



HAL
open science

Projet REVE (REconstruction des tactiques de Vie de l'Esturgeon européen) : focus sur l'utilisation des habitats estuariens et marins par les individus réintroduits en Nouvelle-Aquitaine

Marie-Laure Acolas, Samson Melvin, Marie Lamour

► To cite this version:

Marie-Laure Acolas, Samson Melvin, Marie Lamour. Projet REVE (REconstruction des tactiques de Vie de l'Esturgeon européen) : focus sur l'utilisation des habitats estuariens et marins par les individus réintroduits en Nouvelle-Aquitaine. INRAE - EABX. 2024. hal-04743942

HAL Id: hal-04743942

<https://hal.science/hal-04743942v1>

Submitted on 18 Oct 2024

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 - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License



Centre
Nouvelle-Aquitaine Bordeaux



INRAE

Reconstruction des tactiques de vie de l'esturgeon européen *Acipenser sturio* :

Focus sur l'utilisation des habitats estuariens et marins
par les individus réintroduits en Nouvelle-aquitaine

Acronyme : REVE (REconstruction tactiques Vie
Esturgeon européen)

Projet REVE
Version finale
Octobre 2024

Marie-Laure Acolas, Marie Lamour, Melvin Samson - INRAE UR EABX



INRAE



RÉGION
Nouvelle-
Aquitaine

RÉPUBLIQUE
FRANÇAISE
Liberté
Égalité
Fraternité

eau
GRAND SUD-OUEST
AGENCE DE L'EAU ADOUR-GARONNE

Financeurs : INRAE, Région Nouvelle Aquitaine, Agence de l'Eau Adour Garonne

Responsable scientifique et technique du projet : Marie-Laure Acolas (INRAE)

Relecteurs : Christine Gazeau, Laure Carassou, Eric Rochard (INRAE)

Citation conseillée du rapport : Acolas M.L., Lamour M., Samson M. (2024), projet REVE REconstruction des tactiques de Vie de l'Esturgeon européen : focus sur l'utilisation des habitats estuariens et marins par les individus réintroduits en Nouvelle-Aquitaine. Rapport final, 76 p.

Crédit photo de couverture : *M.L. Acolas (INRAE)*

Remerciements

Cette étude a été menée par INRAE et cofinancée avec la Région Nouvelle Aquitaine (appel à projet ESR 2020) et l'Agence de l'Eau Adour-Garonne. En région les UMR 5805 EPOC Environnements et Paléoenvironnements Océaniques et Continentaux (Bordeaux), UMR 7266 LIENSs Littoral, Environnements et Sociétés (La Rochelle) et l'UMR 5254 IPREM (Institut des Sciences Analytiques et de Physico-Chimie pour l'Environnement) (Pau) ont participé à certains volets du projet.

Nous souhaitons remercier les personnes ci-dessous citées par organisme d'appartenance :

Au sein d'INRAE, merci à Laure Carassou, Céline le Pichon, Eric Rochard, Romaric Le Barh, Christine Gazeau, Marie-Line Merg, Baptiste François, Sacha Piou, Philippe Jatteau, Aurélien Jammoneau ;

Au sein de l'unité de recherche EABX INRAE, les outils et compétences d'XPO (Plateforme d'eXPérimentation et d'Observation sur les Écosystèmes Aquatiques, Installation Scientifique Classée INRAE faisant partie de l'Infrastructure de Recherche LIFE (Living In Freshwaters and Estuaries)) ont été mobilisés que ce soit dans le cadre des échantillonnages en milieu naturel (pôle embarcations) ou pour les analyses en laboratoire (pôle sclérochronologie).

Au sein de l'UMR EPOC, merci à Hélène Budzinski, Pierre Labadie, Karyn Le Menach et Laurent Peluhet dans le cadre de l'analyse des contaminants organiques, à Magalie Baudrimont, Emilie Dassie et Yann Combes dans le cadre de l'analyse des contaminants inorganiques, à Hugues Blanchet et Lise Latry pour l'analyses des proies, à Nicolas Savoye pour des échanges informels sur les traceurs isotopiques, à Aldo Sottolichio pour ses conseils sur l'utilisation des modèles hydrodynamiques, à Jérôme Cachot, Bénédicte Morin, Christelle Clérandeau et Alexandre Thomas pour l'exploration des microplastiques ;

Au sein de l'IPREM, merci à Gilles Bareille, Hélène Tabouret et Christophe Pécheyran pour les analyses multi-élémentaires ;

Au sein de l'UMR LIENSs, merci à Benoît Lebreton et Gaël Guillou pour les analyses des isotopes stables ;

Au sein du GIP Seine aval, merci à Manuel Muntoni ;

Au sein de l'IGB Berlin, merci à Joern Gessner ;

Au sein de l'Ifremer, merci à Florent Grassot.

Merci aux pêcheurs professionnels, citoyens et contacts locaux qui ont déclarés et assurés la conservation initiale des esturgeons européens capturés et morts accidentellement en mer.

Nous souhaitons également remercier les organismes suivants qui ont soutenu le projet au moment de son dépôt :

Les acteurs du PNA (Plan National d'Actions) en faveur de la restauration de l'esturgeon européen : l'association migrateurs MIGADO (animation PNA) et la DREAL Nouvelle Aquitaine (coordination PNA) ;

La mairie de Royan ;

Le Parc naturel marin de l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis ;

Le GIP Seine aval ;

Le SMIDDEST (Syndicat mixte pour le développement de l'estuaire de la Gironde) ;

Le réseau Futurs-ACT.

Sommaire

Remerciements	3
Sommaire	4
I. Introduction.....	6
I.1. Contexte et objectifs	6
I.2. La conservation et la restauration de l'esturgeon européen <i>Acipenser sturio</i> , un résumé.....	8
II. Utilisation des habitats estuariens par <i>A. sturio</i> dans un contexte de restauration des populations : étude des facteurs abiotiques, biotiques et apports des modèles hydrodynamiques.....	10
II.1. Introduction.....	10
II.1.1. Les notions de niches écologiques et d'habitats.....	10
II.1.2. Déclin des populations et écologie de <i>A. sturio</i>	11
II.1.3. Le milieu estuarien	13
II.1.4. Objectif du travail de doctorat	14
II.2. Matériel et méthodes.....	15
II.2.1. Les données biologiques	15
II.2.2. Les données environnementales.....	17
II.2.3. Analyse des données	17
II.3. Résultats et discussions.....	20
II.3.1. Les habitats utilisés en Gironde et l'influence des facteurs environnementaux	20
II.3.2. Les projections d'habitats potentiellement favorables dans les estuaires d'intérêt	22
II.3.3. Exploration de l'influence des facteurs biotiques.....	25
II.4. Conclusions et perspectives	29
III. Reconstruction des trajets migratoires de <i>A. sturio</i> à l'interface estuaire-mer à l'aide de traceurs multiples.....	30
III.1. Contexte et objectifs	30
III.2. Matériels et méthodes	31
III.2.1. Les données biologiques	31
III.2.2. Les analyses en laboratoire	33
III.3. Résultats et discussions.....	35
III.3.1. Trajectoires migratoires	35
III.3.2. Les contaminants inorganiques, organiques et les microplastiques.....	42

III.4. Conclusions et perspectives 45

IV. Disséminations 46

IV.1. Événement de lancement Futurs-ACT 46

IV.2. Journée de rencontres sur la thématique des translocations des poissons migrateurs 47

IV.3. Illustration grand public 48

IV.4. Valorisations scientifiques 68

V. Références bibliographiques..... 69

I. Introduction

I.1. Contexte et objectifs

Dans un contexte d'érosion de la biodiversité, que ce soit dans les milieux terrestres ou aquatiques (WWF, 2016 ; Worm et al., 2006 ; Reid et al., 2019), la réintroduction constitue un cas particulier de translocation d'espèces menacées, où les individus sont réintroduits dans l'aire historique de répartition de l'espèce pour générer un bénéfice mesurable en termes de conservation à l'échelle d'une population, d'une espèce ou d'un écosystème (IUCN, 2013). Sous certaines conditions, la réintroduction constitue un moyen permettant de restaurer les populations (Seddon et al., 2014). La réussite de telles pratiques dépend de la réduction des causes qui ont entraîné le déclin de l'espèce en question et requiert la présence d'habitats essentiels de qualité suffisante dans le milieu choisi pour la réintroduction (Armstrong and Seddon, 2008 ; Malone et al., 2018). Les conséquences indirectes de ces pratiques, les bénéfices et les risques associés, notamment sur le fonctionnement de l'écosystème en place, sont par ailleurs débattus (Anders, 1998 ; Noguès-Bravo et al., 2016). Dans ce contexte, les cas d'étude concernant les poissons migrateurs amphihalins présentent un défi particulier en raison des déplacements conséquents que les individus doivent effectuer entre des habitats de différentes salinités au cours de leur cycle de vie (McDowall, 1988). Ces espèces ont à la fois besoin d'habitats de bonne qualité (physique et chimique), et d'une connexion fonctionnelle entre ces habitats ; elles peuvent également interagir avec de nombreuses espèces au cours de leur parcours migratoire. Leur préservation et la restauration de leurs populations est donc un défi actuel et futur à l'échelle mondiale (Jonsson et al. 1999 ; Lambert et al. 2019) d'autant plus primordial que ces espèces rendent des services variés et irremplaçables aux sociétés humaines à travers le monde (Limburg and Waldman, 2009).

La Nouvelle-Aquitaine abrite de nombreuses espèces piscicoles, incluant la plupart des migrateurs amphihalins d'Europe de l'Ouest, dont l'état des populations est très variable selon les localités : l'anguille européenne *Anguilla anguilla*, le flet européen *Platichthys flesus*, le mulot porc *Chelon ramada*, les lamproies *Petromyzon marinus* et *Lampetra fluviatilis*, les deux espèces d'alose *Alosa fallax* et *Alosa alosa*, le saumon Atlantique *Salmo salar* et la truite de mer *Salmo trutta* sont présents sur le territoire, l'éperlan *Osmerus eperlanus* ayant disparu à la fin des années 90. Le système Gironde-Garonne-Dordogne (GGD) est également le berceau de la dernière population sauvage d'esturgeon européen *Acipenser sturio*, plus grand migrateur amphihalin d'Europe de l'Ouest par sa taille et sa renommée, et classé en danger critique d'extinction (IUCN, MNHN, 2019). L'esturgeon européen est une espèce migratrice anadrome abondante dans les fleuves d'Europe avant le 20^{ème} siècle. Suite au fort déclin de ses populations, la dernière reproduction d'individus sauvages observée datant de 1994 en Gironde ; l'espèce fait aujourd'hui l'objet de deux programmes de conservation et de restauration, en France (Adam et al., 2019) et en Allemagne (Gessner et al., 2010) depuis le début des années 1990. L'espèce fait l'objet d'un programme de réintroduction avec plus de 1,8 millions de juvéniles déversés en Garonne et en Dordogne entre 2007 et 2015 et plus de 20 000 juvéniles déversés dans l'Elbe en Allemagne entre 2008 et 2014, ces déversements ayant repris récemment depuis 2022 dans les deux pays. Ce programme est notamment complété par un suivi de la population en milieu naturel (Acolas et al. 2011a ; Roques et al., 2018). Ce migrateur anadrome naît dans les parties basses des fleuves puis migre au cours de sa première année de vie vers l'estuaire, qu'il utilise à la fois comme un corridor et un habitat de croissance. Il peut y séjourner plusieurs années, avant de finaliser sa croissance en mer, puis de revenir se reproduire en eau douce vers l'âge de 12 ans pour les mâles et de 16 ans pour les femelles (Castelnaud et al., 1991 ; Acolas et al., 2011a). Les fleuves,

l'estuaire et l'océan constituent donc ses principaux milieux de croissance, les temps de séjour en estuaire et en mer étant les plus longs.

Les enjeux de ce projet consistent à évaluer comment les individus réintroduits s'approprient les habitats estuariens soumis à des fluctuations environnementales importantes (sélection d'habitats préférentiels, influences des facteurs environnementaux) et propose de reconstruire les trajets migratoires entre l'estuaire de la Gironde et les zones côtières adjacentes. Il s'agit d'identifier l'importance de la connectivité entre ces deux milieux où se concentrent de nombreux enjeux sociétaux et de caractériser la diversité des tactiques migratoires des individus réintroduits en Gironde. Ces connaissances sont indispensables pour définir les conditions de réussite des opérations de restauration de l'espèce et leur communication efficace vers les porteurs d'enjeux et le grand public.

En mêlant de manière innovante des approches d'écologie du paysage et différents traceurs environnementaux, les objectifs scientifiques détaillés du projet sont les suivants :

- A l'échelle de l'estuaire de la Gironde, il s'agit :

1/ de caractériser les habitats utilisés au sens large par les esturgeons européens en fonction notamment de leurs classes d'âge ou de taille ;

2/ d'extrapoler ces connaissances à d'autres estuaires européens (La Seine, La Loire et l'Elbe) afin d'estimer leur favorabilité pour le retour de cette espèce (recolonisation naturelle ou réintroduction).

- A l'interface entre l'estuaire et l'océan, il s'agit :

3/ de reconstruire les mouvements entre l'estuaire de la Gironde et le milieu côtier adjacent afin d'évaluer l'importance de la connectivité entre ces deux milieux ;

4/ d'améliorer plus globalement les connaissances concernant la phase de vie en mer (analyse des niveaux de contaminations notamment).

Pour mener à bien ces objectifs, une doctorante a mené des recherches sur l'utilisation des habitats estuariens (Marie Lamour, partie II) et un post-doctorant a mené une étude sur la reconstruction des déplacements à l'aide de traceurs environnementaux mesurés dans les tissus (Melvin Samson, partie III). Pour ces deux études, les collaborations scientifiques et techniques ont été nombreuses et sont citées dans la section Remerciements.

Afin de disséminer les connaissances en lien avec ce projet au sein de la communauté scientifique et du grand public, plusieurs événements ont été organisés comme le lancement du projet à l'échelle régionale avec le réseau futurs-ACT, l'organisation d'une journée thématique sur la restauration des populations de poissons migrateurs via les pratiques de réintroduction ou de repeuplement et une illustration sous forme de bande dessinée des travaux scientifiques autour de la restauration de l'esturgeon européen. Ces actions de dissémination sont détaillées dans la partie IV.

I.2. La conservation et la restauration de l'esturgeon européen *Acipenser sturio*, un résumé

L'esturgeon européen est le plus grand poisson migrateur amphihalien de l'Europe de l'Ouest (Rochard, 1992) (Figure 1). Il était présent historiquement (1750-1850) de la mer Noire à la mer Baltique (Lassalle et al. 2010). Bien qu'encore présent jusque dans les années 1950 sur les côtes atlantiques françaises, *A. sturio* connaît un déclin de ses populations qui s'est amorcé dans les années 1850 et qui n'a cessé de s'accroître. Pour faire face à ce déclin, la pêche est interdite depuis 1982 sur le territoire national et l'espèce est protégée sur son aire marine depuis 1996. *A. sturio* bénéficie aujourd'hui de nombreuses mesures de protection à l'échelle nationale et internationale. L'espèce est classée comme étant en danger critique d'extinction sur la liste rouge de l'UICN depuis 1996, elle bénéficie en milieu naturel de mesures de protection liées à sa présence dans l'annexe I de la CITES (1973), la convention de Bern (1998), la convention de Bonn (1979) mais surtout les annexes I et II de la Directive Habitats, Faune, Flore (1992). Les dernières populations sont issues du bassin Gironde-Garonne-Dordogne en France et du bassin de l'Elbe en Allemagne, grâce à des actions de repeuplement réalisées entre 2007 et 2015 (Roques *et al.*, 2018a; Williot & Chèvre, 2011).



Figure 1 : *Acipenser sturio*, aquarium de La Rochelle, avril 2024.

Dès les premiers signes de déclin, grâce à l'impulsion des acteurs locaux, INRAE (dénommé successivement Cemagref puis Irstea) a commencé à étudier cette population dans les années 70 au travers de différents programmes de suivi et de recherche (contrats Life I et II (Elie, 1997; Rochard, 2002)). Ces programmes ont permis d'améliorer les connaissances sur les exigences écologiques de l'espèce et l'état de la population. Malgré les protections réglementaires de l'espèce, l'état de la population a continué à se dégrader ce qui a mené à la constitution d'un stock captif dans les années 90 afin d'éviter l'extinction totale de l'espèce. Les techniques d'acclimatation et de reproduction artificielle dans un but de restauration et de réintroduction de cette espèce dans les fleuves de son aire de distribution historique ont alors été développées.

Le stock captif est accueilli à la station d'expérimentation INRAE située à Saint Seurin sur l'Isle. Il a été constitué de juvéniles acclimatés issus du milieu naturel et de juvéniles issus d'une reproduction assistée de géniteurs sauvages en 1995. Une partie des compétences pour la conservation en captivité (gestion du stock, reproduction, actions de repeuplement) a été transférée progressivement à l'association migrateur Migado depuis 2012. Par précaution, un autre stock a été constitué en parallèle à l'Institut des eaux douces de Berlin (IGB) à partir des poissons nés en captivité en France, cependant, à ce jour, celui-ci n'a pas encore

permis d'obtenir des reproductions. La raison peut être liée à la captivité uniquement en eau douce, contrairement au stock captif de France qui est maintenu en eau saumâtre.

Grâce à ce stock captif, plus d'1,8 million d'individus ont été relâchés dans la Gironde dans le cadre du premier plan national d'action (MEDDTL, 2011) entre 2007 et 2015 (Figure 2). Des lâchers de juvéniles, issus des naissances du stock captifs français ont eu lieu en Allemagne dans le cadre d'un plan national d'action (Gessner *et al.*, 2010), environ 20 000 individus ont été relâchés sur la même période qu'en Gironde. Les individus ont été relâchés à différents stades : larve, trois mois, un an et plus (Figure 2). Les premières reproductions naturelles sont attendues depuis 2020 (âge théorique de maturation de la cohorte 2007). Quelques grands individus ont été observés en fleuves mais à ce jour, aucune reproduction naturelle n'a été détectée. On pose l'hypothèse que ce serait d'abord des mâles qui remonteraient les cours d'eau car ils sont matures plus tôt. Depuis fin 2008, la population soutenue est suivie grâce à des échantillonnages scientifiques en Gironde (Acolas *et al.*, 2011b; Roques *et al.*, 2018) et à des observations de captures accidentelles (Charbonnel and Acolas, 2022), ces dernières ayant notamment permis d'améliorer la connaissance de la favorabilité des habitats marins (Charbonnel *et al.* 2023). Plus spécifiquement, des expérimentations visant à étudier la qualité des frayères (Delage *et al.* 2014), l'enrichissement de la préparation des juvéniles avant leur lâcher (Carrera-Garcia *et al.* 2016, 2017), la dévalaison des juvéniles du fleuve vers l'estuaire (Acolas *et al.* 2012) et l'utilisation des habitats dans la partie amont de l'estuaire (Acolas *et al.* 2017) ont été menées. A plus large échelle, dans le contexte du changement climatique la favorabilité future des bassins versants historiques a été modélisée (Lassalle *et al.* 2010) ainsi que la favorabilité future des habitats marins en incluant différents scénarios de réintroduction ou de recolonisation (Charbonnel *et al.* 2024).



Figure 2 : Lâcher de *A. sturio* âgés de 3 mois dans la Dordogne en 2012

Les actions liées à la conservation et à la restauration de l'espèce ont permis d'impliquer et de sensibiliser le grand public mais aussi les acteurs de la pêche et les acteurs associés à la sauvegarde d'une espèce emblématique. Un second plan national d'actions est actuellement en cours en France (Adam *et al.*, 2019). D'autres pays européens commencent également à s'impliquer dans la conservation de *A. sturio* via l'émergence de plan nationaux (Royaume-Uni, Pays-Bas, Espagne).

II. Utilisation des habitats estuariens par *A. sturio* dans un contexte de restauration des populations : étude des facteurs abiotiques, biotiques et apports des modèles hydrodynamiques

Il s'agit du doctorat de **Marie Lamour** (Lamour 2023) supervisé par Marie-Laure Acolas, Eric Rochard (INRAE EABX) et Céline Le Pichon (INRAE HYCAR). La thèse est téléchargeable via ce lien : <https://theses.hal.science/tel-04468361v1>.

II.1. Introduction

II.1.1. Les notions de niches écologiques et d'habitats

L'habitat peut être défini comme un ajustement local des individus au sein de leur niche écologique (Hutchinson, 1957), la sélection de l'habitat étant basée sur les ressources disponibles (physiques et trophiques) et les interactions biotiques (compétition, prédation). Pour que les programmes de réintroduction réussissent, il faut notamment que ces habitats adéquats existent là où est réintroduite l'espèce et qu'ils soient accessibles pour cette dernière (Weinberger et al. 2016). Cependant ces habitats ne sont pas forcément précisément décrits avant que l'espèce en question ne disparaisse, c'est particulièrement le cas pour les espèces d'esturgeons (Pollock et al. 2015) en Europe (Acolas et al. 2011 b, Nelson et al. 2013). Ainsi, en étudiant l'utilisation de l'habitat par des individus réintroduits, on a accès aux préférences de l'espèce pour différentes variables de l'environnement (Smith et al. 2011 ; Acolas et al. 2017), aux interactions entre congénères (Thomson et al. 2016) et avec les espèces en place dans le milieu (Weaver and Kwak, 2013). Lorsque ces paramètres sont connus pour les différents stades ontogéniques d'une espèce, on peut alors estimer la capacité d'accueil du milieu et optimiser les pratiques de restauration (Taylor et al. 2006 ; Smith et al. 2011).

La compréhension des facteurs expliquant la distribution spatio-temporelle des espèces rares est primordiale pour leur préservation et/ou leur restauration ; elle permet notamment de mettre en évidence des habitats essentiels et d'améliorer les mesures de conservation. L'habitat essentiel correspond à un habitat nécessaire pour l'ensemble ou une partie du cycle de vie d'une espèce (croissance, reproduction, nourricerie), la disparition de cet habitat aboutirait à l'extinction de l'espèce (Fogarty, 1999). Dans le cadre des mesures de restauration, on parle également des habitats favorables qui correspondent à des zones où toutes les variables environnementales sont adaptées à une espèce. Un habitat est dit favorable lorsqu'il a la capacité de soutenir une population (Kellner *et al.*, 1992). On cherche à définir ces habitats favorables afin d'améliorer les mesures de gestion pour des espèces exploitées (Giannoulaki *et al.*, 2013), ou des espèces en danger d'extinction (Yang *et al.*, 2021). L'étude des habitats favorables permet également d'intégrer des scénarios de changements climatiques (e.g. Matthews *et al.*, 2011). Parfois, il existe un certain degré d'incertitude correspondant aux critères qui permettent de définir les habitats favorables, on parlera ici d'habitats potentiellement favorables.

L'habitat utilisé correspond quant à lui à la niche réalisée, c'est l'habitat qui est sélectionné en fonction des ressources disponibles (physiques et trophiques) et les interactions biologiques (compétition,

prédation). L'utilisation de l'habitat par les poissons est souvent étudiée en regardant les effets des variables environnementales sur l'abondance ou la densité de l'espèce en fonction du stade de développement (Lauria *et al.*, 2011). En effet, selon le stade, l'espèce n'aura pas les mêmes besoins (e.g. Amorim *et al.*, 2018). Enfin, bien que ce sont souvent les facteurs abiotiques qui sont étudiés lorsque l'on s'intéresse à l'utilisation de l'habitat, il est aussi important de prendre en compte les facteurs biotiques comme la prédation ou la disponibilité des proies (Crowder and Cooper, 1982; Diehl, 1993) mais ces facteurs sont plus difficiles à appréhender.

