., Bearhop, S., Jackson, A. L., Moore, J. W., Parnell, A. C., Semmens, B. X., & Ward, E. J. 2014. Best practices for use of stable isotope mixing models in. *Canadian Journal of*

- Zoology, 835: 823–835.
- Plummer, M. M. 2016. Package “rjags.”
- Pool, T., Holtgrieve, G., Elliott, V., McCann, K., McMeans, B., Rooney, N., Smits, A., Phanara, T., Cooperman, M., Clark, S., Phen, C., & Chhuoy, S. 2017. Seasonal increases in fish trophic niche plasticity within a flood-pulse river ecosystem (Tonle Sap Lake, Cambodia). *Ecosphere*, 8.
- Post, D. M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology*, 83: 703–718.
- Post, D. M., Layman, C. A., Arrington, D. A., Takimoto, G., Quattrochi, J., & Montaña, C. G. 2007. Getting to the fat of the matter: Models, methods and assumptions for dealing with lipids in stable isotope analyses. *Oecologia*, 152: 179–189.
- Poulet, N. 2004. Le sandre (*Sander lucioperca* (L)) : biologie, comportement et dynamique des populations en Camargue (Bouches du Rhône, France). Université de Toulouse.
- Proteau, J. P., Schlumberger, O., & Élie, P. (2008). *Le silure glane: biologie, écologie, élevage*. Editions Quae.
- Rosecchi, E., & Crivelli, A. J. 1995. Sand smelt (*Atherina boyeri*) migration within the water system of the Camargue, southern France. *Hydrobiologia*, 300–301: 289–298.
- Rosecchi, E., Poizat, G., & Crivelli, A. J. 1997. The introduction of freshwater fish and crayfish species in the camargue: History, origins and changes in assemblages. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 344/345: 221–232.
- Rybczynski, S. M., Walters, D. M., Fritz, K. M., & Johnson, B. R. 2008. Comparing trophic position of stream fishes using stable isotope and gut contents analyses. *Ecology of Freshwater Fish*, 17: 199–206.
- Schulze, T., Baade, U., Dörner, H., Eckmann, R., Haertel-Borer, S. S., Hölker, F., & Mehner, T. 2006. Response of the residential piscivorous fish community to introduction of a new predator type in a mesotrophic lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63: 2202–2212.
- Strayer, D. L. 2010. Alien species in fresh waters: Ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. *Freshwater Biology*, 55: 152–174.
- Svanbäck, R., Eklöv, P., Fransson, R., & Holmgren, K. 2008. Intraspecific competition drives multiple species resource polymorphism in fish communities. *Oikos*, 117: 114–124.
- Swanson, H. K., Lysy, M., Power, M., Stasko, A. D., Johnson, J. D., & Reist, J. D. 2015. A new probabilistic method for quantifying n-dimensional ecological niches and niche overlap. *Ecology*, 96: 318–324.
- Syväranta, J., Cucherousset, J., Kopp, D., Crivelli, A., Céréghino, R., & Santoul, F. 2009. Dietary breadth and trophic position of introduced European catfish *Silurus glanis* in the River Tarn (Garonne River basin), Southwest France. *Aquatic Biology*, 8: 137–144.
- Syväranta, J., Cucherousset, J., Kopp, D., Martino, A., Céréghino, R., & Santoul, F. 2009. Contribution of anadromous fish to the diet of European catfish in a large river system. *Naturwissenschaften*, 96: 631–635.
- Valadou, A. 2007. Le silure glane (*Silurus glanis*, L.) en France. Evolution de son aire de répartition et prédiction de son extension. Conseil Supérieur de la Pêche, Fontenay-sous-Bois.
- Vander Zanden, M. J., Casselman, J. M., & Rasmussen, J. B. 1999. Stable isotope evidence for the food web consequences of species invasions in lakes. *Nature*, 401: 464–467.
- Vejřík, L., Vejříková, I., Blabolil, P., Eloranta, A. P., Kočvara, L., Peterka, J., Sajdlová, Z., Chung, S. H. T., Šmejkal, M., Kiljunen, M., & Čech, M. 2017. European catfish (*Silurus glanis*) as a freshwater apex predator drives ecosystem via its diet adaptability. *Scientific Reports*, 7: 1–15.
- Wang, J., Chapman, D., Xu, J., Wang, Y., & Gu, B. 2018. Isotope niche dimension and trophic overlap between bigheaded carps and native filter-feeding fish in the lower Missouri River, USA. *PLoS ONE*, 1–13.
- Working Group on Eel. 2014. Report of the Working Group on Eel.
- Wysujack, K., & Mehner, T. 2005. Can feeding of European catfish prevent cyprinids from reaching a size refuge? *Ecology of Freshwater Fish*, 14: 87–95.
- Zandonà, E., Dalton, C. M., El-Sabaawi, R. W., Howard, J. L., Marshall, M. C., Kilham, S. S., Reznick, D.