II.1.2. Déclin des populations et écologie de A. sturio

Jusqu'au milieu du 19^{ème} siècle, cette espèce était largement présente de la mer Noire à la Baltique et remontait de nombreux fleuves et rivières pour se reproduire (Rochard 1992 ; Magnin 1962). Des populations fonctionnelles étaient décrites dans de nombreux bassins versants (Lassalle *et al.*, 2010). Puis, notamment à cause de la surpêche, de l'aménagement de barrages à l'aval des grands fleuves et de la destruction des habitats, l'espèce a commencé à disparaître de nombreux bassins versants jusqu'à l'extinction de nombreuses populations. *A. sturio* représentait une part non négligeable des pêcheries allemandes dans l'Elbe et le Rhin notamment mais dès 1890, les stocks ont commencé à diminuer drastiquement (Kinzelbach, 1997; Kirschbaum *et al.*, 2011). En France, cette espèce était également pêchée sur les côtes mais aussi dans les fleuves du Sud-Ouest (Garonne, Dordogne, Adour) (Castelnaud *et al.*, 1991), de Normandie (Seine, Orne) et de la Vallée du Rhône (Merg *et al.*, 2020). La Seine abritait une population fonctionnelle jusqu'au 19^{ème} siècle avant la construction des barrages. Dans la Loire, quelques observations ont été faites occasionnellement au cours du 17^{ème} siècle mais il ne semble pas qu'une population s'y soit installée (Desse-Berset, 2013). Les dernières captures ont été observées au début du 20^{ème} siècle dans la Seine (dans les années 20), et dans la deuxième moitié du 20^{ème} siècle dans l'Adour (dans les années 60), dans le Rhône (1974), et dans l'Elbe (dans les années 80). Les dernières reproductions naturelles ont été observées en Allemagne en 1957 dans l'Oste (Kirschbaum *et al.*, 2011) et en France dans le système Gironde-Garonne-Dordogne en 1994 (Lochet *et al.*, 2004).

L'esturgeon européen est une espèce anadrome qui a la particularité d'utiliser les milieux estuariens comme habitat durant sa phase juvénile en plus de son utilisation classique comme couloir de migration (Acolas & Lambert, 2016). *A. sturio* est une espèce ayant une longue espérance de vie (environ 80 ans). La maturité sexuelle est atteinte entre 10 et 12 ans chez les mâles et entre 13 et 16 ans chez les femelles, l'espèce est itéropare, c'est-à-dire que les individus peuvent se reproduire plusieurs fois (Magnin, 1962; Williot *et al.*, 1997). La reproduction se déroule en eau douce, une fois par an au printemps sur un substrat grossier (Jego *et al.*, 2002). Les œufs éclosent après environ quatre jours (taux d'éclosion de 50% à 104 heures post fécondation à 20°C) (Delage *et al.*, 2014). Les juvéniles dévalent ensuite le fleuve pour atteindre l'estuaire au cours de leur premier hiver et ils peuvent y séjourner jusqu'à trois ans environ (Acolas *et al.*, 2011b; Rochard *et al.*, 2001). A partir de trois ans, les juvéniles utilisent toujours l'estuaire, mais peuvent effectuer des mouvements entre les eaux côtières et l'estuaire (Acolas *et al.*, 2011b; Brosse, 2003; Castelnaud *et al.*, 1991; Rochard *et al.*, 2001). Au-delà de sept ans, les juvéniles vivent principalement en milieu marin (90% de leur vie) même si des individus plus jeunes peuvent y être rencontrés (Rochard *et al.*, 1997). Une fois adulte, les individus remonteront l'estuaire afin d'atteindre leur lieu de reproduction en eau douce puis retourneront grossir en mer avant la reproduction suivante (Figure 3).

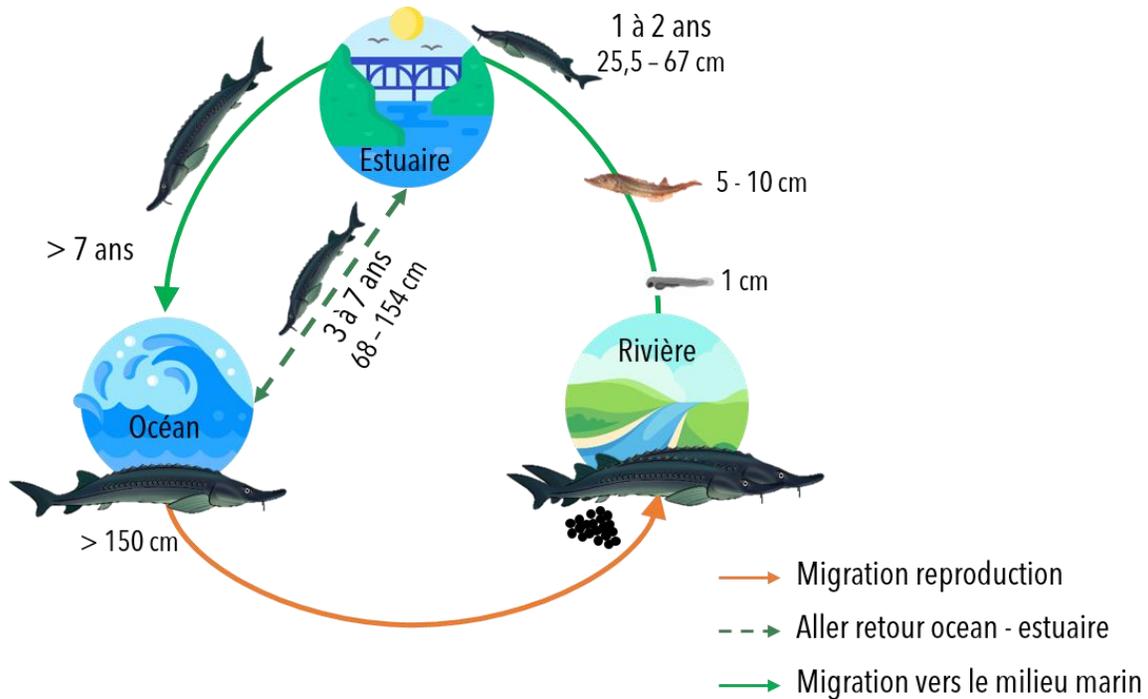


Figure 3 : Cycle de vie d'*A. sturio* (Lamour, 2023).

L'estuaire constitue un habitat essentiel au cours de la vie de *A. sturio*, c'est un couloir de migration pour les juvéniles et les géniteurs, et c'est également un habitat de croissance dans lequel il peut résider plusieurs années en tant que juvénile avant de migrer en mer. Au cours de sa croissance en mer, étant donné son caractère côtier, il pourrait également continuer à faire des incursions en milieux estuariens, que ce soit pour y trouver un refuge (conditions environnementales favorables) ou des proies. Cependant, les facteurs environnementaux impliqués dans la sélection des habitats au sein du milieu estuarien ne sont pas encore bien identifiés.

Les différents habitats utilisés (mer, estuaire, rivière) ont été étudiés pour les individus sauvages mais aussi repeuplés. L'utilisation des habitats en mer par les individus sauvages a été renseignée grâce à des données de captures accidentelles (Letaconnou, 1961; Rochard *et al.*, 1997). Des tendances saisonnières d'observations ont été mises en évidence mais elles reflètent une combinaison entre le comportement de l'espèce et les pratiques des pêcheries. Ces variations saisonnières différaient selon la localisation : en mer du Nord, *A. sturio* était observé principalement entre avril et juin tandis que dans la Manche et le Golfe de Gascogne l'espèce était observée toute l'année (Rochard *et al.*, 1997). Les individus étaient pêchés en grande majorité dans de faibles profondeurs comprises entre 20 et 50m (Rochard *et al.*, 1997) parfois supérieure à 50m mais excédant rarement 70m, aucune observation n'a été rapportée au-delà de 150m (Letaconnou, 1961). D'après Letaconnou (1961), les individus restaient en zone côtière aux alentours de l'embouchure de l'estuaire de la Gironde sauf en hiver où ils s'éloigneraient des côtes.

Pour les individus issus du repeuplement, les données plus récentes des observations accidentelles en mer ont fait l'objet d'une analyse de la favorabilité des habitats marins grâce à l'utilisation de modèles de distribution d'espèce (Charbonnel *et al.*, 2023). Ces observations correspondent à des profondeurs comprises majoritairement entre 20 et 30m (maximum 114m), on retrouve également une saisonnalité dans les observations qui sont plus éloignées de l'estuaire de la Gironde en été et en hiver qu'aux deux autres saisons (Charbonnel & Acolas, 2022). Les variables environnementales contribuant à la répartition

d'*A. sturio* mises en évidence dans le cadre de la modélisation sont la bathymétrie, la température (températures annuelles moyennes 14-15°C) et la salinité (25-30) (Charbonnel *et al.*, 2023).

En estuaire, pour les individus sauvages, entre 1995 et 2000, trois zones de concentrations des individus ont été mises en évidence. Ces dernières étaient caractérisées par un sédiment vaseux ou sableux, une localisation proche de la partie médiane de l'estuaire avec un courant fort et la présence de polychètes (Brosse, 2003). Dans la partie amont de l'estuaire salé (oligohaline), l'habitat utilisé par les juvéniles d'un an, issus du repeuplement, a été caractérisé au cours du printemps uniquement. Ces juvéniles d'un an tendent à sélectionner les substrats sableux ou vaseux, les profondeurs entre 5 et 8m et dans une moindre mesure les endroits où l'on trouve des annélides polychètes (Acolas *et al.*, 2017).

En fleuve, la reproduction se déroule entre mai et juin (Magnin, 1962). Les zones de frayères sont caractérisées par une profondeur minimale de 5m, un substrat grossier (gravier, galet, bloc) et une vitesse de courant estimée à 0.5 m.s⁻¹ afin de disperser les œufs tout en préservant leur fixation (Jego *et al.*, 2002). La température joue un rôle important dans les zones de frayères car elle influence l'éclosion des larves. La température optimale pour la survie des œufs et des larves a été estimée aux alentours de 20°C et une température trop élevée entraîne une baisse du taux d'éclosion (Delage *et al.*, 2020). Enfin, la concentration en oxygène dissous joue également un rôle, cette dernière étant létale lorsqu'elle est inférieure à 50% (Delage *et al.*, 2014).

II.1.3. Le milieu estuarien

Un estuaire peut être défini comme « une masse d'eau côtière semi-fermée qui communique librement avec l'océan et dans laquelle l'eau salée est diluée de façon mesurable par de l'eau douce provenant du drainage des terres » (Pritchard, 1967) ; c'est-à-dire une zone de transition entre la rivière (eaux continentales) et l'océan. Les milieux estuariens font partie des habitats naturels les plus productifs dans le monde (McLusky & Elliott, 2004). Les estuaires sont soumis au régime des marées et selon le marnage, ils peuvent être définis comme étant microtidaux (marnage inférieur à 2m), mésotidaux (marnage entre 2 et 4m) ou macrotidaux (marnage supérieur à 4m) (Savenije, 1992). Les limites de l'estuaire sont fixées soit par la salinité (estuaire salé), soit par les effets de la marée (estuaire tidal) ; les effets de cette dernière se faisant sentir plus en amont que la limite de salinité.

L'habitat estuarien est structuré par la hauteur d'eau, la température, la salinité et la turbidité qui fluctuent quotidiennement (McLusky & Elliott, 2004). Ces quatre variables environnementales se répartissent selon différents gradients qui varient à l'échelle saisonnière (Romana, 1994). En estuaire, il existe plusieurs gradients de salinité : longitudinal (salinité plus importante à l'aval qu'à l'amont), et vertical (salinité plus importante au fond qu'en surface). Le gradient longitudinal, d'amont en aval, permet de caractériser l'estuaire en trois secteurs distincts : le secteur oligohalin (0 à 5), le secteur mésohalin (5 à 18) et le secteur polyhalin (18 à 35). La salinité varie également dans le temps en fonction des débits fluviaux, plus le débit est faible plus la salinité sera élevée. Ainsi, théoriquement, la salinité sera plus importante en été (McLusky & Elliott, 2004). La température est répartie selon un gradient vertical et un gradient longitudinal. Ainsi, la température sera plus froide en surface et en amont (sauf en été) par rapport au fond et à l'aval (McLusky & Elliott, 2004). Enfin, la concentration en matière en suspension suit un gradient vertical, et sera plus importante en profondeur qu'en surface. Dans certains estuaires, on trouve également une zone de turbidité maximale (ou bouchon vaseux) qui résulte du piégeage partiel des matières en suspensions qui s'écoulent dû aux effets des marées, de la densité des sédiments et du débit fluvial (Sottolichio & Castaing, 1999). Le bouchon vaseux va se déplacer selon un gradient longitudinal lié aux marées. Ainsi, à marée haute, il se dirigera vers l'amont alors qu'à marée basse il se dirigera vers l'aval (Jalón-Rojas *et al.*, 2016; Sottolichio & Castaing, 1999).

Les estuaires jouent un rôle très important (nourricerie, abris) pour de nombreuses espèces aquatiques mais aussi terrestres comme des oiseaux migrateurs ou résidents (McLusky & Elliott, 2004). Les espèces aquatiques occupant l'estuaire peuvent être divisées en différentes catégories selon leur écologie : les organismes oligohalins (les organismes d'eau douce pouvant supporter une très faible salinité jusqu'à 5), les organismes estuariens (les organismes inféodés à l'estuaires qui se trouvent dans une salinité entre 5 et 18), les organismes marins euryhalins (les organismes marins pouvant supporter les faibles salinités de l'estuaire jusqu'à 18, voire 5), les organismes marins sténohalins (les organismes ne se trouvant qu'à l'embouchure jusqu'à une salinité de 25), et enfin les espèces migratrices qui passent une partie de leur cycle de vie dans l'estuaire, ou qui n'utilisent l'estuaire que comme un corridor (McLusky & Elliott, 2004). L'estuaire représente une zone de nourricerie et de refuge. Il permet également de trouver ou d'éviter des conditions abiotiques favorables/défavorables, et permettrait de réduire la compétition intraspécifique et la prédation (Able, 2005; McLusky & Elliott, 2004). Les estuaires sont de plus en plus exploités, notamment par les activités de pêche commerciale ou récréative (Botsford *et al.*, 1997). Les effets sont d'autant plus importants que l'impact du changement climatique sur les poissons augmentent quand les stocks de poissons sont faibles (Chaalali *et al.*, 2013). Les communautés estuariennes peuvent également être impactées par les introductions d'espèces invasives exotiques qui impactent directement la biodiversité (Carlton, 1989; Kennish, 2002).

II.1.4. Objectif du travail de doctorat

Nous avons choisi de caractériser l'utilisation des habitats dans la Gironde car c'est un estuaire bien documenté. Il existe des échantillonnages scientifiques récurrents, spécifiques pour l'esturgeon européen, et un modèle hydrodynamique permettant de poser les bases de l'utilisation des habitats. L'Elbe faisant également l'objet d'un programme de repeuplement, nous l'avons choisi pour évaluer les potentialités d'habitat. Une fois en mer les individus colonisent plutôt les milieux côtiers et les déclarations de captures accidentelles mettent en évidence des observations sur la côte Atlantique, la Manche, la Mer du Nord, c'est-à-dire entre les deux fleuves où le repeuplement a été régulier, avec des habitats identifiés comme favorables (Charbonnel *et al.*, 2023). Ce comportement de déplacement plutôt côtier et la mise en évidence d'habitats favorables en mer près des estuaires de la Loire et de la Seine (Charbonnel *et al.*, 2023) laisse à penser que les estuaires des grands fleuves peuvent également être utilisés comme nourricerie ou refuge par les individus en migration. Nous avons donc choisi d'étudier les potentialités d'habitat dans l'estuaire de la Loire (connu historiquement comme nourricerie) et celui de la Seine dans un contexte de recolonisation de l'espèce.

L'estuaire de la Gironde est situé dans le Sud-Ouest de la France et est soumis à un régime macrotidal. L'estuaire salin s'étend de l'océan Atlantique à l'aval au bec d'Ambès, confluence de la Garonne et la Dordogne. Sa surface d'environ 635 km² (zones subtidales et intertidales) en fait le plus grand estuaire d'Europe de l'Ouest (Allen *et al.*, 1977). Selon les projections prenant en compte le changement climatique, la Gironde serait un bassin très favorable pour l'esturgeon européen, puis moyennement favorable d'ici 2100 (Lassalle *et al.*, 2010).

L'estuaire de la Loire se situe à l'Ouest de la France, il est soumis à un régime macrotidal et s'étend sur une surface d'environ 270 km² (surface de l'estuaire salin intégrant les zones subtidale et intertidale). Historiquement, *A. sturio* a fréquenté ce fleuve mais de manière occasionnelle sans jamais y établir de population fonctionnelle (Desse-Berset, 2013). Selon les projections prenant en compte les scénarios climatiques, la Loire serait l'un des bassins de transition les plus favorables, c'est-à-dire que l'espèce utiliserait cet estuaire comme nourricerie et/ou refuge mais le substrat majoritairement sableux et les eaux peu profondes du fleuve ne sont pas appropriées pour la reproduction.

L'estuaire de la Seine, localisé au Nord-Ouest de la France est également soumis à un régime macrotidal. La surface de l'estuaire salin, comprenant les zones subtidale et intertidale, est d'environ 236 km². Avant son déclin, *A. sturio* occupait cet estuaire et y avait établi une population fonctionnelle. Lorsque l'on s'intéresse aux projections qui prennent en compte les scénarios climatiques, la Seine présenterait une favorabilité faible puis moyenne d'ici 2100 (Lassalle et al., 2010).

L'estuaire de l'Elbe se trouve au Nord de l'Allemagne et se jette dans la mer du Nord. Cet estuaire s'étend sur environ 468 km² et est soumis à un régime mésotidal. Des repeuplements de *A. sturio* ont eu lieu dans l'Elbe, de ce fait, comme la Gironde, ce bassin abrite l'une des dernières populations d'esturgeon européen.

La thèse a pour but d'évaluer comment les individus réintroduits s'approprient les habitats estuariens. La première étude consiste à localiser les habitats utilisés par *A. sturio* dans l'estuaire de la Gironde et à les caractériser d'un point de vue abiotique afin d'identifier l'influence des facteurs environnementaux. Dans un second temps, les résultats de la Gironde ont été utilisés afin de déterminer des habitats potentiellement favorables dans les estuaires de la Loire, de la Seine et de l'Elbe dans un contexte de restauration des populations. Enfin, la dernière étude vise à intégrer la dimension biotique de l'utilisation de l'habitat en mettant en perspectives les résultats obtenus dans la Gironde avec un facteur biotique, à savoir les proies consommées par les esturgeons.

II.2. Matériel et méthodes

II.2.1. Les données biologiques

Les données biologiques utilisées dans cette thèse sont des données de captures issues des campagnes scientifiques de suivi de la fraction estuarienne de la population soutenue d'esturgeons européens, appelées ci-après campagnes STURAT, la base de données correspondante portant le même nom.

Ces campagnes sont réalisées à bord du navire l'Esturial (<https://eabx.bordeaux-aquitaine.hub.inrae.fr/nos-infrastructures/isc-xpo/pole-embarcations/navire-l-esturial>) par INRAE et financée depuis 2011 dans le cadre du Plan National d'Action en faveur de l'esturgeon européen. L'échantillonnage est effectué à l'aide d'un chalut de fond à panneaux (21m de long avec un maillage décroissant de 60 à 20mm et une ouverture maximale sous l'eau de 12m de largeur et 4m de hauteur) (Figure 4). Elles ont été mises en place en 2009 et se déroulent tous les 2 mois à l'aide de deux grilles d'échantillonnage utilisées alternativement qui représentent les principaux secteurs chalutables de l'estuaire médian et aval (Acolas et al. 2011a). En effet, il est délicat de chaluter dans le chenal de navigation, dans les accès portuaires, dans les zones intertidales et dans les secteurs présentant des hauts fonds. Elles ont pour but d'échantillonner l'estuaire subtidal afin de suivre la population de *A. sturio* suite aux actions de repeuplement. Elles permettent également de suivre l'ensemble du cortège ichtyologique. Pour chaque trait de pêche, l'ensemble des espèces de poissons est caractérisé et dénombré, 30 individus de chaque espèce sont mesurés. A chaque trait les paramètres physico-chimiques sont relevés (température, oxygène, salinité, turbidité). En ce qui concerne les esturgeons, les individus capturés sont mesurés, pesés et marqués avec un identifiant unique en interne et en externe ; les marques externes permettant également leur identification individuelle lors de captures accidentelles. Des prélèvements de morceaux de nageoires sont réalisés en vue d'analyses génétiques d'assignation parentale (Roques *et al.*, 2018) et d'analyses isotopiques (régime alimentaire et répartition spatiale). Sur une partie des individus, un prélèvement de rayon est réalisé afin d'estimer l'âge des individus (Rochard & Jatteau, 1991) et un lavage gastrique est réalisé afin de qualifier et de quantifier la nature des proies consommées (Brosse *et*

al., 2002a). Les manipulations effectuées dans le cadre de ces campagnes ont été approuvées par le comité d'éthique CE73 (numéro 2020040117582634) et sont réalisées par du personnel formé à l'expérimentation animale.

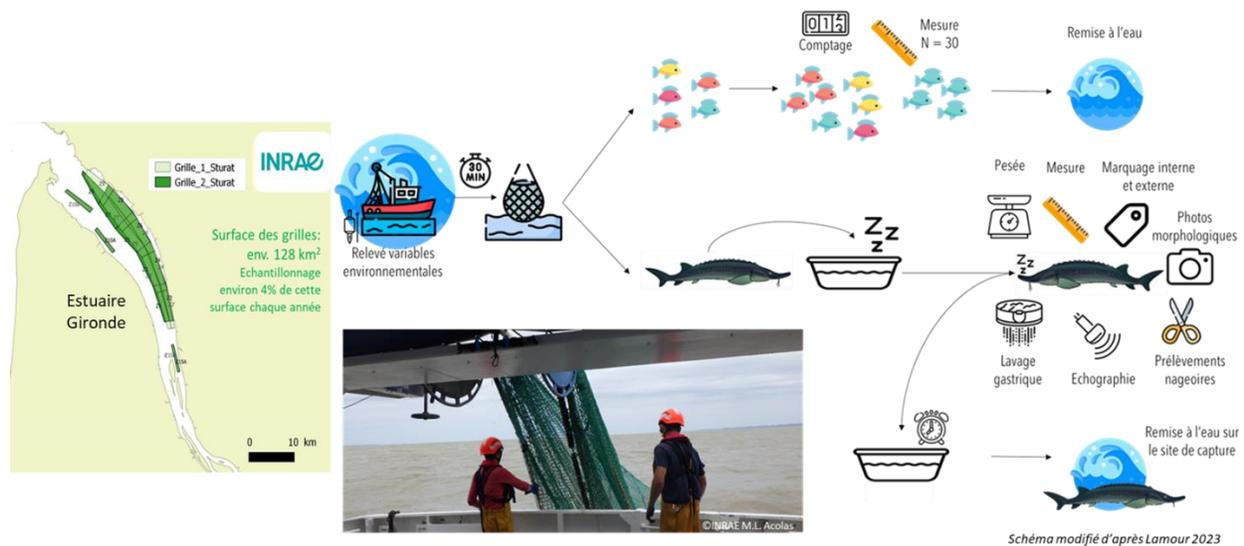


Figure 4 : Grille d'échantillonnages des campagnes scientifiques STURAT dans l'estuaire de la Gironde et schéma des manipulations effectuées.

Au sein des *A. sturio*, pour ce travail, nous distinguerons les individus les plus petits qui vivent principalement dans le milieu estuarien appelés « Estuarine Dwellers » ED (longueur fourche LF de 25,5 à 67cm) et les individus plus grands qui peuvent faire des allers-retours avec le milieu marin appelés « Sea Explorers » SE (LF de 68 à 154cm, âgés de 3 ans et plus).

Le lavage gastrique est réalisé une fois que l'individu est anesthésié. Un tube est inséré dans l'œsophage du poisson et un second tube de diamètre inférieur est inséré dans le premier afin d'injecter un volume d'eau (maximum 2L) sous pression (0.5 à 1 bar selon la taille des individus) par petites injections afin de faire sortir le bol alimentaire (Brosse, 2003; Brosse *et al.*, 2002; Nilo, 1996) (Figure 5). Le contenu stomacal est récolté dans un tamis (500 µm) placé sous la bouche du poisson puis il est conservé dans un bocal avec du formol à 4% (jusqu'en 2021) puis de l'éthanol à 75% (depuis 2022).



Figure 5 : Lavage gastrique sur *A. sturio* et exemple de contenu du lavage gastrique.

II.2.2. Les données environnementales

Les données environnementales utilisées dans ce travail proviennent de modèles hydrodynamiques MARS3D (Model for Applications at Regional Scale) pour les estuaires de la Gironde (Diaz *et al.*, 2023, 2020; Lamarque *et al.*, 2021, 2022), de la Loire (Grasso & Caillaud, 2023) et de la Seine (Grasso *et al.*, 2021). Pour l'estuaire de l'Elbe il s'agit d'un modèle de transport estuarien (General Estuarine Transport Model GETM) (Burchard *et al.*, 2004).

Ces modèles se présentent sous la forme d'un maillage curviligne avec une taille de maille variable selon la localisation dans l'estuaire (plus petite à l'amont qu'à l'aval). Pour l'Elbe, la taille des mailles est plus petite (300 x 170 m à l'aval et 220 x 90 m à l'amont) que pour les estuaires français (300-700 x 220-500 m à l'aval et 300-450 x 160-80 m à l'amont selon la forme de l'estuaire). Pour les analyses réalisées au cours de cette thèse, les modèles ont été redécoupés aux limites de l'estuaire salin. Les variables simulées ont été extraites à l'échelle saisonnière. Ces modèles ont permis de caractériser les estuaires à une échelle spatiale et temporelle fine.

Pour tous les modèles, chaque maille est divisée en 10 couches verticales et la résolution temporelle du modèle est de 30 minutes pour la Seine et la Loire (et la température en Gironde) ou d'une heure pour l'Elbe et la Gironde. Nous avons choisi de travailler avec la couche de fond afin de s'adapter à l'écologie de *A. sturio* qui est un poisson benthodémersal. Dans la Gironde, nous avons travaillé avec la température, la salinité, la hauteur de la colonne d'eau, la vitesse et la concentration de matière en suspension. Pour identifier les habitats potentiellement favorables au sein des différents estuaires, nous avons travaillé avec les variables communes aux quatre estuaires, c'est-à-dire la température, la salinité et la hauteur de la colonne d'eau, après avoir vérifié qu'elles étaient suffisamment informatives.

Les modèles hydrodynamiques sont construits en utilisant différents forçages : la hauteur d'eau, les vents, la pression atmosphérique et le débit (Grasso *et al.*, 2013). Comme nous travaillons avec un modèle, le niveau de confiance accordé aux variables simulées diffère. Les variables les plus fiables sont dans la colonne d'eau : dans un ordre décroissant, les variables hydrodynamiques (vitesse et sens du courant, hauteur de la colonne d'eau, marée), puis les variables hydrologiques (salinité et température) et enfin la concentration en matière en suspension. Les variables les moins fiables concernent la couche de sédiment car le modèle a tendance à trop éroder le fond pour maintenir des niveaux de turbidité suffisants, ce qui peut conduire à une surestimation du fond sableux (Grasso, pers comm).

II.2.3. Analyse des données

II.2.3.1. Analyse de l'utilisation des habitats dans l'estuaire de la Gironde

Dans un premier temps, l'influence des variables environnementales sur la présence/absence et la densité des *A. sturio* à l'échelle du trait de chalut a été testée à l'aide d'analyses statistiques « classiques » comme les GLM (Generalized Linear Model) avec ou sans zéro inflation, les GAM (Generalized Additive Model) ou les BRT (Boosted Regression Tree). Cependant, du fait des faibles occurrences (beaucoup de traits avec des absences), ces méthodes n'ont pas pu aboutir. De ce fait, une approche de géostatistique utilisant la densité dans les traits de chalut agrégés à l'échelle saisonnière a été choisie.

L'analyse de géostatistique choisie est une analyse de points chauds ou hotspots, basée sur la statistique Getis-Ord (G_i^*) (Getis and Ord, 1992; Ord and Getis, 1995). Cette statistique mesure le degré d'association entre des concentrations de points, lignes ou aires dans un rayon défini. Cette statistique permet donc de savoir si des entités de valeurs élevées (ou faibles) sont agrégées spatialement. Une entité peut avoir une valeur élevée sans pour autant être un hotspot. On obtient un hotspot si une entité ayant une valeur

élevée est entourée d'autres entités ayant également une valeur élevée dans le rayon de recherche prédéfini. L'analyse de hotspot permet de calculer un z-score et une p-value qui permettent de conclure quant à la significativité du hotspot.

Cette analyse géostatistique a permis d'identifier des polygones de concentration significatifs c'est-à-dire les hotspots de *A. sturio* pour chaque saison et chaque groupe de taille. Cette méthode nous permet de localiser les habitats utilisés préférentiellement. Les variables environnementales ont ensuite été extraites du modèle hydrodynamique (MARS3D) et moyennées à l'échelle saisonnière. Les valeurs des variables environnementales présentes dans les hotspots ont été comparées aux valeurs des variables environnementales dans le reste de la grille d'échantillonnage à l'aide d'une analyse multivariée MANOVA non paramétrique (NPMANOVA ; Non-Parametric Multivariate Analysis of Variance) suivi d'un test post-hoc (pairwise adonis).

II.2.3.2. Extrapolation des résultats de l'analyse de l'habitat en Gironde aux estuaires sélectionnés

Les analyses précédentes permettent d'identifier les facteurs environnementaux abiotiques en jeu dans la sélection des habitats en Gironde, à différentes saisons, pour 2 groupes les SE (Sea Explorers ou explorateur marins) et les ED (Estuarine Dwellers ou habitants de l'estuaire). Pour extrapoler ces résultats dans des secteurs non échantillonnés de Gironde et dans les 3 estuaires d'intérêt, nous posons l'hypothèse que, dans des secteurs qui présentent les mêmes caractéristiques que la zone d'échantillonnage de Gironde, le processus de sélection d'habitat serait le même. Des repeuplements ayant lieu en Gironde et dans l'Elbe, les groupes ED et SE sont analysés alors que seulement les SE sont extrapolés dans la Loire et La Seine car il n'y a pas de réintroduction dans les fleuves correspondants.

Dans un premier temps, une zone de projection a été déterminée dans chaque estuaire, zone dans laquelle nous nous permettons de projeter les résultats, car les conditions environnementales sont dans la gamme de celles échantillonnées en Gironde. Puis, à l'intérieur de cette zone de projection, les habitats potentiellement favorables sont projetés à l'échelle saisonnière lorsque les facteurs abiotiques expliquaient de manière significative la localisation des individus en Gironde. Afin de préciser ces habitats potentiellement favorables, les quartiles ont été utilisés pour définir des hotspots HS 98% (quartile 1-99) et des HS 50% (quartile 25-75) (Figure 6).

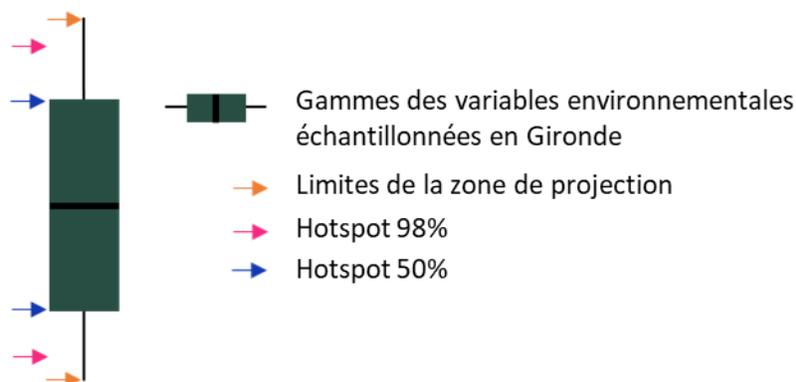


Figure 6 : Illustration de la distribution des variables environnementales et délimitation des limites de projection et des Hotspots 98% et 50% en fonction des quartiles.

II.2.3.3. Caractérisation du régime alimentaire et exploration de l'influence des proies (facteur biotique) sur la localisation spatiale des individus

Le régime alimentaire a été caractérisé à partir des contenus stomacaux prélevés pendant les campagnes STURAT. Ces contenus ont été analysés par le bureau d'étude Aqualogic, les différentes espèces ont été identifiées à la famille, ou jusqu'à l'espèce lorsque cela était possible et elles ont été dénombrées pour chaque contenu. Les indices suivants ont été calculés afin de caractériser le régime alimentaire et de comparer les proies consommées dans les hotspots et en dehors des hotspots. Les hypothèses étant les suivantes : les facteurs biotiques ont une influence sur la localisation des individus si le taux de vacuité est inférieur dans les HS comparé au reste de la zone d'échantillonnage et si la quantité de proies dans les estomacs est supérieure dans les HS comparé au reste de la zone d'échantillonnage.

L'abondance relative reflète le comportement alimentaire d'un individu en indiquant la quantité relative d'une proie dans son contenu stomacal (Macdonald & Green, 1983). Elle est calculée de la manière suivante : $\frac{\text{nombre de proies } i}{\text{nombre total de proies}}$; i correspondant à l'espèce considérée.

La fréquence d'occurrence correspond à la fréquence d'apparition d'une proie consommée par un prédateur (Cailliet, 1977). Elle se calcule de la manière suivante : $\frac{N_i}{N_{total}}$ où N_i représente le nombre de contenus stomacaux contenant la proie i et N_{total} représente le nombre total d'estomacs collectés. Lorsqu'une fréquence d'occurrence est supérieure à 50 %, la proie est considérée comme «préférentielle». Si la fréquence d'occurrence est comprise entre 10 et 50 %, la proie est qualifiée de «secondaire» et quand elle est inférieure à 10 %, la proie est classée comme «accessoire» (Pasquaud, 2006).

Le taux de vacuité renseigne sur le comportement alimentaire d'une espèce. Il est calculé de la manière suivante : $\frac{N_{s_vide}}{N_{s_tot}}$ où N_{s_vide} correspond au nombre d'estomacs vides et N_{s_tot} correspond au nombre d'estomacs analysés.

Les abondances relatives et les fréquences d'occurrence ont été représentées pour chaque groupe de taille. Les abondances relatives sont représentées à l'espèce et les fréquences d'occurrence sont représentées avec les groupes zoologiques (taxons) pour simplifier la lecture.

Les abondances totales (toutes espèces confondues) et les taux de vacuité sont représentées et analysées selon le groupe de taille et la localisation (HS et hors HS). Pour comparer les abondances, un test de Wilcoxon (Woolson, 2008) a été réalisé. Pour comparer les taux de vacuité, du fait des faibles effectifs pour certains groupes testés, un test exact de Fisher (Upton, 1992) a été réalisé. Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel RStudio (version 1.4.1103).

II.3. Résultats et discussions

II.3.1. Les habitats utilisés en Gironde et l'influence des facteurs environnementaux

Cette analyse a fait l'objet d'une publication (Lamour et al. 2024). La localisation des *A. sturio* échantillonnés entre 2010 et 2018 est illustrée dans la Figure 7 A. Au total 1022 traits de chaluts ont été effectués sur la période et 452 *A. sturio* ont été échantillonnés (LF 25,5cm - 154cm, moyenne LF 67,7 cm). Les ED mesuraient en moyenne 53.9 cm LF (252 individus) et les SE 85,4 cm LF (200 individus). Les traits de présences sont indiqués en noir, les absences en blanc et les HS de chaque groupe de taille ainsi que les HS communs aux deux groupes sont délimités pour chaque saison (Figure 7A). Les SE utilisent principalement les secteurs médian et aval de la zone d'échantillonnage (points kilométriques (PK) à distance de Bordeaux 72 à 90 km) et également les secteurs amont en hiver (quelques individus seulement PK 57 à 62), un HS en rive gauche étant également identifié à cette saison. Les ED utilisent à toutes les saisons un HS à l'amont de la zone d'échantillonnage (PK 54 à 62) et la zone médiane et aval (PK 70 à 88) avec un HS en rive gauche identifié au printemps. Le pourcentage de superposition des HS des 2 groupes de taille est indiqué pour chaque saison, il se situe autour de 30% sauf à l'automne où il chute à 12%. Des présences sont observées dans la zone médiane du secteur d'échantillonnage (PK 60 à 70) mais aucun HS n'a été déterminé. Les deux groupes de taille sont présents à toutes les saisons avec un peu moins de SE en été et en hiver (2.3 à 3.6 individus/km²), les densités maximales pour les deux groupes étant estimées à l'automne (5.7 à 6.5 individus/ km²) (Figure 7B).

Nous avons mis en évidence que les cinq variables testées (température, salinité, hauteur de la colonne d'eau, vitesse du courant et concentration en matière en suspension) contribuent à expliquer à plus de 76% la distribution de *A. sturio* dans l'estuaire de la Gironde ; leurs contributions relatives étant relativement similaires. Nous avons également déterminé une différence de sélection d'habitats selon le groupe de tailles, avec une variation saisonnière (Figure 7C). Les individus plus grands (SE), pouvant effectuer des aller-retours avec l'océan, utilisent majoritairement l'aval de l'estuaire, dans des zones plus profondes avec une salinité plus élevée et une température de l'eau plus fraîche, des matières en suspension et des vitesses de courants inférieures. Les individus plus petits (ED), qui séjournent principalement dans l'estuaire salé, occupent des zones globalement moins profondes où la salinité est moins élevée et la température de l'eau plus chaude ; les matières en suspension et les vitesses de courant étant plus élevées. Les facteurs environnementaux expliquent la répartition de ces derniers uniquement en été et en hiver, d'autres facteurs sont en jeu au printemps et à l'automne.

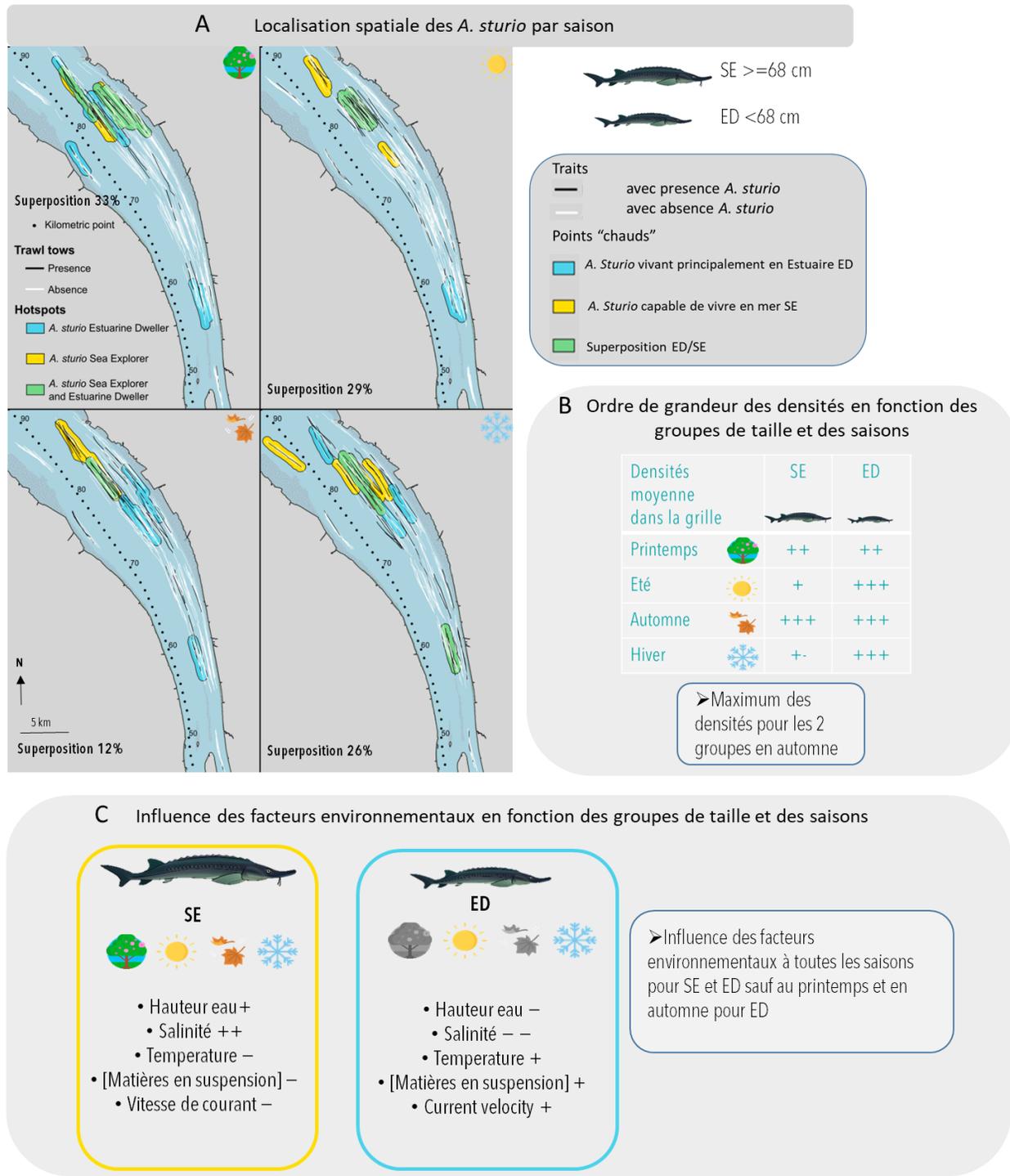


Figure 7 : Schéma synthétique de l'analyse des habitats utilisés dans l'estuaire de la Gironde par saison pour 2 groupes de tailles (A, B) et de l'influence des facteurs environnementaux (C) : période 2010-2018, données biologiques STURAT et modèle hydrodynamique MARS 3D.

II.3.2. Les projections d'habitats potentiellement favorables dans les estuaires d'intérêt

Cette analyse a fait l'objet d'une publication en cours de finalisation (Lamour et al., in prep.). L'ensemble des variables environnementales utilisées en Gironde n'était pas disponible dans les 3 autres estuaires (Loire, Seine et Elbe). Nous avons donc vérifié au sein de la Gironde si les résultats différaient beaucoup quand on retire les variables matière en suspension et vitesse de courant (5 variables versus 3 variables). Nous avons également regardé les résultats en retirant la variable température car les estuaires de l'Elbe et de la Seine sont globalement plus froids à certaines saisons que la Gironde. Globalement, en retirant des variables, on va surestimer légèrement la surface des habitats potentiels mais au vu des cartographies pour la Gironde cette surestimation semble négligeable (illustration pour l'hiver Figure 8). Au vu des résultats précédents nous n'avons pas projeté les habitats potentiellement favorables pour le groupe des ED au printemps et en automne, les variables environnementales n'expliquant pas la localisation de ce groupe à ces saisons.

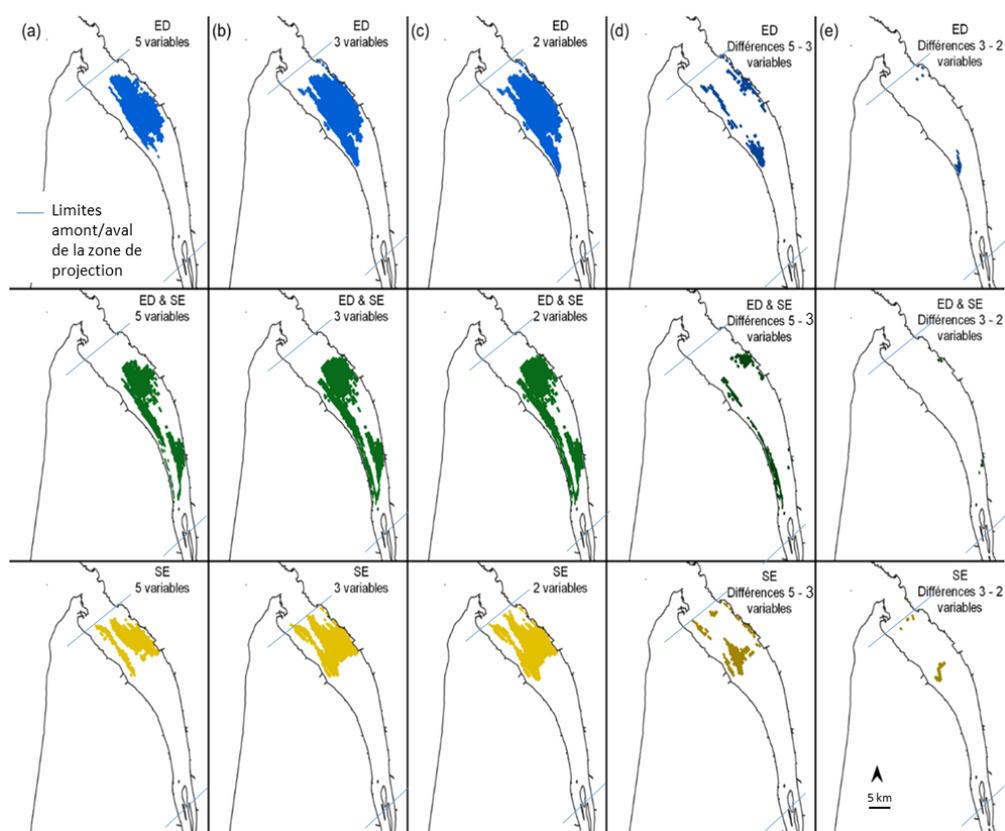


Figure 8 : Projection des habitats potentiellement favorables dans l'estuaire de la Gironde en hiver en utilisant 5 (a), 3 (b) ou 2 (c) variables abiotiques. Les surfaces représentant les différences entre 5 et 3 variables (d) et 3 et 2 variables (e) sont illustrées. Chaque ligne de carte représente un groupe de taille (ED, secteurs communs ED et SE, SE).

Les surfaces estimées pour chaque estuaire et chaque groupe de taille sont illustrées dans les Figures 9 et 10. Une illustration des SE pour l'Elbe et la Gironde est proposée en Figure 11.