- N., Travis, J., Kohler, T. J., Flecker, A. S., Thomas, S. A., & Pringle, C. M. 2017. Population variation in the trophic niche of the Trinidadian guppy from different predation regimes. *Scientific Reports*, 7: 1–11.
- Zhao, T., Villéger, S., Lek, S., & Cucherousset, J. 2014. High intraspecific variability in the functional niche of a predator is associated with ontogenetic shift and individual specialization. *Ecology and Evolution*, 4: 4649–4657.

Annexes :

Annexe A

Table A1 : Tableau récapitulatif des espèces échantillonnées et « groupes-proies »

Espèces	Nom utilisé dans l'étude	« Groupe-proie »
<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	Anguille	Anguille
<i>Atherina boyeri</i> (Risso, 1810)	Athérine	Poisson ED
<i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782)	Bouviere	Poisson ED
<i>Abramis brama</i> (L., 1758)	Breme	Poisson ED
<i>Carassius carassius</i> (L., 1758)	Carassin	Poisson ED
<i>Atyaephyra desmarestii</i> (Millet, 1831)	Caridine	Crustacé
<i>Cyprinus carpio</i> (L., 1758)	Carpe	Poisson ED
<i>Gasterosteus aculeatus</i> (L., 1758)	Epinoche	Poisson ES
<i>Gambusia affinis</i> (Baird & Girard, 1853)	Gambusie	Poisson ED
<i>Gammarus sp.</i>	Gammare	Crustacé
<i>Rutilus rutilus</i> (L., 1758)	Gardon	Poisson ED
<i>Pomatoschistus sp.</i>	Gobie	Poisson ES
<i>Liza ramada</i> (Risso, 1827)	Muge	Poisson ES
<i>Mugil cephalus</i> (L., 1758)	Muge	Poisson ES
<i>Liza aurata</i> (Risso, 1810)	Muge	Poisson ES
Palaemonidés	Palaemonidés	Crustacé
<i>Lepomis gibbosus</i> (L., 1758)	Perche soleil	Poisson ED
<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820)	Poisson chat	Poisson ED
<i>Procambarus clarkii</i> (Girard, 1852)	<i>P.clarkii</i>	<i>P.clarkii</i>
<i>Pseudorasbora parva</i> (Temmick & Schlegel, 1846)	Pseudorasbora	Poisson ED
<i>Silure glanis</i> (L., 1758)	Silure	

Poissons ED = Poissons eau douce

Poissons ES = Poissons eau saumâtre

Table A2 : Nombre d'individus échantillonnés par « groupes-proies » et par saisons

Saison	Poisson ED	Poisson ES	Crustacé	<i>P. clarkii</i>
Printemps	72	30	20	16
Eté	54	20	20	5
Automne	72	30	14	21
Hiver	56	33	21	9

Annexe B : Distribution des classes de tailles selon les saisons (silures et anguilles)

Table B1: Résultat des tests de Kolmogorov-Smirnov pour la distribution des tailles de silures en fonction des saisons

Mois	Avril	Juillet		Octobre		Janvier	
Kolmogorov-Smirnov		D	p-value	D	p-value	D	p-value
Avril		0,44	0,001	0,59	9,63e-12	0,36	0,002
Juillet				0,37	0,005	0,65	8,1e-7
Octobre						0,70	6,51e-13