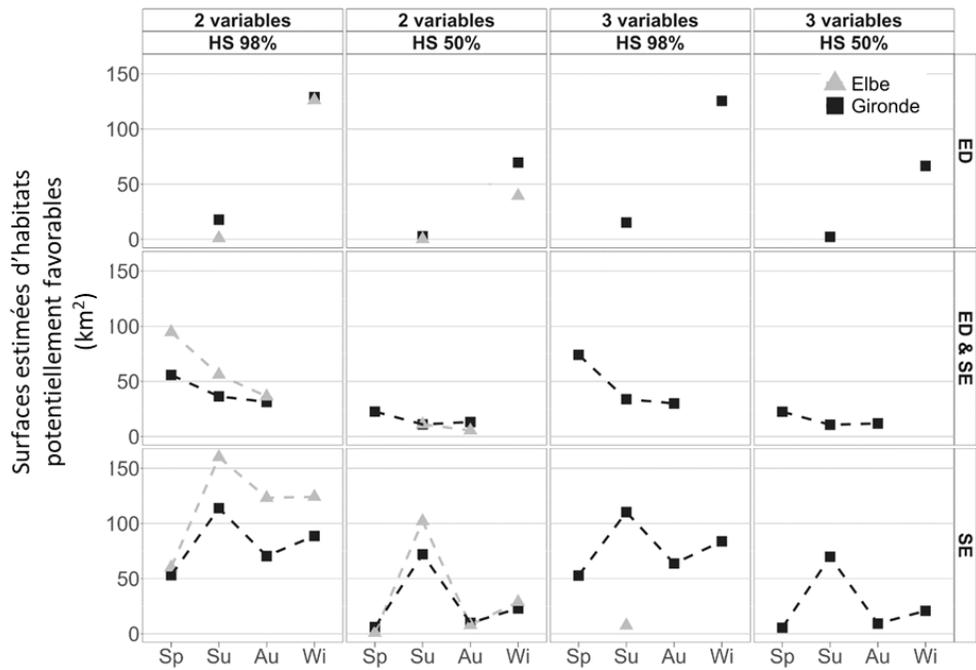


Figure 9 : Surfaces estimées des habitats potentiellement favorables dans les zones de projections des estuaires de la Gironde (carrés noirs) et de l’Elbe (triangles gris) pour les différents groupes de tailles, par saison (Sp = printemps ; Su=été ; Au = Automne ; Wi = hiver) (d’après Lamour et al., in prep.).

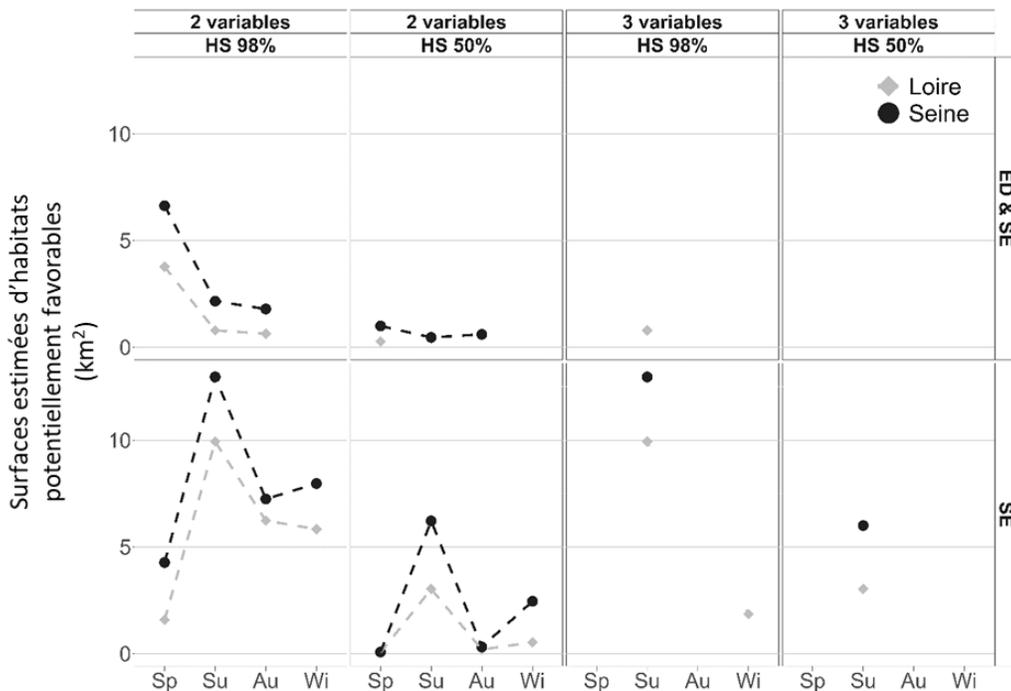


Figure 10 : Surfaces estimées des habitats potentiellement favorables dans les zones de projections des estuaires de la Loire (losanges gris) et de la Seine (ronds noirs) pour les différents groupes de tailles, par saison (Sp = printemps ; Su=été ; Au = Automne ; Wi = hiver) (d’après Lamour et al., in prep.).

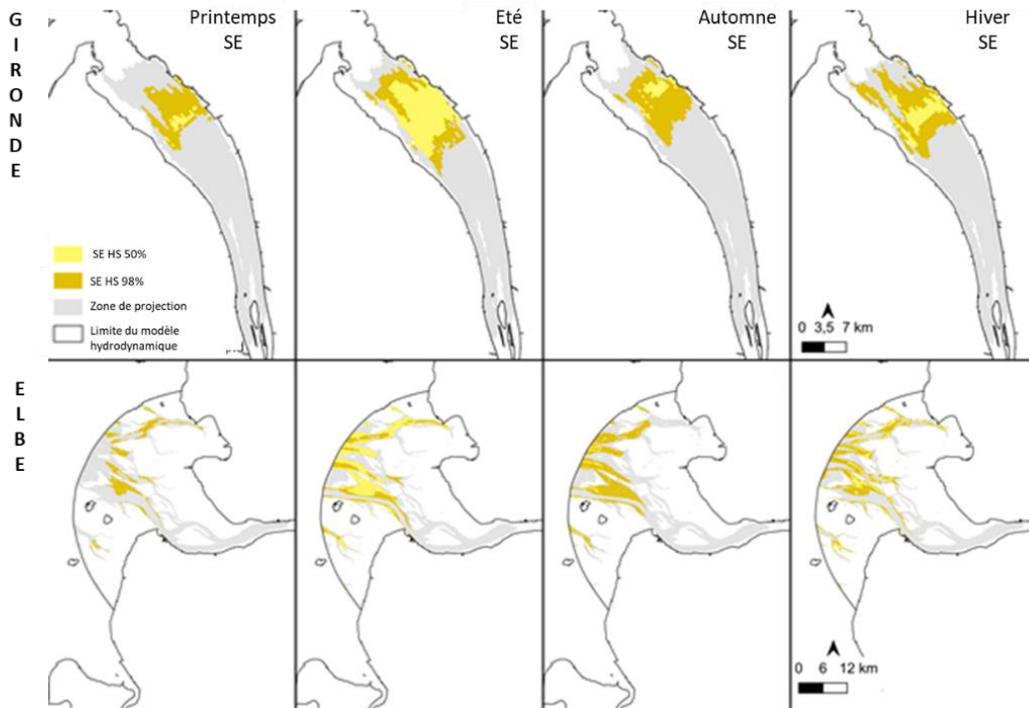


Figure 11 : Illustration des habitats potentiellement favorables pour les SE (2 variables) dans la Gironde et l'Elbe (d'après Lamour et al., in prep.).

Cette étude démontre que l'utilisation des modèles hydrodynamiques permet d'explorer, en première intention, en limitant les efforts d'échantillonnage (coûts et logistiques), les habitats potentiellement favorables dans des estuaires où l'échantillonnage n'est pas réalisable ou réalisé. Cependant notre méthode est basée sur les préférences décrites dans l'estuaire de la Gironde, la niche écologique considérée est donc contrainte par les caractéristiques de l'habitat servant de référence. Mais, à l'heure actuelle, la rareté de l'espèce implique une faible probabilité de capture et nos résultats pourraient guider de futurs échantillonnages. En effet, il est important de rester précautionneux et de compléter cette approche dans le futur avec des données de terrains (profils physico-chimiques, données biologiques via différentes techniques comme l'ADN environnemental, des données historiques ou des données de captures accidentelles).

La température est le facteur qui varie le plus entre les 4 estuaires considérés, les habitats ayant été décrits dans l'estuaire le plus chaud. Nos estimations impliquent donc d'accepter l'hypothèse que les températures les plus froides n'influencent pas différemment la sélection des habitats dans les autres estuaires.

L'identification d'habitat favorable est cruciale à la fois pour mieux comprendre l'écologie de l'espèce mais aussi pour aider à sa conservation. Nous montrons ici que la Gironde et l'Elbe présentent les surfaces les plus importantes pour accueillir les différents stades, aux saisons étudiées et dans la limite des zones de projection, avec des surfaces d'habitats favorables pour l'espèce de 125 km² à 126 km² en hiver pour les ED et de 110 km² à 160 km² pour les SE en été, respectivement en Gironde et dans l'Elbe. On notera que la forme de ces deux estuaires est bien différente ; l'estuaire salé en Gironde s'étend sur près de 70 km de long et 10 km de large offrant des habitats de la zone oligohaline (Acolas et al ; 2017) à la zone polyhaline

(cette étude) alors que l'Elbe est moins large (5 km au maximum) et l'embouchure est largement ouverte sur une zone côtière de faible profondeur (la mer de Wadden) où la majorité des habitats potentiellement favorables ont été identifiés. Au vu de nos critères (limite de la zone de projection sur la base de nos échantillonnages) nous n'avons pas extrapoler les analyses à l'embouchure de la Gironde car les profondeurs sont en dehors de nos gammes d'échantillonnages. Ces surfaces importantes confirment cependant que ces estuaires où les réintroductions sont en cours correspondent aux surfaces d'habitats potentiellement favorables les plus importantes.

La Loire et la Seine offrent également des habitats potentiellement favorables pour les SE au cours de leur séjour en mer mais les surfaces, d'après notre étude, sont limitées (de 10 km² à 13 km² en été pour la Loire et la Seine respectivement).

Charbonnel *et al.* (2023) ont mis en évidence la favorabilité des zones côtières pour l'espèce et notre étude permet d'améliorer les connaissances dans les milieux estuariens et suggère que des entrées sont possibles dans différents estuaires au cours de la migration ; ces milieux pouvant présenter des habitats potentiellement favorables (zones de refuge ou zones d'alimentation) à différentes saisons. Pour d'autres esturgeons anadromes, cette utilisation des estuaires a été démontrée notamment pour l'esturgeon à museau court (*A. brevirostrum*) qui utilise les parties basses des estuaires comme zones d'hivernage au nord des Etats-Unis (Hylton et al., 2018). Pour l'esturgeon Atlantique *A. oxyrinchus*, des individus ont été observés dans les estuaires et zones cotières au printemps et en automne, les secteurs d'hivernage étant plutôt localisés en mer (Dunton *et al.*, 2010).

II.3.3. Exploration de l'influence des facteurs biotiques

Au total 309 lavages gastriques ont été effectués sur la période 2010-2018 (Figure 12). 230 contenus stomacaux ont été analysés (120 ED et 110 SE) et 79 contenus stomacaux étaient vides (50 ED et 29 SE soit 41% et 26% des contenus respectivement). Parmi les contenus stomacaux analysés, 25 espèces de proies ont été déterminées, réparties dans 7 groupes zoologiques (Tableau I). La Figure 13 illustre les différentes proies, les indices calculés ayant permis d'identifier les proies préférentielles : les polychètes et les crustacés isopodes et amphipodes.

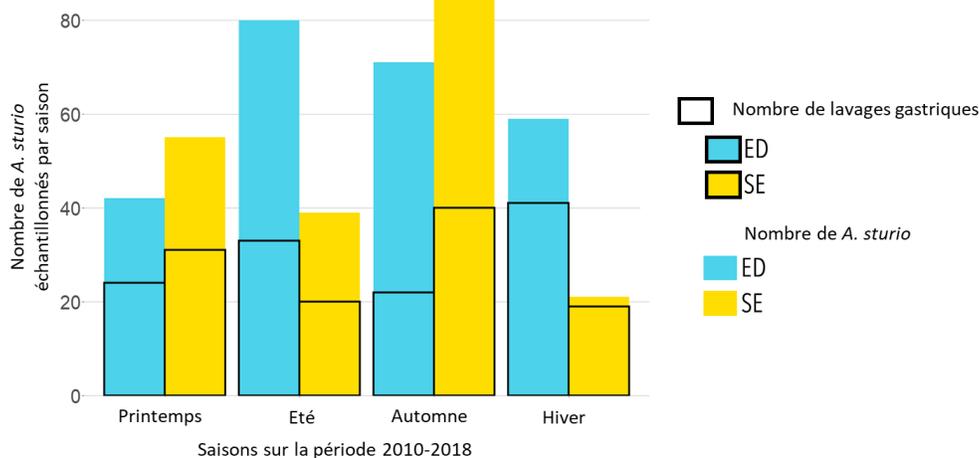


Figure 12: Nombre de *A. sturio* échantillonnés et nombre de lavages gastriques réalisés par saison et par groupe de taille sur la période 2010-2018 (d'après Lamour 2023).

Tableau 1 : Liste des différentes espèces rencontrées avec leur appartenance aux différents groupes zoologiques ainsi que les couleurs associées utilisées pour la Figure 13.

Groupe zoologique	Espèces
Sipunculidea	Golfingiides
Poisson	<i>Pomatoschistus sp</i>
Mollusque	<i>Barnea candida</i>
Décapode	<i>Palaemon sp</i>
	<i>Crangon crangon</i>
Mysidace	<i>Mysidace ind</i>
	<i>Praunus inermis</i>
Isopodes	<i>Synidotea laticauda</i>
	<i>Cyathura carinata</i>
Amphipodes	<i>Hippomedon sp</i>
	<i>Bathyporeia pelagica</i>
	<i>Corophium volutator</i>
	<i>Gammarus sp</i>
Polychètes	<i>Pygospio elegans</i>
	<i>Boccardiella ligerica</i>
	<i>Streblospio shrubsolii</i>
	<i>Marphysa sanguinea</i>
	<i>Lagis koreni</i>
	<i>Nereis sp</i>
	<i>Nephtys spp</i>
<i>Heteromastus filiformis</i>	

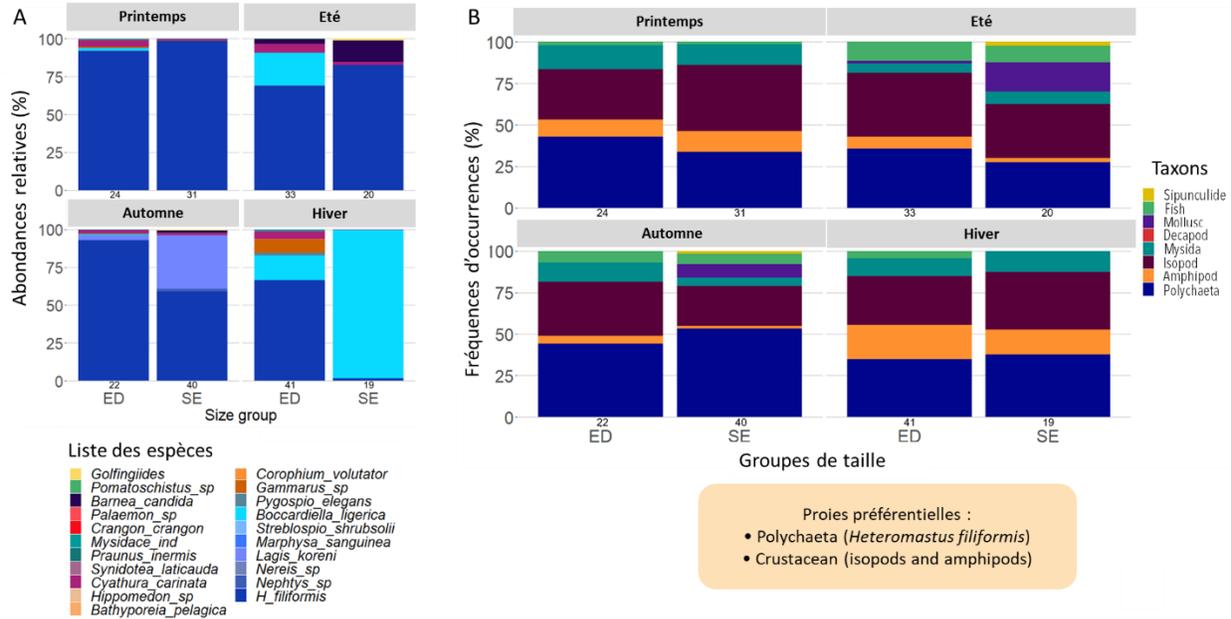


Figure 13 : Illustration des fréquences d'abondances relatives et des fréquences d'occurrence par saison et par groupe de taille. Les effectifs de chaque groupe sont indiqués en abscisse.

Cette étude a permis de caractériser le régime alimentaire des individus entre 2010 et 2018 pour les deux catégories ED et SE, aux différentes saisons. Les proies majoritaires sont les annélides polychètes, puis certains groupes de crustacés (isopodes, amphipodes et mysidacés). Le régime alimentaire des deux groupes est très similaire, même si les ED semblent consommer plus de crustacés. Nous avons mis en évidence une consommation saisonnière de poisson (*Pomatoschistus* sp), ainsi que pour la première fois la consommation de mollusque bivalve (*Barnea candida*) sur les deux dernières années 2017 et 2018. Chez les autres espèces d'esturgeons, le régime alimentaire en estuaire a été plutôt bien étudié et varie selon les espèces. Pour l'esturgeon à museau court, le régime alimentaire est principalement composé d'insectes et de crustacés (Dadswell, 1979). Tandis que *A. oxyrinchus*, une espèce proche de *A. sturio*, consomme principalement des annélides polychètes et des amphipodes (McLean *et al.*, 2013).

La prolifération de *B. ligerica* observée en 2015 avait été interprétée dans un travail de stage précédent comme étant un shift dans les proies préférentielles (Vega, 2016), mais au vu des années suivantes, nous pouvons dire que ce n'était qu'un phénomène épisodique sans changement de régime alimentaire chez *A. sturio*. Durant cette année particulière, une absence de *H. filiformis* a sans doute favorisé la prolifération de *B. ligerica* ou bien inversement, cette prolifération ayant impliquée une chute de l'abondance des *H. filiformis*. Les *A. sturio* ont alors adopté un comportement opportuniste sur cette proie très abondante en 2015 qui reste un annélide polychète. Ce type de comportement a déjà été observé chez d'autres espèces d'esturgeons, ces derniers pouvant changer de proies selon leur disponibilité et leurs abondances (Beamesderfer & Farr, 1997). *A. oxyrinchus* dans le St Laurent (Canada) se nourrit majoritairement de deux espèces de polychètes (*Clymanella* sp. et *Spiophanes bombyx*) mais consomme aussi d'autres espèces de polychètes (*Eteone* sp., *Nephtys* sp.) et des crustacés (*Corophium* sp, *Neomysis americanus*) (McLean *et al.*, 2013).

Les travaux menés sur les individus sauvages de *A. sturio* ont également mis en évidence un régime alimentaire caractérisé par des annélides polychètes principalement et des crustacés (Brosse, 2003). Parmi les espèces identifiées, il y avait *H. filiformis*, à l'aval, mais aussi l'espèce *Polydora* sp, localisée à l'amont (Brosse *et al.*, 2000), celle-ci n'a jamais été retrouvée chez les individus issus du repeuplement.

En reprenant nos hypothèses de départ afin d'identifier si les proies jouent également un rôle dans la répartition spatio-temporelle des individus, nous pouvons mettre en évidence que :

- Le taux de vacuité est inférieur pour les individus capturés dans les HS par rapport à ceux capturés dans le reste de la grille d'échantillonnage en automne, que ce soit pour les SE et les ED (Figures 14 et 15). Ce n'est pas le cas pour les autres saisons. Les individus se nourrissent donc plus fréquemment dans les HS en automne et les proies pourraient expliquer, dans une certaine mesure, la répartition des individus dans l'estuaire à cette saison.

Par ailleurs, à cette saison, on notera que les taux de vacuité sont élevés dans le reste de la grille d'échantillonnage (hors HS) (jusqu'à 72% et 40% pour les ED et les SE respectivement) alors qu'ils sont plutôt de l'ordre de 9 à 26% pour les autres saisons. Cela indiquerait qu'il y a peut-être plus de compétition alimentaire entre les *A. sturio* dans l'estuaire à l'automne. En effet, en automne les densités sont les plus importantes pour les deux groupes de taille avec un faible taux de recouvrement des HS (voir partie II.3.1). La zone subtidale étant une zone pauvre en proies benthiques, il est possible que ces dernières soient regroupées en patch à certains endroits de l'estuaire et une compétition se mettrait alors en place pour accéder à ces patches. Notre hypothèse est donc retenue pour l'automne, les individus ont un comportement d'alimentation plus fréquent dans les HS.

- L'abondance des proies dans les contenus stomacaux est supérieure pour les individus capturés dans les HS comparé au reste de la grille d'échantillonnage, uniquement pour les ED en automne (Figures 14 et 15). Ce n'est pas le cas pour les autres saisons. Cet indicateur renforce donc l'hypothèse que la distribution des ED en automne pourrait être liée à la présence et à la quantité de proies.

On notera qu'à cette saison les facteurs abiotiques n'expliquaient pas de manière significative la distribution des ED (voir partie II.3.1), les proies joueraient alors un rôle dans la distribution des ED en automne. On notera cependant une grande variabilité individuelle sur la quantité de proies consommées.

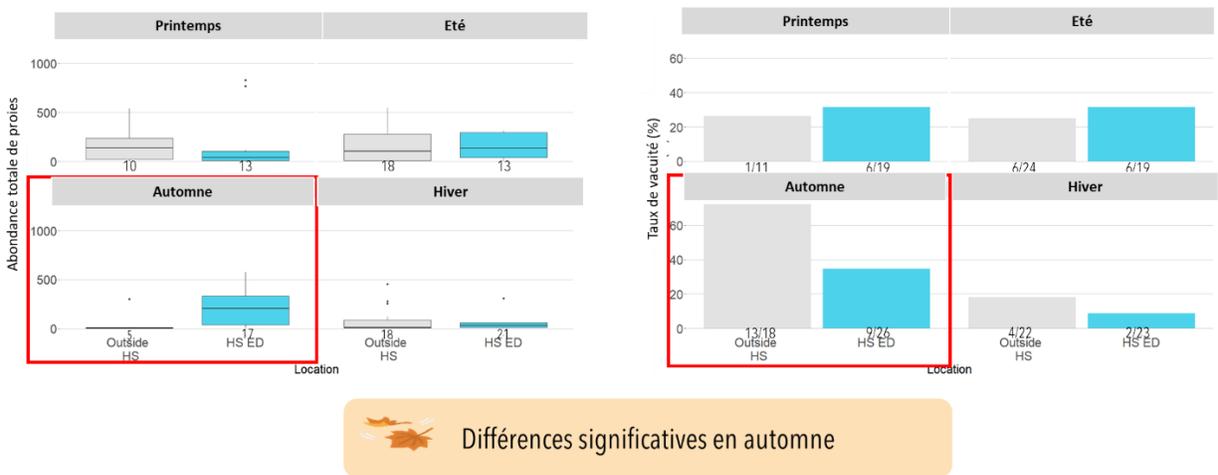


Figure 14 : Illustration des abondances de proies et des taux de vacuité pour le groupe des ED en fonction des saisons (d'après Lamour 2023).

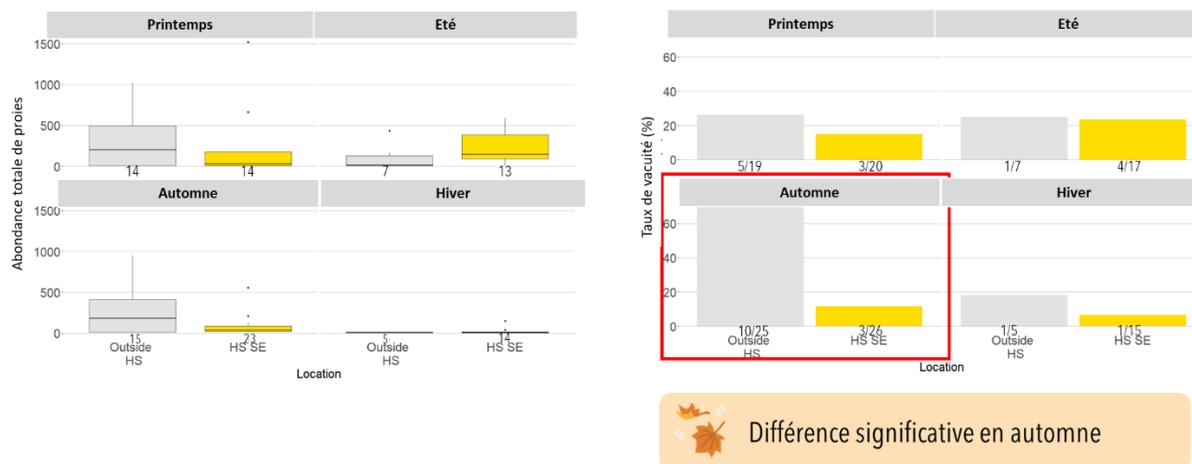


Figure 15 : Illustration des abondances de proies et des taux de vacuité pour le groupe des SE en fonction des saisons.

II.4. Conclusions et perspectives

Ce travail a permis d'améliorer les connaissances sur l'utilisation des habitats estuariens par les *A. sturio* repeuplés. Jusqu'à aujourd'hui, les études en milieux estuariens portaient principalement sur les individus sauvages (Brosse, 2003; Rochard *et al.*, 2001). Nos méthodes d'analyses sont différentes des précédentes sur les individus sauvages et l'apport des modèles hydrodynamiques a permis (i) de caractériser l'estuaire de la Gironde à plus large échelle et (ii) d'extrapoler ces résultats à d'autres estuaires (Loire, Seine et Elbe). De la même façon, l'incorporation des scénarios de changements climatiques dans de prochaines études permettrait d'envisager les futurs possibles. Initialement planifiées dans ce projet nous avons l'intention de caractériser les interactions entre les esturgeons (interactions sociales) mais également avec les autres espèces (partage de niche écologique, compétition, prédation) ; cet aspect reste une perspective à mener. De plus, tout au long de ce chapitre, nous avons considéré que *A. sturio* n'utilisait pas la zone intertidale au vu des données de télémétrie (Acolas *et al.*, 2017; Taverny *et al.*, 2002) ; mais ces études étaient conçues pour étudier le comportement subtidal. Chez *A. oxyrinchus*, une espèce proche de *A. sturio*, l'utilisation de la zone intertidale a été mise en évidence dans la baie de Fundy (Canada) (McLean *et al.*, 2013, 2014; Pearson *et al.*, 2007). La zone intertidale est la zone la plus riche en proies du milieu estuarien, c'est là que se trouvent en majorité les proies préférentielles de *A. oxyrinchus*, les individus occupant les vasières durant toute la période de marée haute (McLean *et al.*, 2014). Dans la Gironde, la zone intertidale est également très riche (Sautour & Baron, 2020). En terme de perspective, il serait intéressant de vérifier par une étude spécifique si les proies préférentielles sont présentes dans ce compartiment et si *A. sturio* utilise ce compartiment.

III. Reconstruction des trajets migratoires de *A. sturio* à l'interface estuaire-mer à l'aide de traceurs multiples

Il s'agit du post-doctorat de **Melvin Samson** supervisé par Marie-Laure Acolas et Laure Carassou (INRAE EABX).

III.1. Contexte et objectifs

Afin de mieux comprendre le devenir des individus ré-introduits dans le système GGD depuis 2007, et donc d'aborder les conditions de réussite des opérations de restauration de l'espèce, il est essentiel d'améliorer les connaissances sur les trajectoires migratoires des esturgeons, notamment à l'interface des compartiments estuariens et marins. Etant donné le statut de l'espèce, cette analyse doit s'appuyer sur des méthodes d'analyses non invasives. L'échantillonnage des tissus mous, comme le muscle ou le foie, ou bien des otolithes pour reconstruire les trajets migratoires est exclu en raison du caractère léthal de ces prélèvements. Dans ces conditions, le seul tissu dont le prélèvement est peu invasif et pour lequel une analyse de la composition de multiples éléments chimiques est réalisable est la nageoire (e.g. Hette Tronquart et al., 2012). Pour d'autres espèces d'esturgeons migratrices, des études ont été réalisées dans le but d'identifier les zones de nourricerie fréquentées à partir de l'analyse des isotopes stables $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ des tissus mous (Wang et al., 2018), et à partir de l'analyse des éléments $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{34}\text{S}$ dans les nageoires (Sulak et al., 2012 ; Wang et al., 2018). Chez les esturgeons, une analyse de la composition de multiples éléments chimiques est également envisageable à partir du rayon de la nageoire pectorale ou d'un écusson, qui permettent une estimation de l'âge des individus et donc une reconstruction *a posteriori* de la composition en éléments chimiques au cours du temps (Altenritter *et al.*, 2015; Bakhshalizadeh *et al.*, 2017). Cette analyse équivaut à ce qui peut être réalisé avec les otolithes chez d'autres poissons osseux. Quelques études réalisées sur des espèces d'esturgeon voisines de l'esturgeon européen semblent mettre en évidence la pertinence des ratios du strontium (Sellheim et al., 2017 ; Allen et al., 2018 ; Arai et al., 2002), mesurés sur les rayons de la nageoire afin de reconstruire les trajectoires migratoires des individus à différentes échelles spatiales et temporelles. Nous nous proposons donc de compléter l'analyse des isotopes stables sur les nageoires par ce type d'analyse microchimique sur les rayons pectoraux et les écussons disponibles sur les mêmes individus échantillonnés en milieu naturel. Le croisement des deux techniques permettra de renforcer les interprétations et d'identifier les limites de celles-ci.

Au-delà des trajectoires migratoires entre estuaire et milieu côtier, la phase de croissance en milieu marin reste également très peu connue. Nous compléterons donc cette étude par des analyses de contaminants et de contenus stomacaux sur un petit échantillon de poissons morts suite à leur capture accidentelle en mer, renseignant ainsi leurs habitudes alimentaires et leurs conditions de vie dans le milieu marin. Les cadavres de ces individus ayant été préservés congelés, nous pourrions analyser les contaminants organiques et inorganiques présents dans le muscle. Nous explorerons également la contamination par les microplastiques. Cette approche nous permettra de compléter l'analyse des tactiques de vie en mer en identifiant des facteurs de risques potentiels liés aux contaminations possibles, en fonction de l'alimentation ou des habitats utilisés, ce risque ayant été évalué comme relativement faible dans le milieu estuarien (Acolas, Davail et al., 2020).

De manière générale, les méthodes d'analyses peu invasives sont encore peu développées pour les poissons et ce travail constitue donc un défi méthodologique et éthique en phase avec le statut juridique

de l'animal. Ce travail contribue également à une démarche méthodologique plus générale visant à établir des relations statistiques entre les mesures réalisées sur des tissus ou organes classiquement analysés qui impliquent le sacrifice des animaux (utilisation de tissus d'individus morts accidentellement en mer) et des échantillonnages moins invasifs (nageoires) pour les traceurs chimiques.

III.2. Matériels et méthodes

III.2.1. Les données biologiques

Sur la période 2012-2018, nous disposons de 7 esturgeons européens juvéniles capturés accidentellement en mer, morts, qui ont pu être congelés rapidement après la capture. Les localisations des captures accidentelles le long de la côte Atlantique française sont illustrées dans la Figure 16 et les informations individuelles dans le tableau II. Chaque individu a été mesuré et pesé avant d'être disséqué pour échantillonner tous les tissus/organes permettant les analyses : rayon de la nageoire pectorale, écussons dorsaux, morceaux de nageoires, muscle, foie, contenu stomacal, morceau du tube digestif, ouïes, globes oculaires (Figure 17). Le squelette d'une partie des individus a également été "recyclé" pour reconstitution, suite à une demande d'un archéozoologue (Brice Ephrem, Université de Rennes). Une lecture d'âge du rayon de la nageoire pectorale a été effectuée (Jatteau et al. 2011) avant l'analyse microchimique.

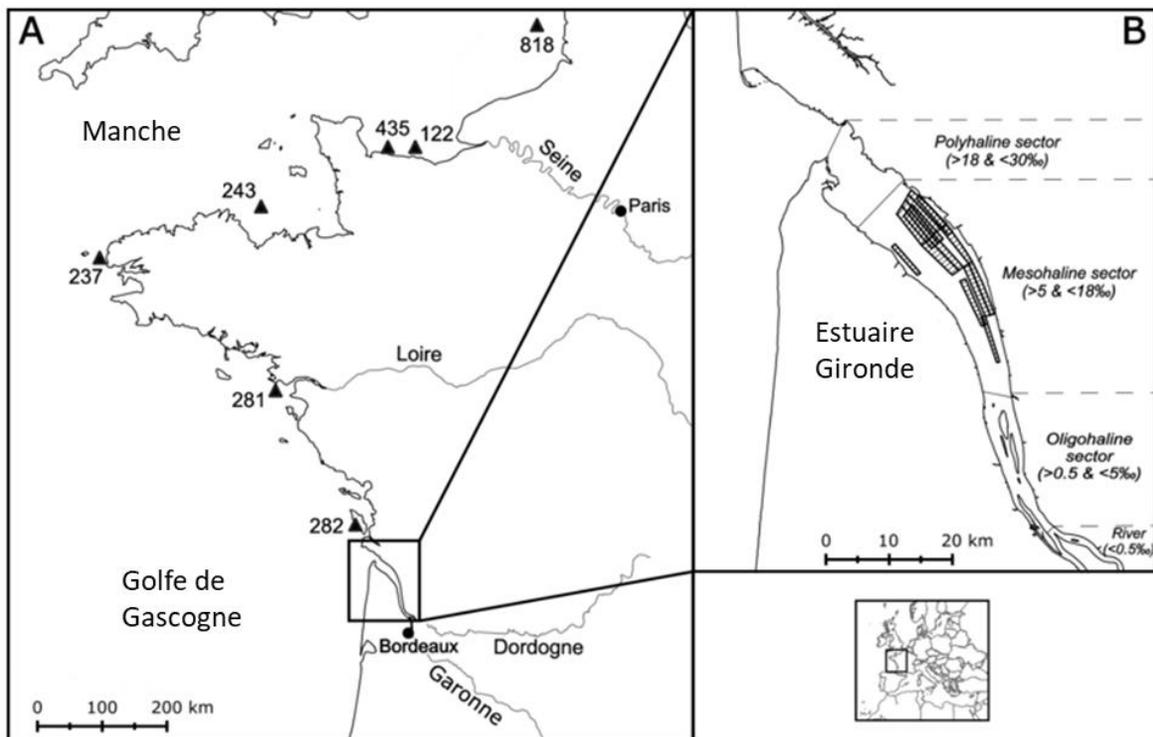


Figure 16 : Localisation des esturgeons européens capturés accidentellement en mer et morts (triangles noirs) (A) et localisation des secteurs d'échantillonnages STURAT (polygones) correspondants aux lieux de capture des esturgeons « estuariens » pour la présente étude (d'après Samson et al., in prep.).

Tableau II : Caractéristiques individuelles des *A. sturio* capturés accidentellement en mer (d'après Samson et al., in prep.)

ID	Cohorte estimée	Age de lâché estimé	Méthode de capture	Date de capture (jj/mm/aaaa)	Longueur totale (mm)	Poids (kg)	Age estimé à la capture (année)
122	2009	1 an	Chalut semi-pélagique	22/04/2014	1160	5.10	5
237	2008	3 mois	Filet	20/03/2013	1030	4.02	5
243	2007	3 mois	Chalut de fond	24/02/2013	1070	4.15	6
281	2008	2 ans	Chalut de fond	24/05/2012	989	4.69	4
282	2008	3 mois	Epuisette*	20/05/2012	825	2.25	4
435	2008	3 mois	Chalut semi-pélagique	07/11/2015	1072	5.11	7
818	2009	3 mois	Filet	25/03/2018	1050	5.13	9

*L'individu 282 flottait mourant dans un port et une personne l'a récupéré à l'épuisette.



Figure 17 : Illustration des dissections des *A. sturio* capturés accidentellement et morts (© INRAE M.L. Acolas).

Pour le milieu estuarien, nous disposons également d'échantillons de tissus prélevés lors des campagnes STURAT menées dans l'estuaire de la Gironde (voir partie II). Des morceaux de nageoires anales ont été conservés congelés ainsi que des échantillons de rayons de nageoires pectorales. Nous avons analysé ici les nageoires anales de 44 juvéniles "estuariens" capturés entre juin 2009 et septembre 2012. Il s'agit d'individus provenant essentiellement des cohortes 2007, 2008 et 2009 (82% des âges estimés). Ils mesuraient en moyenne 65 ± 12 cm de longueur totale (LT) pour un poids de 1.25 ± 0.74 kg. Les contenus stomacaux ont également été prélevés de manière peu invasive (lavages gastriques) sur ces individus (voir partie II) mais ces derniers ont été conservés dans du formol tamponné ce qui exclut une analyse isotopique. Nous avons donc utilisé des contenus stomacaux prélevés sur des individus contactés plus récemment, (voir partie II), et conservés dans de l'éthanol 75% soit 7 individus échantillonnés entre décembre 2019 et juin 2022 ainsi que des prélèvements à la benne Van Veen dans l'estuaire de la Gironde en mai 2022. Ces données nous ont permis de caractériser les gammes de valeurs isotopiques ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) des ressources estuariennes de l'esturgeon européen.

Toutes les proies contenues dans les estomacs des esturgeons "marins" et "estuariens" ainsi que dans les prélèvements à la benne ont été identifiés à la station marine d'Arcachon (EPOC) au niveau taxonomique le plus précis possible avant les mesures de ratios isotopiques.

III.2.2. Les analyses en laboratoire

III.2.2.1. Microchimie des pièces calcifiées

Il s'agit ici des écussons dorsaux et des rayons pectoraux. Après préparation (coupe et fixation sur lame), les échantillons ont été utilisés pour la lecture des âges (Jatteau et al. 2011) en visualisant les années le long d'un transect, lequel servira d'axe pour l'analyse micro-élémentaire le long de la structure (Figure 18). La croissance de la structure étant concentrique, le transect sur toute sa largeur permet d'obtenir un réplica (une lecture à gauche et une lecture à droite du centre de la structure) des mesures pour chaque individu.



Figure 18 : Tranche de rayon pectoral observée par stéréomicroscopie en éclairage diascopique (©INRAE C. Gazeau). Sur la structure, les stries claires correspondent aux périodes de ralentissement de croissance (les hivers dans notre hémisphère), elles sont symbolisées avec les points bleus sur la figure. Les deux lignes parallèles en gris foncé correspondent au trajet du laser pour l'analyse micro-élémentaire.

L'analyse élémentaire a été réalisée à l'IPREM (Pau) à l'aide d'un système d'ablation laser (ALFAMET, Novalase SA, France) couplé à un spectromètre de masse (8900 ICP-QQQ, Agilent Technologies). De la même façon que pour le rayon pectoral, l'analyse est réalisée pour l'écusson le long d'un transect sur la ligne de croissance comme décrit dans Altenritter et al. (2015).

Les isotopes mesurés pour cette étude sont ceux du strontium ^{88}Sr , du baryum ^{138}Ba et du calcium ^{43}Ca , ce dernier étant utilisé comme un standard interne pour corriger d'éventuelles dérives instrumentales. Les limites de détections ont été estimées à 0.006 $\mu\text{g/g}$ pour ^{88}Sr et 0.003 $\mu\text{g/g}$ pour ^{138}Ba . Les concentrations élémentaires ont été converties en ratio par rapport au ^{43}Ca .

III.2.2.2. Les isotopes stables

Les ratios isotopiques des nageoires anales et des proies correspondant aux esturgeons « marins » et « estuariens » ont été mesurés afin de comparer les deux groupes. Avant toute analyse, les échantillons ont été préparés au sein de la plateforme XPO (INRAE EABX). Les échantillons, soit congelés, soit conservés dans de l'éthanol 75% (après 24h immergés dans l'eau ultrapure pour ces derniers afin d'évacuer l'éthanol) ont été congelés à -80°C puis lyophilisés (VirTis BenchTop Pro 3L) à -75°C pendant 48 h ou bien séchés à l'étuve à 60°C pendant 72h¹. Chaque échantillon a ensuite été réduit en poudre à l'aide d'un pilon et d'un mortier, puis pesé à 0.01 mg près (balance de précision correspondant à l'investissement prévu dans le projet REVE, Figure 19) dans des capsules d'étain ou d'argent (selon le protocole utilisé¹, tenant compte de la présence de carbonates ou non dans les échantillons) (Figure 19). Les analyses isotopiques ont ensuite été réalisées à la plateforme isotopique du LIENSS (Université de La Rochelle) à l'aide d'un spectromètre de masse (IRMS) couplé à un analyseur élémentaire (EA). Il s'agit des ratios du carbone $\delta^{13}\text{C}$ et de l'azote $\delta^{15}\text{N}$, exprimés en partie par million (‰). Par convention :

$\delta^{13}\text{C}$ ou $\delta^{15}\text{N} = \left[\left(\frac{R_{\text{sample}}}{R_{\text{standard}}} \right) - 1 \right] \times 1000$ où $R = {}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C}$ ou ${}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}$ de l'échantillon ou du standard de référence (Vienna Pee Dee Belemnite pour le carbone et l'azote de l'air N_2 pour l'azote).

Les standards de laboratoire utilisés pour évaluer l'erreur de mesure indiquent un taux d'erreur de l'ordre de 0,10‰ pour $\delta^{13}\text{C}$ et 0,20‰ pour $\delta^{15}\text{N}$.



Figure 19 : Matériel de pesée des échantillons en vue d'une analyse des ratios isotopiques du carbone et de l'azote (©INRAE L. Carassou, D reproduit de ¹).

¹ https://lienss.univ-larochelle.fr/IMG/pdf/lienss_sif_shipment_procedure_v1-3.pdf

III.2.2.3. Contaminants inorganiques et organiques

Dans le muscle et le foie des 7 cadavres, les contaminants inorganiques suivants ont été recherchés : argent Ag, aluminium Al, arsenic AS, baryum Ba, cadmium Cd, cobalt Co, chrome Cr, cuivre Cu, fer Fe, manganèse Mn, molybdène Mo, nickel Ni, plomb Pb, strontium Sr, vanadium V et zinc Zn ; ainsi que le mercure Hg dans le muscle uniquement. Parmi les contaminants organiques recherchés dans le muscle les teneurs en polychlorobiphenyls (PCBs 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180) ainsi que les organochlorines (OCPs HCB, gamma HCH, heptachlor, heptachlor epoxyde, 2.4'DDE, cis-chlordane, trans-nonacghlor, 4.4' DDE, 2.44 DDD+CB154, 4.4' DDD, 2.4' DDT, 4.4' DDT, mirex) et les alkyls perfluorés et polyfluorés (PFAS) ont été mesurés. Les analyses ont été effectuées par le laboratoire EPOC (université de Bordeaux-CNRS).

III.2.2.4. Microplastiques

Au cours du projet, nous avons eu l'opportunité de mesurer la contamination par les microplastiques des 7 cadavres dans le tube digestif et une des branchies. Cette analyse a été réalisée au laboratoire EPOC. Ces organes ont été prélevés sur les cadavres congelés avec des précautions particulières : pas d'instruments en plastique, conservation dans des bocaux en verre au congélateur en attendant l'analyse des microplastiques. Avant analyse, une solution de soude (KOH) est utilisée pour dissoudre la partie organique des échantillons. Un tri visuel est ensuite réalisé sous loupe binoculaire afin de séparer la matière organique restante, le sable, la chitine et le plastique. Pendant la digestion et le tri, des boîtes témoins sont placées dans le laboratoire et traitées de la même manière afin de vérifier s'il y a un risque de contamination des échantillons pendant la procédure. Les microplastiques sont ensuite triés par formes (filament, fragment, film, mousse ...) puis caractérisés chimiquement par grande catégorie via un spectromètre infrarouge à transformée de Fourier (FTIR) (analyse réalisée par un partenaire d'EPOC) qui permet de distinguer différents types de plastiques tels que le polyéthylène, le polypropylène, le polystyrène.

III.3. Résultats et discussions

III.3.1. Trajectoires migratoires

III.3.1.1 Analyses des isotopes stables des proies et des nageoires

Les contenus stomacaux de 7 esturgeons « marins » et de 7 esturgeons « estuariens » ont été analysés (Tableau III). Pour les 7 esturgeons « marins », les proies étaient identifiables pour 6 d'entre eux (1 contenu vide). En terme de composition taxonomique, tous les esturgeons avaient consommé des vers (annélides polychètes tubicoles ou enfouis) et des crustacés (amphipodes, décapodes, isopodes, mysidacés). Une ophiure a été consommée par un individu « marin » et de petits bivalves ou de petits gobies par un individu « estuarien » (Tableau III). Les espèces consommées au sein de ces taxons sont généralement différentes entre les individus « marins » et « estuariens », mais tous les esturgeons avaient consommé certaines espèces d'annélides (*Nephtys sp*) ou de crustacés (*Crangon crangon* et mysidacés). Il s'agit de la première identification des proies consommées par l'espèce en mer. Les taxons de proies échantillonnés à la benne dans l'estuaire pour analyses isotopiques sont les suivants: annélide polychaete *Heteromastus filiformis*, crustacés amphipodes *Eurydice pulchra* et *Gammarus zaddachi*, décapodes *Crangon crangon*, et mysidacés *Gastrosaccus spinifer*.