Table B2: Résultat des tests de Kolmogorov-Smirnov pour la distribution des tailles d'anguilles en fonction des saisons

Saison	Avril	Octobre		Janvier	
Kolmogorov-Smirnov		D	p-value	D	p-value
Avril		0,35	0,40	0,26	0,33
Octobre				0,33	0,58

Annexe C : Vérification des valeurs isotopiques des consommateurs primaires

Table C1 : Comparaison des $\delta^{15}\text{N}$ des consommateurs primaires en fonction des saisons par Tukey Test HSD, p-value ajustée

Saisons	Espèces	Printemps	Été	Automne
Hiver	<i>Gammarus sp.</i>	0.9860163	0.0436523	0.9873947
	Palaemonidés	0.9980291	0.0310669	0.7776240
	<i>P.clarkii</i>	0.7475464	0.8625821	0.0047842
Printemps	<i>Gammarus sp.</i>		0.0796412	0.9999994
	Palaemonidés		0.4130818	0.9831173
	<i>P.clarkii</i>		0.4234044	0.0049740
Été	<i>Gammarus sp.</i>			0.0780372
	Palaemonidés			0.1780467
	<i>P.clarkii</i>			0.0196078

Table C2 : Comparaison des $\delta^{13}\text{C}$ des consommateurs primaires en fonction des saisons par Tukey Test HSD, p-value ajustée

Saisons	Espèces	Printemps	Été	Automne
Hiver	<i>Gammarus sp.</i>	0.0300311	0.0000655	0.0016428
	Palaemonidés	0.0210025	0.8582950	0.9326982
	<i>P.clarkii</i>	0.0762798	0.9699466	0.0573685
Printemps	<i>Gammarus sp.</i>		0.0000001	0.0000006
	Palaemonidés		0.0074756	0.0089304
	<i>P.clarkii</i>		0.0337019	0.0007238
Été	<i>Gammarus sp.</i>			0.2287607
	Palaemonidés			0.9956361
	<i>P.clarkii</i>			0.1053442

Nous pouvons observer des différences statistiques ponctuelles entre deux saisons sur les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ ou $\delta^{13}\text{C}$ (en gras dans les tableaux ci-dessous). Des différences statistiques sur les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{13}\text{C}$ entre deux saisons sont observables pour : *Gammarus sp.* entre l'été et l'hiver ainsi que chez les *P.clarkii* entre automne et printemps.

Il n'y a donc pas de saisons où les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{13}\text{C}$ pour les trois consommateurs primaires présentes des différences statistiques entre elles.

Nous avons *de facto* considéré que les niches trophiques et les régimes alimentaires seraient comparables entre chaque saisons puisque les valeurs isotopiques des consommateurs primaires, régissant les valeurs isotopiques de nos prédateurs ne varient pas significativement entre les saisons.

Annexe D : Différences isotopiques des différents « groupes-proies »

Table D1 : Tableau récapitulatif des tests Tukey HSD, « x » signifie que la différence n'est pas significative ; p-value > 0,05. « / » données anguilles non disponibles

Saison	Hiver		Printemps		Été		Automne	
	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$
Delta groupes « proies potentielles »								
Anguilles / Poissons ES		x	/	/				
Invertébrés / Poissons ES		x		x		x		x
Poissons ED / Poissons ES	x		x	x	x		x	
<i>Procambarus</i> / Poissons ES			x	x				
Invertébrés / Anguilles			/	/				
Poissons ED / Anguilles			/	/		x		x
<i>Procambarus</i> / Anguilles			/	/		x		x
Poissons ED / Invertébrés			x	x				
<i>Procambarus</i> / Invertébrés	x		x	x			x	
<i>Procambarus</i> / Poissons ED		x	x	x		x		x

Les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{13}\text{C}$ entre les différents « groupes-proies » sont toujours significativement différentes au cours de l'hiver, de l'été et de l'automne. On constate que durant le printemps, il n'y a pas de différences entre les valeurs isotopiques des différents « groupes-proies » à l'exception de la comparaison « Invertébrés / Poissons ES » où le $\delta^{15}\text{N}$ diffère.