Tableau III : Liste des proies identifiées dans les contenus stomacaux (Samson et al., in prep)

Type de proies	Contenus stomacaux des esturgeons européens échantillonnés	
	Milieu marin (N= 6)	Estuaire (N=7)
Annélides polychètes tubicoles	<i>Magelona</i> sp.	<i>Heteromastus filiformis</i>
	Orbiniidae gen. indet.	<i>Lagis koreni</i>
	Pectinariidae gen. indet.	<i>Streblospio</i> sp.
	<i>Poecilochaetus serpens</i>	
	<i>Sternaspis scutata</i>	
Annélides polychètes enfouis	<i>Lumbrineris</i> cf. <i>lusitanica</i>	<i>Alitta succinea</i>
	<i>Nephtys</i> sp.	<i>Nephtys</i> sp.
	Phyllodocidae gen. indet.	
	<i>Sthenelais limicola</i>	
Crustacés Amphipodes	<i>Ampelisca</i> cf. <i>spinipes</i>	<i>Corophium volutator</i>
	<i>Leucothoe</i> sp.	
Crustacés Décapodes	<i>Crangon crangon</i>	<i>Crangon crangon</i>
	<i>Gilvossius tyrrhenus</i>	<i>Palaemon longirostris</i>
	<i>Liocarcinus marmoreus</i>	<i>Palaemon macrodactylus</i>
	<i>Processa</i> sp.	
	<i>Upogebia deltaura</i>	
Crustacés Isopodes		<i>Cyathura carinata</i>
		<i>Synidotea laticauda</i>
Crustacés mysidacés	Mysida fam. indet.	Mysida fam. indet.
Echinoderme Ophiuroidea	<i>Amphiura filiformis</i>	
Bivalves		<i>Barnea candida</i>
Poissons		Gobiidae

L'analyse des ratios isotopiques des nageoires et des proies nous montre que les individus « marins » et « estuariens » peuvent être discriminés grâce au $\delta^{13}\text{C}$ (traceur de l'habitat, il tend à augmenter le long du continuum terre-mer) qui est significativement supérieur en milieu marin (-18.0 à -15.2‰) comparé au milieu estuarien (-27.4 à -18.0‰) (Figure 20). Dans les nageoires, les temps d'incorporation des taux isotopiques sont comparables à ceux des muscles, et varient de quelques semaines à quelques mois selon les espèces et les stades de vie (Hayden *et al.*, 2015; Jardine *et al.*, 2006; Thomas & Crowther, 2015), on peut raisonnablement penser que la signature des nageoires intègre les 2 ou 3 derniers mois de la vie du poisson. Ceci indique que pendant au moins le dernier mois précédant leur capture, les individus échantillonnés se sont nourris de ressources issues de leurs milieux respectifs. Seul l'individu 282 a une

composition isotopique intermédiaire aux deux milieux. Cet individu étant localisé dans les pertuis charentais on peut émettre l’hypothèse que (1) soit il a toujours une signature estuarienne car il a quitté depuis peu de temps l’estuaire; (2) soit il n’est pas possible d’utiliser le $\delta^{13}\text{C}$ pour discriminer le milieu estuarien de la zone des pertuis. Les ratios $\delta^{15}\text{N}$ sont par contre comparables entre les individus quel que soit leur milieu de capture (gamme de 11.9 à 15.7‰) (Figure 20), un résultat attendu puisque ce dernier traceur est plutôt représentatif du niveau trophique et donc du régime alimentaire des consommateurs (Post, 2002). Même si les espèces consommées diffèrent entre les deux milieux en terme de composition spécifique (Tableau III) et de composition en $\delta^{13}\text{C}$ (valeur $\delta^{13}\text{C}$ significativement supérieures pour les proies issues des contenus stomacaux marins), la différence est moins marquée pour le $\delta^{15}\text{N}$ (légèrement supérieur en milieu marin mais non discriminant) (Tableau IV), ce dernier ne permet donc pas de discriminer les deux groupes “marins” et “estuariens” aussi bien que le $\delta^{13}\text{C}$. Comme indiqué par l’analyse des contenus stomacaux, le comportement alimentaire des esturgeons est comparable (consommateurs secondaires) dans les deux milieux.

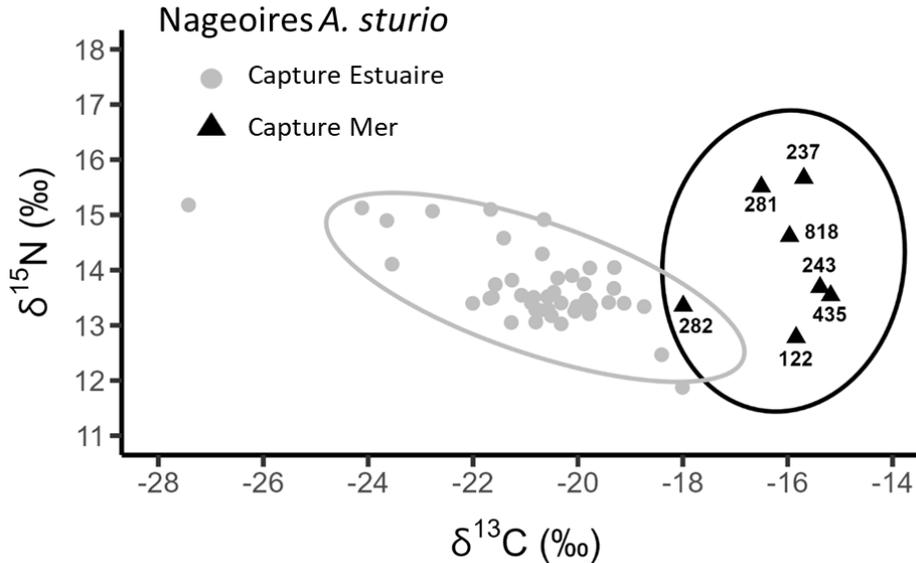


Figure 20 : Signatures isotopiques des nageoires anales de juvéniles de *A. sturio* capturés accidentellement en mer (triangles noirs) et échantillonnés dans l’estuaire de la Gironde (cercles gris). Les ellipses représentent l’intervalle de confiance 95% autour de la moyenne bivariée pour chaque habitat. Le numéro des individus capturés en mer (cf. Tableau II pour les caractéristiques de chaque individu) est indiqué à côté des triangles noirs (Samson et al., in prep).

Tableau IV : Compositions isotopiques du carbone ($\delta^{13}\text{C}$) et de l'azote ($\delta^{15}\text{N}$) des proies marines et estuariennes échantillonnées soit dans les contenus stomacaux des esturgeons européens soit dans le milieu naturel. La moyenne est indiquée ainsi que l'écartype et les valeurs minimales et maximales pour chaque groupe entre parenthèses (Samson et al., in prep).

	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
Nageoires		
Mer	-16.1 ± 0.9 (-18.0 - -15.2)	14.2 ± 1.1 (12.8 - 15.7)
Estuaire	-20.8 ± 1.6 (-27.4 - -18.0)	13.7 ± 0.7 (11.9 - 15.2)
Proies		
Mer	-17.9 ± 2.9 (-23.2 - -7.4)	11.3 ± 2.1 (7.7 - 15.3)
Estuaire	-22.6 ± 2.0 (-26.3 - -19.4)	9.4 ± 2.5 (4.2 - 13.8)

III.3.1.1 Analyses microchimiques des structures calcifiées et hypothèse de trajets migratoires

Dans un premier temps, les signatures des écussons et des rayons de nageoires pectorales ont été comparées pour les 7 cadavres disponibles afin d'identifier les signatures des 2 structures et de formuler de premières hypothèses d'interprétation des patrons sachant que les individus étaient en mer.

Les profils Sr:Ca et Ba:Ca des écussons et des rayons sont présentés dans les Figures 21 et 22. Les juvéniles ont été relâchés dans le bassin Garonne-Dordogne Gironde à différents âges (Tableau II) et les valeurs de Ba:Ca correspondant à leur période en captivité peuvent être très variables d'un individu à l'autre, notamment s'ils ont été relâchés à 1 an ou 2 ans (entre 8×10^{-5} et 24×10^{-5}) ; la signature en captivité des individus relâchés à 3 mois s'avérant moins variable d'un individu à l'autre (inférieur à 6×10^{-5}). Pour le Sr:Ca, les valeurs en captivité sont similaires quel que soit l'âge de lâcher (1.2×10^{-3} à 30.2×10^{-3}).

Les occurrences d'un changement d'habitat peuvent être détectées dans la chronologie des patrons microchimiques des structures calcifiées en recherchant les changements simultanés de régime des ratios Sr:Ca et Ba:Ca. Le long des transects représentés dans les Figures 21 et 22, une augmentation du Sr:Ca coïncidant avec la chute du Ba:Ca est identifiable pour 6 individus sur les 7 pour le rayon pectoral. L'âge correspondant à ce changement d'habitat oscille entre 1 et 2 ans pour les individus lâchés à 3 mois (sauf le 818 où le changement de régime n'est pas observé pour le rayon mais pour l'écusson à 1 an), à 2 ans pour l'individu lâché à 1 an (122) et à 3 ans pour l'individu lâché à 2 ans (282). L'amplitude de l'augmentation pour le Sr:Ca est comprise entre 20 et 88%, comparée aux valeurs avant le changement et la diminution du Ba:Ca est comprise entre 31 et 71 %. L'individu 282, lâché à 2 ans, présente des amplitudes très supérieures avec une augmentation rapide Sr:Ca (plus 265%) simultanément à une baisse de 84 % du Ba:Ca. L'individu 237 présente également une particularité avec une augmentation simultanée de Sr:Ca et Ba:Ca (pour le rayon pectoral uniquement) juste avant le changement de régime (augmentation du Sr:Ca et diminution du Ba:Ca).

Concernant l'amplitude de ces changements de régime (augmentation Sr:Ca et diminution Ba:Ca), il n'y a pas de différences significatives entre les deux structures (écusson et rayon pectoral).

Pour les individus lâchés à 3 mois (243, 435, 282, 237, 818), on observe sur les patrons des rayons pectoraux des augmentations de Ba:Ca associées très souvent à une augmentation de Sr:Ca. Ces variations de régime ne sont pas ou peu observables sur les écussons correspondants. Ces événements ont lieu autour de 2 ans, 3 ans, 4 ans, 5 ans et 6 ans selon les individus.

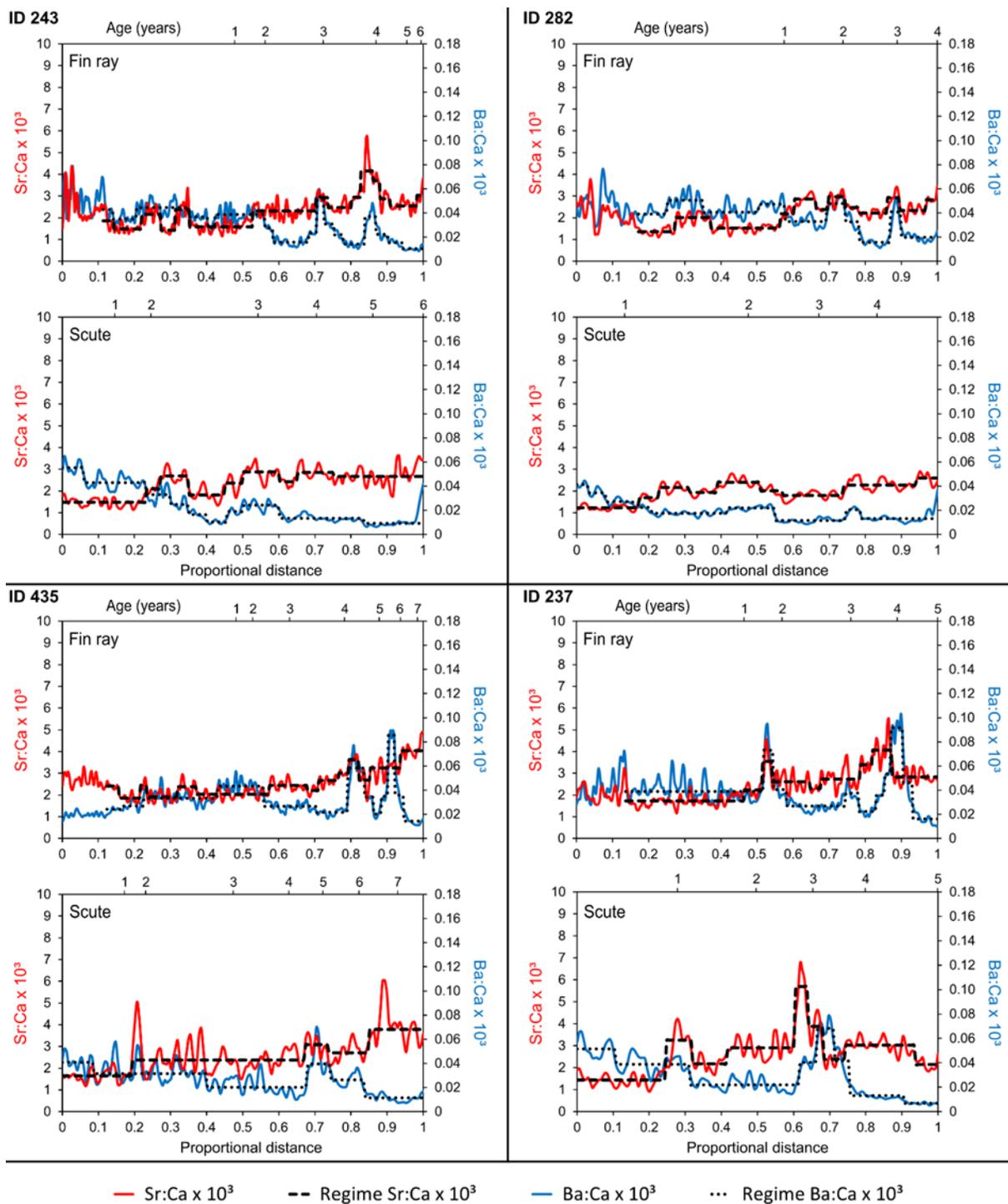


Figure 21 : Profils des ratios Sr:Ca et Ba:Ca observés au sein des rayons pectoraux (notés Fin ray) et des écussons (notés Scute) pour 4 individus *A. sturio* lâchés à 3 mois et morts suite à leur capture en mer. Le positionnement des âges le long du transect est indiqué sur l'axe horizontal au-dessus de chaque figure (Samson et al., in prep).

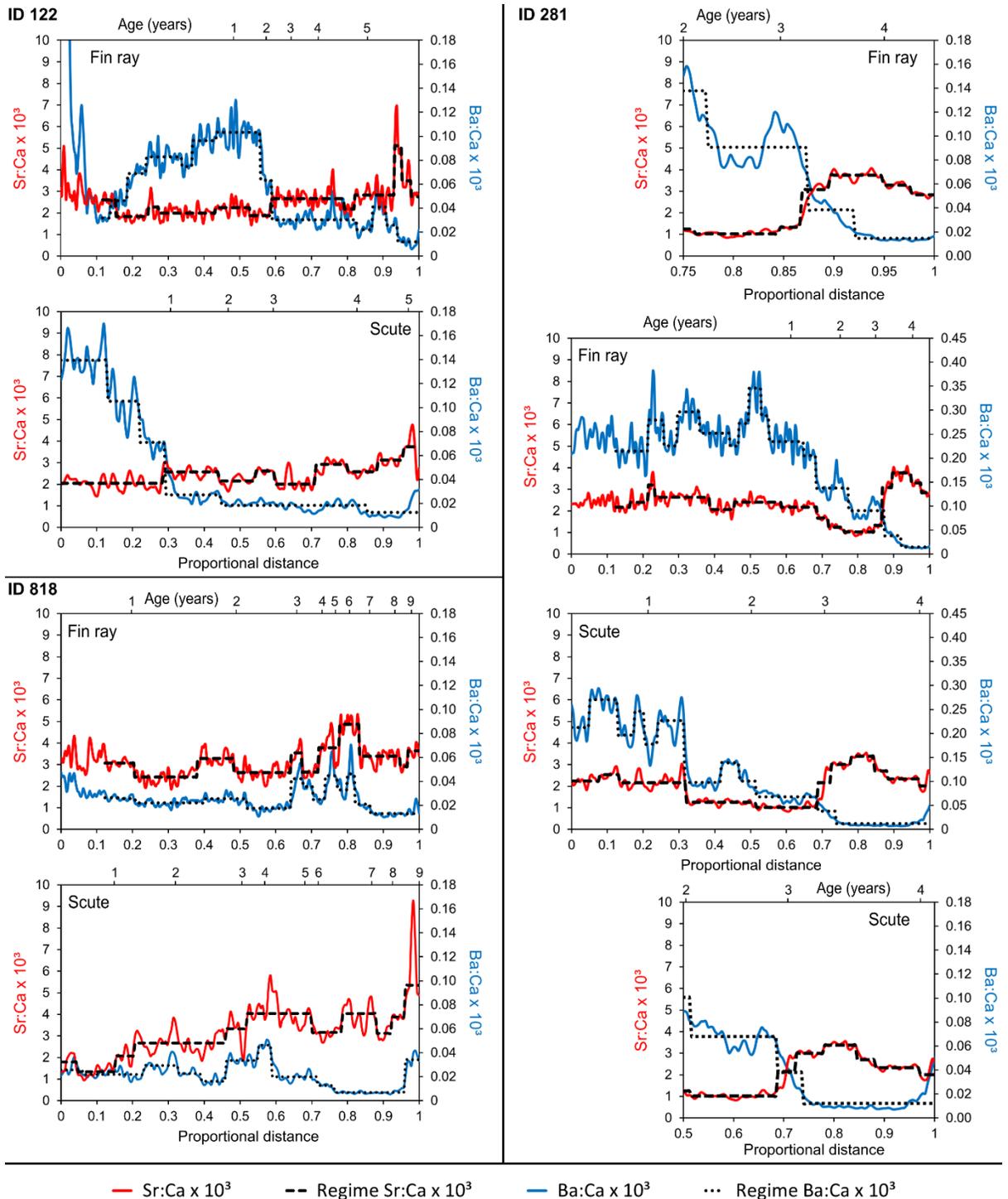


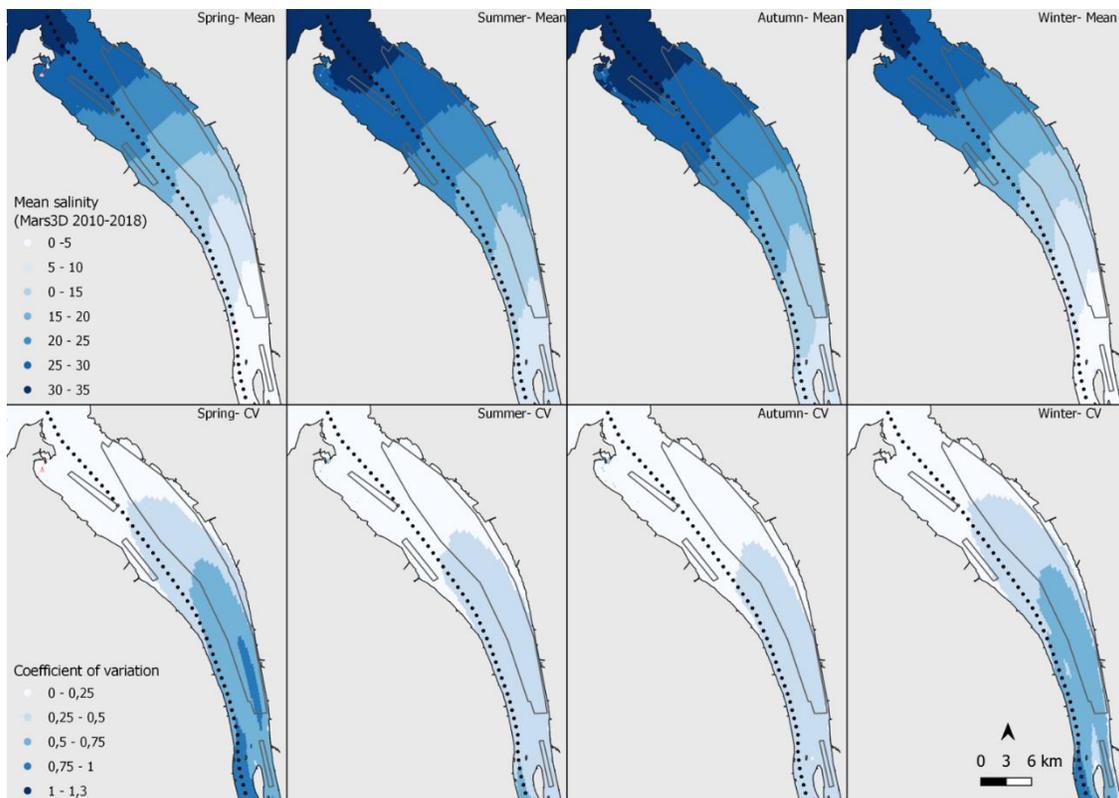
Figure 22 : Profils des ratios Sr:Ca et Ba:Ca observés au sein des rayons pectoraux (notés Fin ray) et des écussons (notés Scute) pour 3 individus *A. sturio* : ID 818 lâché à 3 mois, ID 122 lâché à 1 an et ID 281 lâché à 2 ans. Pour ce dernier, un zoom sur le moment du changement de régime a été ajouté pour avoir une représentation à la même échelle que les autres individus. Le positionnement des âges le long du transect est indiqué sur l'axe horizontal au-dessus de chaque figure (Samson et al., in prep).

A partir de ces patrons, nous proposons les déductions suivantes concernant les patrons migratoires ainsi que les précautions associées :

1/ Tous les individus ont été capturés en mer, donc nous pouvons considérer que les valeurs de Sr:Ca et de Ba:Ca à la fin du profil microchimique correspondent à l'habitat marin utilisé. En moyenne ces valeurs s'élèvent à 3.4×10^{-3} Sr:Ca et 1.7×10^{-5} Ba:Ca. Cependant, il y a de la variabilité entre les individus et notre effectif est petit. Nous ne pouvons donc pas extrapoler ces valeurs comme des seuils caractérisant l'habitat marin à ce stade.

2/ Le changement de régime, caractérisé par une augmentation du Sr:Ca et une diminution du Ba:Ca correspondrait à un accroissement de la salinité d'après la littérature que ce soit à l'aide d'expériences d'observations (Daverat et al., 2012; Martin et al., 2015) ou de modèles théoriques (Walther & Limburg, 2012). Cependant, d'après la littérature, nous ne pouvons pas distinguer l'estuaire salé (>18‰) des eaux marines, car il y a beaucoup de variabilité et de mélange dans le panache estuarien (Ayouche et al., 2021).

Les individus de notre étude atteignent donc la partie polyhaline de l'estuaire ou l'océan (salinité >18‰) à un âge situé entre 1 an et 2 ans pour les individus lâchés à 3 mois et environ 1 an après leur lâché pour l'individu lâché à 1 an et celui lâché à 2 ans. La zone correspondant au polyhalin dans l'estuaire de la Gironde peut varier spatialement et temporellement, notamment en fonction de la saison (Figure 23).



3/ Nous suspectons que les augmentations brève de Ba:Ca et de Sr:Ca qui ont lieu après le premier changement de régime (passage en eau saumâtre >18‰) dans les profils étudiés, peuvent indiquer une brusque chute de salinité (Crook et al., 2006; Hale & Swearer, 2008) correspondant à la localisation du poisson près d'une embouchure de fleuve ou une intrusion en milieu estuarien.

Si on applique cette hypothèse, on obtiendrait les histoires suivantes pour nos individus lâchés à 3 mois :

ID 243 arrivée en eau saumâtre vers 2 ans, passage en mer entre 2 et 3 ans, incursion près d'une embouchure ou en estuaire à 3 ans et 4 ans.

ID 282 arrivée en eau saumâtre vers 1 an, passage en mer entre 1 et 2 ans, incursion à 2 et 3 ans près d'une embouchure ou en estuaire.

ID 435 arrivée en eau saumâtre vers 2 ans, passage en mer entre 2 et 4 ans incursion vers 4 et 5.5 ans près d'une embouchure ou en estuaire.

ID 237 arrivée en eau saumâtre vers 2 ans, passage en mer entre 2 et 3 ans incursion à 3 et 4 ans près d'une embouchure ou en estuaire.

ID 818 pas de signature arrivée en eau saumâtre sur le rayon mais un signal sur l'écusson vers 1 an, passage en mer entre 1 et 3 ans, incursion à 3, 4.5 et 6 ans près d'une embouchure ou en estuaire.

ID 122, lâché à 1 an, passage en eau saumâtre à 2 ans, passage en mer entre 2 et 4 ans, signe d'incursion embouchure moins lisible que pour les autre individus (4 ans et 5 ans ?).

ID 281, lâché à 2 ans, passage en eau saumâtre à 3 ans, passage en mer entre 3 et 4 ans, pas d'incursions détectées.

Il faut cependant garder en tête que cette étude s'appuie sur un faible effectif (N=7), les prélèvements sur des poissons marins étant difficilement possibles. Nous avons pu récupérer un échantillon provenant des eaux anglaises assez tardivement, dont la reconstruction des analyses n'a pas encore été réalisée.

4/ Les augmentations brèves décrites en 3/ sont visibles sur les rayons pectoraux mais peu sur les écussons. Nous suspectons donc que les rayons sont potentiellement plus appropriés pour décrire des patrons migratoires fins comparé aux écussons. De plus, les interprétations des patrons obtenus à partir des rayons doivent être précautionneuses car les structures enregistrent non seulement les variations des conditions de l'environnement mais aussi les phénomènes physiologiques au sein des individus.

III.3.2. Les contaminants inorganiques, organiques et les microplastiques

L'ensemble des échantillons a été analysé, mais nous ne présenterons ici qu'une partie des résultats et uniquement dans le muscle, l'interprétation de résultats nécessitant des échanges plus poussés avec les experts.

Parmi les contaminants inorganiques analysés, 9 d'entre eux étaient sous les limites de détection pour l'ensemble des individus, pour Ag, Cd, Co, Cu, Mo, V et Pb et pour la majorité des individus pour le Ba et pour au moins la moitié des individus pour Al.

Les résultats pour le mercure sont présentés ci-dessous en regard des valeurs de la littérature pour d'autres espèces d'esturgeons (Figure 24). Le taux de contamination moyen est relativement élevé comparé aux autres études, la moyenne étant principalement influencée par l'individu 818 (le plus âgé et capturé en mer du nord), qui présente une contamination élevée similaire à celle du beluga *Huso huso* en Mer Caspienne (Agusa et al., 2004). Pour les autres individus les valeurs sont similaires à celles mesurées

notamment dans l'estuaire de la Gironde sur des esturgeons sibériens issus d'échappement de pisciculture et capturés en milieu naturel (Maury-Brachet et al. 2008).

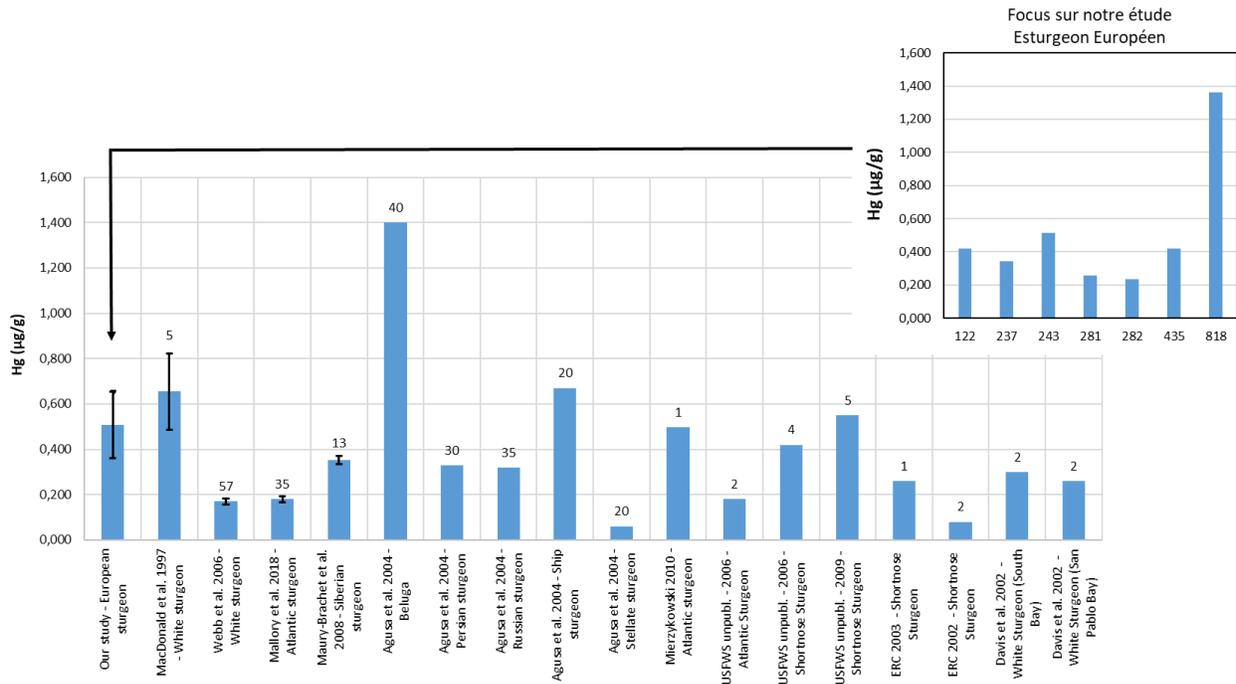


Figure 24 : Taux moyen des concentrations en mercure dans le muscle dans notre étude ainsi que dans la littérature (© M. Samson). Les références et les espèces sont indiquées en abscisse et le détail par individu pour notre étude est précisé dans le graphique en haut à droite.

D'après Grosman (2004), suite à une décision de la Commission Européenne datant de 1993 (Directive 2001/22/CE), la limite en mercure total dans le poisson commercialisable a été fixée à 0.5 µg de HgTotal/g, sauf pour une liste de 22 poissons prédateurs pour lesquels la limite tolérée est de 1µg HgTotal/g. Les individus de notre étude sont donc près de la limite de 0.5 avec un individu au-dessus de 1µg HgTotal/g recommandé pour les poissons prédateurs. L'esturgeon européen est une espèce strictement protégée donc il ne sera pas consommé. Néanmoins, le mercure peut provoquer chez les poissons des problèmes au niveau des fonctions de la reproduction, de la croissance et du développement neurologique (capacité d'apprentissage, modification du comportement qui peut augmenter le risque de prédation). Les mécanismes de régulation de la contamination ainsi que les limites tolérables sont dépendantes des espèces et des facteurs environnementaux, il est donc difficile de conclure à un risque potentiel avec notre faible effectif et un seul poisson très « contaminé » dans notre étude.

Parmi les contaminants organiques, la Figure 25 présente les concentrations de PCBs totaux. On notera également que c'est l'individu 818, le plus âgé et localisé en mer du nord, qui présente la concentration la plus élevée.

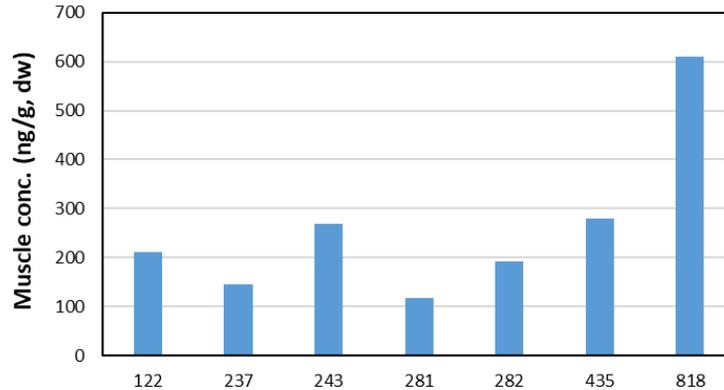


Figure 25 : Concentration dans le muscle des PCBs totaux pour les *A. sturio* capturés accidentellement et morts en mer.

Le mercure, comme les PCBs, se bioaccumulent et les voies de contamination peuvent être environnementales (dans l'eau via les branchies) ou trophiques (via les proies consommées).

Pour les 7 cadavres, un total de 109 particules anthropiques (PA) et de 12 microplastiques (MP) a été retrouvé dans les branchies (1 par individu) ainsi que 109 PA et 14 MP dans l'intestin (les premiers centimètres postérieurs à l'estomac). 88% des particules sont des fibres et la majeure partie des particules sont en cellulose (88%).

Les branchies contiennent entre 6 et 25 PA par individu et l'intestin de 7 à 32 PA par individu, la moyenne étant similaire pour les 2 types d'échantillons soit 15.7 PA par individu (Figure 26).

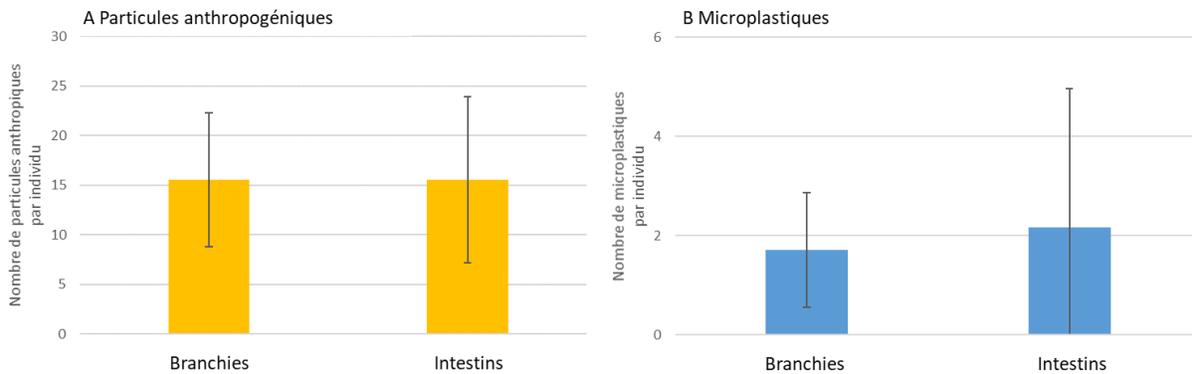


Figure 26 : Nombre moyen de particules anthropiques (A à gauche) et de particules de microplastiques (B à droite) comptabilisé dans une branchie et les premiers centimètres de l'intestin juste après l'estomac pour 7 individus (d'après B. Morin, EPOC). Les barres verticales représentent l'écartype.

Les branchies contiennent entre 0 et 3 MP par individu et l'intestin de 0 à 8 MP par individu. Seulement 1 individu ne contient aucun MP dans les branchies et l'intestin (individu 122 Figure 1) et celui qui en contient le plus a 3 MP dans la branchie et 8 dans la section d'intestin (individu 243 Figure 1). Les 6 types de polymères retrouvés sont du polyamide (individus 237, 282, 435), un mélange polyamide-cellulose (individus 243, 282, 818, 435), du polyéthylène (individus 281 et 282), du polypropylène (individu 282), du silicone (individu 818), et du polystyrène (individus 281 et 435) ; dans l'individu 282 on retrouve 4 types de polymères sur les 6.

Il s'agit de résultats bruts, qui restent à standardiser par rapport au poids ou à la surface des organes concernés afin de valider la comparaison entre individus. Ces analyses sont exploratoires et n'étaient pas

prévues initialement dans le projet, mais elles ont permis d'optimiser au maximum l'utilisation des cadavres qui sont rares, en explorant la contamination plastique en milieu marin. Une seule étude à ce jour, réalisée en Mer Caspienne (Rasta et al. 2023), a abordé ce type de contamination pour une espèce d'esturgeon (*Acipenser persicus*). Parmi les 4 espèces étudiées, c'est l'espèce d'esturgeon *A. persicus* qui montrait le nombre le plus élevé de MP (5 MP \pm 2.25 par individus, N=8) avec en moyenne 3 MP dans les intestins et 1.8 dans la branchie (données brutes non standardisées), ce qui est légèrement supérieur à nos résultats, mais les données n'étant pas standardisées il est difficile de comparer.

III.4. Conclusions et perspectives

Dans cette étude, menée par un post-doctorant, il a été mis en évidence que la signature isotopique du carbone, mesurée à l'aide d'un prélèvement non légal (morceau de nageoire), permet de discriminer les esturgeons vivant en mer de ceux vivant en estuaire. Il y a cependant une petite gamme de valeurs intermédiaires pour laquelle il y a un doute à lever relatif à la distinction des milieux, pertuis charentais et estuaire de la Gironde (non distinguables avec le $\delta^{13}\text{C}$) puisqu'un seul individu a été échantillonné dans ce secteur et sa signature est intermédiaire. La signature isotopique de l'azote, mesurée simultanément, ne permet pas de discriminer les deux milieux, les proies consommées dans les deux milieux appartenant principalement aux mêmes groupes taxonomiques et trophiques (annélides polychètes et crustacés), même si les espèces consommées diffèrent entre les deux milieux. Il s'agit de la première étude permettant d'identifier les proies consommées en mer par *A. sturio*.

Cette étude a également permis de comparer les informations enregistrées dans les différentes structures calcifiées, comme l'écusson et le rayon pectoral de la nageoire renseignant les trajectoires de vie en mer. Pour l'esturgeon européen, le rayon pectoral semble la structure la plus adaptée car son prélèvement est moins traumatisant que celui d'un écusson (prélèvement pratiqué en Amérique du nord mais pas en Europe) et la structure semble plus adaptée à la mesure de changements fins entre les ratio Sr:Ca et Ba:Ca. De premiers scénarios de trajectoires ont pu être suggérés dans ce travail. Malgré la limite des traceurs qui ne permet pas de distinguer l'estuaire salé du milieu marin (limité à $>18\%$), leurs variations après ce passage en eau saumâtre renseignent sur la localisation des individus à l'embouchure de fleuves ou au sein des estuaires. Ces patrons microchimiques permettent ainsi d'émettre des hypothèses sur la période du passage en mer et la récurrence des localisations près ou dans les estuaires par la suite. Cette analyse fera l'objet d'une publication qui est en cours de finalisation (Samson et al. in prep.) et servira de référence pour l'analyse des rayons d'esturgeons de grande taille capturés en estuaire, afin de tester les hypothèses issues de ce premier travail.

Cette étude illustre également pour la première fois, les niveaux de contamination par les microplastiques de l'esturgeon européen. L'ensemble des analyses en laboratoire des traceurs chimiques est abouti. Cependant, l'analyse statistique et l'interprétation des données ne sont pas totalement finalisées pour une partie d'entre eux, notamment l'analyse spécifique des rayons de grands individus capturés dans l'estuaire de la Gironde et qui réalisent des migrations entre l'estuaire et la mer, et l'interprétation de l'analyse des contaminants. Pour le premier point (microchimie des rayons de nageoires des grands individus de l'estuaire), nous envisageons de terminer l'analyse avec un Master 2 en 2025 en collaboration avec l'IPREM. Concernant l'interprétation des teneurs en contaminants, nous réaliserons cette analyse avec nos collaborateurs d'EPOC. Il nous reste également à rédiger une note technique concernant les relations statistiques entre les ratios isotopiques (carbone, azote) des différents tissus à prélèvement légal (muscle, foies) et non invasifs (nageoires). Pour cela nous disposons par ailleurs de tissus provenant d'autres espèces d'esturgeons, l'analyse conjointe permettra de disséminer l'information à une plus large communauté.

IV. Disséminations

IV.1. Événement de lancement Futurs-ACT

Le réseau régional Futurs-ACT qui a soutenu le projet REVE, nous a sollicité pour participer à une matinée d'échanges en novembre 2021 sous un format Webinaire sur la thématique Eaux, érosions, espèces (Figure 27). Nous avons présenté REVE (Figure 28) et pu échanger, à la fois en amont et pendant la session, avec les porteurs d'autres projets régionaux. Ce type d'échange a permis de repérer les similitudes entre des projets pourtant très différents, notamment en identifiant le partage de mots clefs : eau, érosion, races/espèces anciennes, dimension historique, anticipation prospective, transitions.

Futurs ACT

Le Réseau régional de recherche Futurs-ACT¹ et les porteurs des projets PastEauRal, REVE & ESTRAN co-organisent une matinée d'échanges le **10 novembre 2021 - 9h30 à 12h30**

Eaux, érosions, espèces

Perspectives historiques et futures des changements climatiques, recherches en Nouvelle-Aquitaine

Le réseau régional de recherche Futurs-ACT, créé en 2020 par le Conseil Régional de Nouvelle-Aquitaine, a pour objectif de dynamiser les échanges science-société autour de la problématique de l'anticipation aux changements climatiques dans les territoires grâce à une démarche de co-construction de questionnements et projets de recherche, de formation interdisciplinaires, pertinents pour les territoires dans leurs efforts de transitions.

Une matinée d'échanges est proposée avec les porteurs de trois projets de recherche, lauréats de l'appel aux projets de recherche de l'Année 2020-2021, coordonné par le Conseil Régional Nouvelle-Aquitaine :

PastEauRal - Pastoralisme et Eau: Révision et interrelations Actuelles pour des systèmes résilients	REVE - REconstruction des tactiques de Vie de l'Esturgeon européen <i>Acipenser sturio</i> : Focus sur l'utilisation des Habitats Estuariens et Marins par les individus ré-introduits en Nouvelle-Aquitaine	ESTRAN - Érosion et Sociétés dans le Temps long sur les Rivages de l'Aquitaine Nouvelle
--	---	--

La matinée sera l'occasion :

- d'annoncer le lancement des projets (leurs objectifs respectifs, partenaires, terrains, calendriers, etc.) ;
- de présenter le réseau Futurs-ACT et d'expliquer son soutien aux projets PastEauRal, REVE et ESTRAN ;
- de susciter des discussions autour des complémentarités entre ces projets :
 - o eau, érosion, races/espèces anciennes, dimension historique, anticipation prospective, transitions;

Public visé
Scientifiques, collectivités, parcs, techniciens et autres acteurs de la société.

Diffusion
Le webinaire sera diffusé via la plateforme Zoom. Coordonnées de connexion à la réunion :
Lien Zoom : <https://bit.ly/webinaire-FA-projets-region> **Réunion ID** : 865 7998 4903 **Code d'accès** : 029859

Inscription libre - Cliquez sur ce lien pour vous inscrire au webinaire : <https://bit.ly/inscriptions-9-11-21>

¹ Futurs-ACT (Anticipation des Changements Climatiques dans les Territoires en Transition), Réseau créé en 2020 dans le cadre du dispositif des Réseaux de Recherche Régionaux du Conseil Régional de Nouvelle-Aquitaine.

Programme

9h30 - 9h40 **Ouverture et présentation de la matinée**
• Colin Brown - Chargé de partenariats et de valorisation du réseau Futurs-ACT

9h40 - 9h45 **Présentation du service recherche Nouvelle-Aquitaine**

9h45 - 9h55 **Présentation du réseau Futurs-ACT**
• Benoit Sautour, Coordinateur ; Professeur d'écologie, UMR EPOC.

9h55 - 10h40 **Présentations des projets**
• Marie-Laure Acolas, Coordinatrice REVE ; Chargée de recherche en biologie de la conservation, INRAE Nouvelle-Aquitaine Bordeaux, EABX.
• Florence Verdin, Coordinatrice ESTRAN ; Chargée de recherche en archéologie, Université de Bordeaux-Montagne, Ausonius. Frédérique Eynaud, partenaire ; Enseignant-chercheur paléoclimatologue, UMR EPOC.
• Anne Blondeau Da Silva, Maître de conférence écologue, Université de Limoges, EZUM ; Dominique Taurisson-Mouret, Historienne, Ingénieure de recherche CNRS-Geolab Limoges, Coordinatrices ; et Julien Deller, Maître de conférence géographe, Geolab, Université de Limoges, partenaire.

10h40 - 10h55 **Questions & réponses**

10h55 - 11h10 **Pause**

11h10 - 11h50 **Table ronde**
Échanges entre scientifiques et acteurs de la société.

11h50 - 12h30 **Débats avec la salle**

Renseignements
Colin Brown - Chargé de partenariats et de valorisation (Futurs-ACT) : info@futurs-act.fr

Figure 27 : Programme de la matinée d'échange Eaux, érosions, espèces.



Figure 28 : Présentation du projet REVE lors de la journée Futurs-ACT, première diapositive.

IV.2. Journée de rencontres sur la thématique des translocations des poissons migrateurs

A mi-parcours du projet nous avons prévu une journée thématique sur la restauration des populations de poissons migrateurs via les pratiques de ré-introduction ou de repeuplement (i.e. le déplacement intentionnel d'individus capturés dans le milieu naturel ou nés en captivité au sein d'une population existante de conspécifiques à des fins de renforcer la viabilité la population en question, (IUCN 2013)). Cette journée a été jumelée avec la restitution de 2 autres projets, le projet DiadES (Interreg Atlantic Area DiadES) et le projet Shadeau (conservation des populations d'aloses du grand sud-ouest) afin d'avoir une visibilité la plus large possible pour les trois projets et assurer des interactions entre différents acteurs. Le colloque intitulé Initiatives locales et globales : quand la science informe les modes de gestion des poissons migrateurs amphihalins <https://diadromous-species-2022.colloque.inrae.fr> a été organisé à Bordeaux du 5 au 8 juillet 2022. Le programme thématique lié à REVE intitulé « Repeuplement des PMA, faiblesses, forces et défis pour le futur » s'est construit autour de 8 présentations avec des conférenciers expérimentés et des étudiants issus de 4 pays (France, USA, Allemagne, Suède) et d'échanges avec le public (Tableau V). Les présentations sont disponibles sur le site internet de la conférence <https://diadromous-species-2022.colloque.inrae.fr/presentations-par-projet/projet-reve>. Ces journées ont rassemblé une centaine de personnes (Figure 29) ; l'ensemble des partenaires scientifiques et techniques du projet REVE ont été conviés.

Tableau V : Programme de la session Repeuplement des PMA, faiblesses, forces et défis pour le futur.