Les différentes contributions des « groupes-proies » dans les régimes alimentaires du silure glane et de l'anguille européenne seront bien identifiables pour aux cours des saisons : hiver, été et automne. Les résultats pour l'été seront quant à eux plus difficiles à interpréter puisque le modèle certains « groupes-proies » ne disposent pas de signatures isotopiques clairement distinctes.

Table des figures et des tableaux

Figure 1: La Camargue et localisation du bassin du Fumemorte	2
Figure 2: Schéma du dispositif de pêche avec verveux doublé dans le canal du Fumemorte	3
Figure 3: Zone d'étude, stations de suivis et portion du canal du Fumemorte où le silure est régulé...	4
Figure 4: Biplot des réseaux trophiques ($x=\delta^{13}C$; $y=\delta^{15}N$), valeurs moyennes des différentes espèces échantillonnées (\pm erreur standard), silures par classes de tailles	8
Figure 5: Résultats des analyses SIBER: Standard Ellipse Area (SEAc: silures en noir, anguilles en rouge)	10
Figure 6: Résultats des analyses SIBER par classe de tailles: Standard Ellipse Area (SEAc: Cl.1 en noir, Cl.2 en rouge, Cl.3 en vert, Cl.4 en bleu)	11
Figure 7: Proportion de « poissons fourrages d'eau douce (Poisson ED) » dans les régimes alimentaires du silure et de l'anguille (valeur moyenne et proportion minimale et maximale - 95% de crédibilité du modèle Bayésien de l'analyse SIAR)	12
Figure 8: Proportion de « Poisson ES » dans les régimes alimentaires du silure et de l'anguille (valeur moyenne et proportion minimale et maximale - 95% de crédibilité du modèle Bayésien de l'analyse SIAR)	13
Figure 9: Proportion de « P.clarkii » dans les régimes alimentaires du silure et de l'anguille (valeur moyenne et proportion minimale et maximale - 95% de crédibilité du modèle Bayésien de l'analyse SIAR)	14
Figure 10: Proportion de « crustacé » dans les régimes alimentaires du silure et de l'anguille (valeur moyenne et proportion minimale et maximale - 95% de crédibilité du modèle Bayésien de l'analyse SIAR)	14
Figure 11: Proportion « d'anguilles » dans les régimes alimentaires du silure (valeur moyenne et proportion minimale et maximale - 95% de crédibilité du modèle Bayésien de l'analyse SIAR).....	15
² Figure 12 : Proportion de P.clarkii (a) et « Poisson ED » (b), dans les régimes alimentaires du silure et de l'anguille – valeurs par stations- (valeur moyenne et proportion minimale et maximale - 95% de crédibilité du modèle Bayésien de l'analyse SIAR).....	16
Tableau 1:: Tableau récapitulatif des silures échantillonnés: effectifs par classe de taille, tailles moyennes, poids moyens et écarts types. Cl. 1 = < 300 mm ; Cl. 2 = [300 mm – 500 mm] ; Cl. 3= [500 mm – 800 mm] et Cl. 4= > 800 mm	5
Tableau 2:"Groupes-proies" considérés dans les modèles SIAR en fonction du prédateur considéré (Poisson ED = poissons fourrages d'eau douce ; Poisson ES = poissons d'eau saumâtre).....	7
Tableau 3: Nombre d'individus échantillonnés par "groupes-proies" et saisons, hors anguille.....	7
Tableau 4: Tableau récapitulatif des anguilles échantillonnées par saisons: tailles moyennes, poids moyens et écarts types	7
Tableau 5: Tableau récapitulatif des résultats de l'analyse SIBER entre l'anguille et le silure (toutes classes de tailles) - Standard Ellipse Area (SEAc), Diversité trophique (CD), diversité intra-spécifique (SDNND) et recouvrement des deux niches.....	9
Tableau 6: Tableau récapitulatif de l'analyse SIBER des différentes classes de tailles de silures.....	11