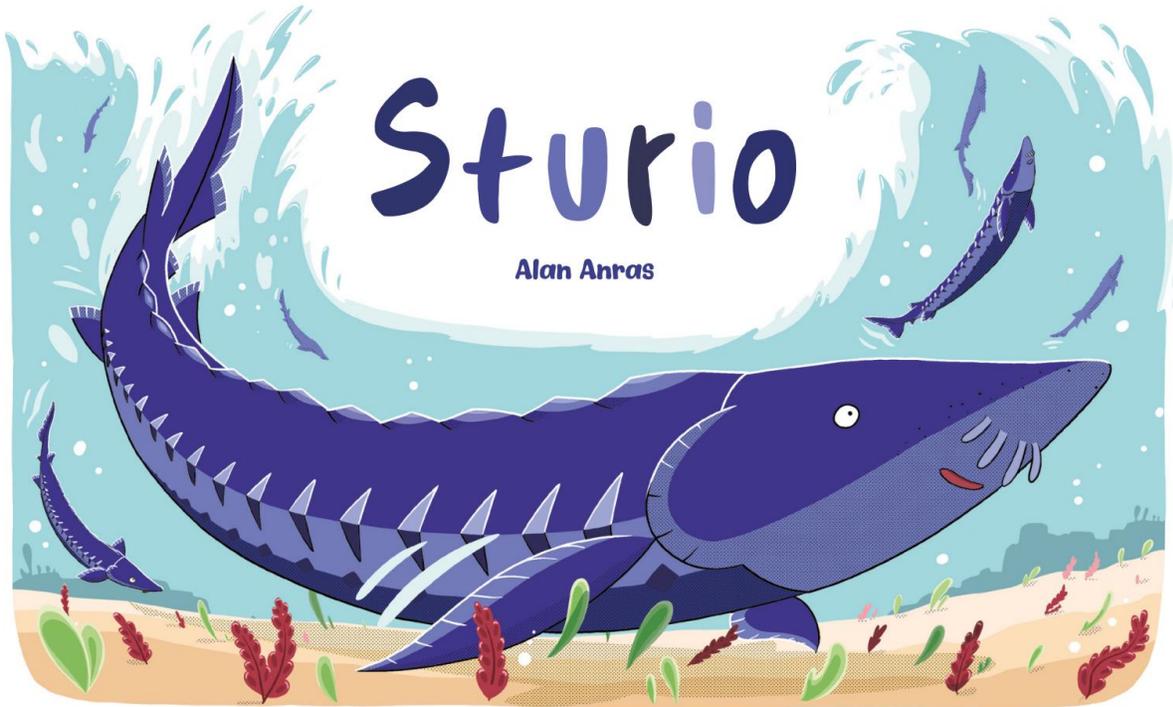
Jeudi		Repeuplement des PMA : faiblesses, forces et défis pour le futur		
REVE Chair: Joern Gessner (IGB Berlin, Allemagne)	14:00	14:10	Mots d'introduction	Marie-Laure Acolas (INRAE) et Sylvie Jégo (AEAG, France)
	14:10	14:30	Conférencier principal	Gilles Adam (DREAL-NA, France)
	14:30	14:50	Conférencier principal	Karin Limburg (SUNY-ESF, USA)
	14:50	15:10	Questions / échanges avec la salle	
	15:10	15:30	Pause café	
	15:30	16:00	Conférencier étudiant	Elodie Boussinet (UCB, Allemagne)
	16:00	16:20	Conférencier principal	Joachim Naslund (SLU Aqua, Suède)
	16:20	16:40	Conférencier principal	
	16:40	17:00	Questions / échanges avec la salle	
	17:00	17:20	Mots de fin	
Vendredi		Repeuplement des PMA : faiblesses, forces et défis pour le futur		
REVE Chair: Françoise Daverat (INRAE, France)	09:00	09:20	Conférencier principal	Laurent Beaulaton (OFB, Pôle MIAME, France)
	09:20	09:40	Conférencier étudiant	Hermione Froehlicher (INRAE, France)
	09:40	10:00	Questions / échanges avec la salle	
	10:00	10:20	Pause café	
	10:20	10:50	Conférencier principal	Eric Feunteun, Bastien Bourillon et collaborateurs (MNHN Dinard / INRAE Rennes, France)
	10:50	11:10	Conférencier principal	Marie-Laure Acolas, Joern Gessner, Eric Rochard et collaborateurs (INRAE, France & IGB Berlin, Allemagne)
	11:10	11:30	Conférencier principal	
	11:30	11:50	Questions / échanges avec la salle	
	11:50	12:20	Mots de fin	Comité d'organisation
	12:20	12:30	Mots de fin	



Figure 29 : Photo de clôture du colloque Initiatives locales et globales : quand la science informe les modes de gestion des poissons migrateurs amphihalins (Bordeaux 5-8 juillet 2022).

IV.3. Illustration grand public

Nous avons envisagé au début du projet une collaboration avec un ou des dessinateurs régionaux afin d'obtenir un visuel illustrant nos travaux scientifiques utilisables comme support de communication auprès du grand public et des scolaires. Après différents échanges, notamment avec le jeune dessinateur Alan Anras, le projet a évolué en une bande dessinée permettant de retracer l'histoire de l'espèce et de vulgariser les travaux scientifiques et techniques. La BD est disponible via ce lien sur le portail HAL <https://hal.science/hal-04719480v1> (Anras & Acolas, 2024), elle est illustrée ci-dessous (Figure 30) et elle sera utilisable notamment pour les partenaires du PNA (Plan National d'Actions) en faveur de la restauration de l'espèce et présentée sous forme d'un poster lors de la « semaine de l'esturgeon » début septembre 2024 <https://sturgeonbx24.sciencesconf.org/>.



MERCI AUX UTILISATEURS DE CE PROJET DE SYSTÉMATIQUEMENT CITER LES AUTEURS :
ALAN ANRAS ET MARIE-LAURE AGLAS.

L'AUTEUR AUTORISE INRAE ET SES PARTENAIRES À UTILISER ET DIFFUSER CE PROJET DANS SON ENTÉRIÈRE OU TRONQUÉ UNIQUEMENT DANS DES BUTS NON COMMERCIAUX ET ÉDUCATIFS. CETTE BD VISE À ILLUSTRER LES RECHERCHES SCIENTIFIQUES DANS LE CONTEXTE DE RESTAURATION D'UNE ESPÈCE EMBLÉMATIQUE: L'ESTURGEON EUROPÉEN. ELLE A ÉTÉ FINANCÉE DANS LE CADRE DU PROJET DE RECONSTRUCTION DES TACTIQUES DE VIE DE L'ESTURGEON EUROPÉEN) DANS LE CADRE DE L'APPEL À PROJET ESP 2020 RÉGION NOUVELLE AQUITAINE COFINANCÉ PAR L'AGENCE DE L'EAU ADOUR GARONNE ET INRAE. TOUTES LES ACTIONS MENÉES SUR L'ESPÈCE NE SONT PAS PRÉSENTÉES, C'EST UN OUTIL PÉDAGOGIQUE DE VULGARISATION SCIENTIFIQUE ET DE SENSIBILISATION. NOUS ESPÉRONS QUE VOUS AUREZ PLAISIR À LE LIRE !

ENFIN SEUL INRAE EST AUTORISÉ À APPORTER DES MODIFICATIONS AU TEXTE À DES FINS DE MISE À JOUR.



[HTTPS://CREATIVECOMMONS.ORG/LICENSES/BY-NC-ND/4.0/](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/)

Sturio

Illustré et écrit par Alan Anras,
sous la direction de Marie-Laure Acolas.
2024

alan-anras.fr

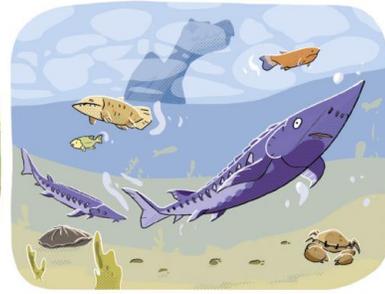


Chapitre 1 :

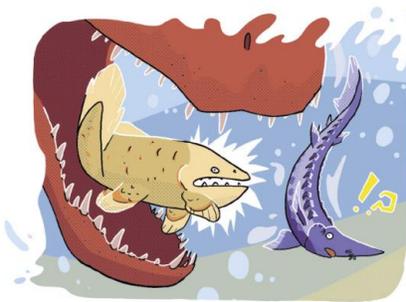
Qu'est-ce donc qu'un esturgeon européen ?



Il y a 100 millions d'années...



Les esturgeons peuplaient déjà les eaux de la Terre, et ce depuis 250 millions d'années !



5

Parmi les descendants de cette famille, on compte l'esturgeon européen.



C'est le plus grand poisson diadème des eaux françaises, menacé de disparition.

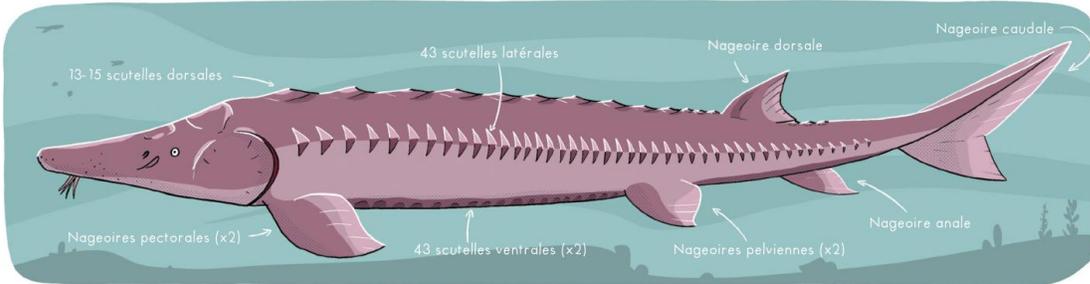


Cette espèce qui existe encore de nos jours fait en fait partie d'une famille remontant aux tout premiers types de poissons.



6

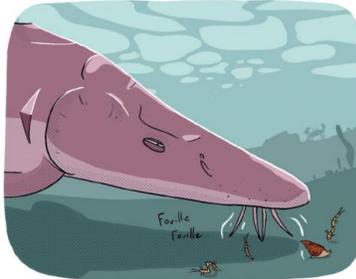
L'esturgeon européen, auquel nous allons nous référer dorénavant en tant que "sturio" (de son nom scientifique) est assez représentatif de la famille des esturgeons.



Les esturgeons ont une bouche protractile et des barbillons sensitifs sous leur museau.

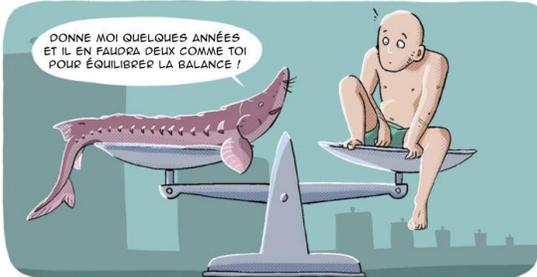
Ils s'en servent pour fouiller le substrat à la recherche de vers et petits mollusques ou crustacés.

Une fois une proie trouvée, ils l'aspirent en étendant leur bouche, à la manière des carpes.



9

Les adultes que l'on peut rencontrer actuellement mesurent de 1,50 m à 2,40 m et pèsent de 15 à 70 kg.



L'un des plus grands a été pêché à Pauillac en Gironde en 1944 et mesurait 3,90 m et atteignait les 300 kg.



Photo de 1991 à Saint-Nicolas d'Est, à titre d'exemple.

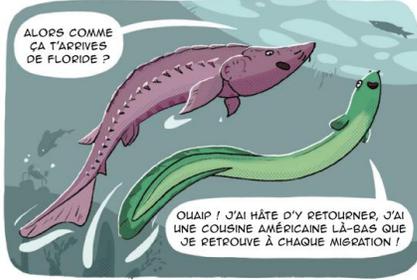
Certains individus peuvent dépasser 3,50 m et 300 kg.

Un des plus gros spécimens connus pris dans la Tamise atteignait les 350 kg.



10

L'esturgeon européen est une espèce migratrice protégée en danger critique d'extinction comme l'anguille d'Europe.



C'est une espèce amphihaline : elle peut migrer de l'eau douce vers l'eau salée et vice-versa. Elle est aussi anadrome.



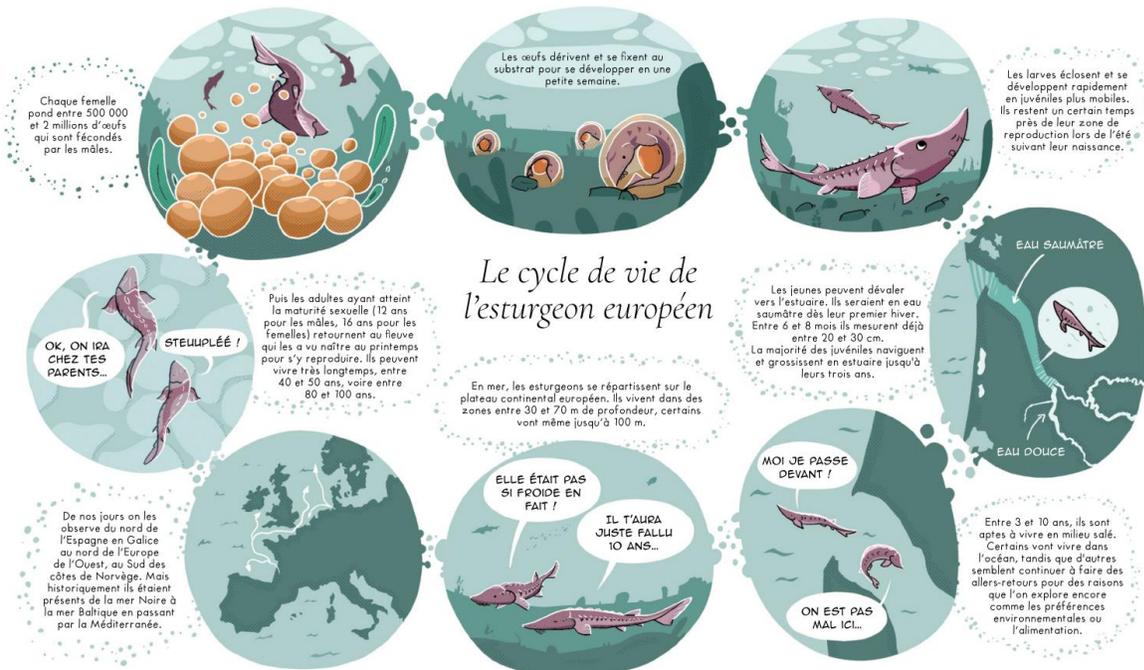
Anadrome se dit d'un poisson de mer qui remonte les fleuves pour y pondre.



À l'inverse, on parle d'espèces catadromes lorsqu'elles naissent en mer et grandissent en fleuve, comme les anguilles d'Europe.



Pour retourner sur leur lieu de naissance, les sturions connaissent un changement métabolique leur permettant de passer de l'eau salée à l'eau douce. Ils éprouvent aussi ce changement tôt dans leur vie lors de leur première migration quand les jeunes sturions quittent le fleuve pour l'océan. De nombreuses espèces de poissons vivent ce genre de phénomène.



Chapitre 2 :
L'Homme et l'esturgeon européen.



L'esturgeon est un poisson que l'Homme connaît depuis toujours. En plus des traces ancestrales conservées par les fossiles, les humains ont imprimé leurs rapports aux animaux sur les murs de certaines grottes.



On retrouve des traces de la consommation de l'esturgeon durant l'Antiquité, le poisson en lui-même était un plat de gourmet chez les Grecs et les Romains.

Des archéologues ont d'ailleurs trouvé dans des grottes des dessins au crayon rouge d'esturgeon datant d'il y a environ 30 000 ans.



D'après Aristote, la chair de l'esturgeon était un mets raffiné lors de grands banquets.



Des fouilles archéologiques sur le site d'Ecarnoeuf le long de l'île ont révélé des scutelles de sturions datant du 1er siècle et des coquillages importés du rivage, suggérant que le poisson a été conservé frais, ou vivant, pour y être consommé.



L'histoire de l'art témoigne de la consommation d'esturgeons et de la diminution de leurs populations dans le milieu naturel.



Les nombreuses natures mortes représentant des étals ou des tables débordantes de poissons sont des témoins de la fréquence et de la diversité des poissons consommés.



On observe la diminution de leurs occurrences dans les peintures en même temps que les sturions perdaient en présence dans l'environnement dû à la pêche qui commençait à impacter l'espèce.



Les esturgeons étaient des mets de choix à la table des rois de France et dans la haute société. Ils étaient déjà consommés pour leur chair et le fameux caviar.



15

Les populations ont continué de diminuer jusqu'au 20^e siècle. Dans les années 20-30, de premiers signaux d'alerte de disparition sont lancés par les associations de protection de la nature, les scientifiques et les pêcheurs professionnels.



...les barrages dans les grands fleuves...



Les populations régressent et disparaissent à cause de l'extraction de granulats dans les fleuves...



...la modification des régimes hydrauliques...



...la pêche pour la chair et les oeufs...



...ou la diminution de la qualité des eaux et la pollution. Les sturions vivant très longtemps, ils accumulent des substances toxiques dans leur corps toute leur vie.



16

Il faut dire que dans les années 30, un esturgeon adulte de trois mètres permettait de nourrir tout un village.



Leurs reproductions tardives les rendent très vulnérables.



La pêche excessive des adultes a eu un fort impact sur les reproductions au cours du 20ème siècle.



Les scientifiques commencent alors sérieusement à se pencher sur la question et l'espèce, dont nous ne savions encore que peu de chose à ce moment.

Par exemple, dans l'estuaire de la Gironde les premières pêches scientifiques sont réalisées à partir des années 80.



*SI, MAIS LÀ ON FAIT AVEC CE QU'ON A.



Les alertes remontées à l'État ont donné lieu à plusieurs lois : en 1982 la pêche aux sturions est interdite en France, puis en Europe en 1998.



Malgré les premiers efforts, la dernière reproduction naturelle de sturions dans le bassin Garonne-Dordogne a été recensée en 1994.



L'Europe, l'État, les associations environnementales, les pêcheurs, les scientifiques, les collectivités et de nombreux autres acteurs ont agi en faveur de la mise en place d'un stock captif à St Seurin sur l'île fondée en 1992. Et depuis 1995, un stock frère a été constitué en Allemagne à partir de sturions nés en France.



En 1995, l'État demande à ce que tous les sturions pêchés soient ramenés sur le centre de conservation à St Seurin sur l'île.



La population était si basse qu'un programme de conservation et de restauration de l'espèce a été mis en place.



C'est certainement grâce à la conservation en captivité des derniers sturions que l'espèce a pu être sauvée. Leur nombre était si bas que les chances qu'ils se rencontrent en milieu naturel étaient presque nulles.

Les scientifiques mènent des recherches sur l'espace pour améliorer les connaissances, et évaluer les mesures de restauration.



Puis en 2011 un plan national d'action en faveur du sturion est mis en place, piloté par l'État.



En 1995 une première reproduction assistée fonctionne, puis après de nombreuses années de recherches, en 2007 le protocole est appliqué avec succès et donne naissance à plusieurs milliers de juvéniles.



Un plan national d'action (PNA) est un programme servant à accompagner la conservation ou le rétablissement d'une espèce menacée ou importante.



Source: Europe (Lacis lateral), crabe (Brachy ophelotus), sémur à ventre jaune (Bombina variegata), lézard ocellé (Timon lepidus), hélicéridé pêcheur (Pantodon heliactis) et Hélicéridé

19

Il faut dire que les milieux de reproduction de l'espace se sont réduits énormément au fil du temps. Initialement, leur zone de reproduction incluait les grands fleuves d'Europe, mais la dégradation de leur habitat a fait du bassin Garonne-Dordogne le dernier foyer majeur pour la reproduction des sturions.

Population sturions 1750-1850



Population sturions 2018

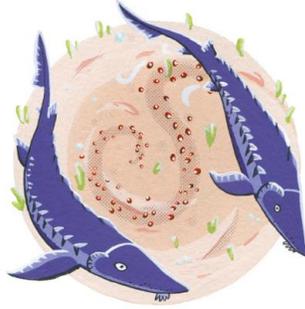


■ = aire de répartition ■ = zones de reproduction

20

Chapitre 3 :

Les efforts pour la restauration de l'espace.



Le sturio se trouve sur toutes les listes rouges européennes et se trouve concerné par la convention de Berne et la convention Oslo-Paris (OSPAR, la convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est).

Lorsque le sturio a été inscrit à la convention OSPAR en 2003, il était considéré éteint dans quasiment tous ses lieux de reproduction hormis dans le bassin de la Gironde.



Le sturio est classé au plus haut niveau de conservation de l'UICN (Union International pour la Conservation de la Nature), au même titre que l'ours polaire.



Ours polaire (Ursus maritimus), Nigoules, Néophote, Élanique, Océryphus américain, Sturio américain, crocodile nile, Rajfina indochinoise, crocodile des philippines (Crocodylus mindorensis), alligator de galapagos (Phobosaurus mexicanus).

C'est pour faire face à l'extinction de l'espèce que depuis 1995, le centre de conservation de Saint-Seurin-sur-l'Île produit des larves de sturions grâce aux reproductions artificielles de sturions sauvages captifs. Pour ce faire un protocole de reproduction artificielle a été mis en place.



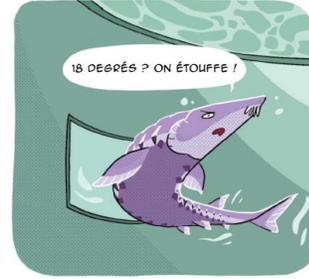
Le processus d'une reproduction artificielle est comme suit : d'abord les gonades des sturions sont échographiées pour savoir s'ils sont fertiles.



S'ils sont en mesure de se reproduire, les sturions fertiles sont placés dans un bassin différent.



Dans ce dernier la température et la salinité sont changées pour simuler le changement de milieu afin de stimuler la reproduction.

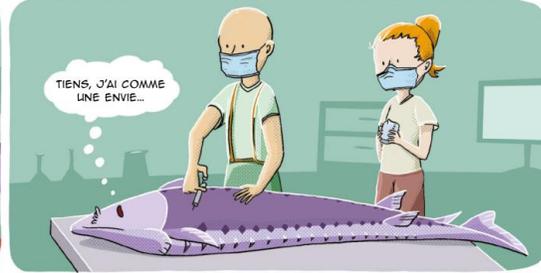


Une fois les sturions prêts, ils sont anesthésiés. Une nouvelle échographie permet de s'assurer que les femelles sont prêtes à se reproduire, et si elles le sont, leurs ovocytes sont prélevés.*



*une petite césarienne peut être nécessaire.

Comme les femelles, les mâles se font injecter des hormones pour stimuler la reproduction et leurs gamètes sont aussi collectés.



23

Les prélèvements sont analysés pour s'assurer de leur qualité, de leur viabilité et de leur origine.



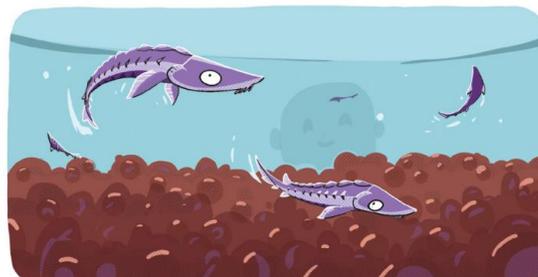
...puis dans des jarres simulant leur environnement naturel.



Puis les gamètes sont mélangés selon leur écart génétique pour favoriser la diversité.



Les oeufs éclosent...



Ils sont ensuite brassés dans un bain d'argile pour les nettoyer...



...puis les larves sont évacuées vers des bassins au moyen de surverses.



24

Les reproductions sont timides mais elles ont repris depuis 2022 avec le déversement de 365 individus en 2022 et de 4200 autres en 2023. Quelques milliers de lâchers sont attendus pour 2024.

Des réunions collectives de travail sont régulièrement organisées au sein des acteurs du PNA sturio et plusieurs actions sont menées en milieu naturel pour évaluer l'efficacité des repeuplements et la qualité des habitats.



Des repeuplements de juvéniles sont réalisés grâce à des reproductions obtenues en captivité.

En 1995, 9000 juvéniles ont été relâchés dans le bassin Gironde-Garonne-Dordogne et entre 2007 et 2015 plus de 1,7 millions de juvéniles ont été lâchés dans le bassin en France, et plus de 20 000 dans le bassin de l'Elbe en Allemagne.



Les scientifiques s'occupent du suivi des individus présents dans le milieu naturel.

L'État est chargé de prévenir l'introduction d'autres espèces d'esturgeons cultivés sur le bassin de la Gironde. Ces autres espèces risqueraient d'entrer en compétition (alimentaire et d'habitat) avec l'esturgeon européen.



En fait de nombreuses expérimentations sont effectuées sur les poissons migrateurs; sur le sturio par exemple sont étudiés les stress oxythermiques (le taux d'oxygène et la température du milieu) des embryons et l'effet des contaminants sur leur survie.



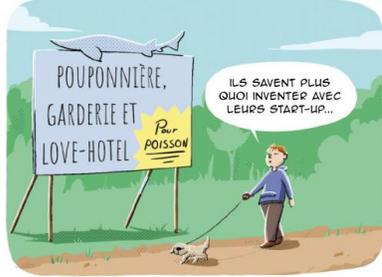
Les chercheurs travaillent sur certains aspects de la reproduction, dont la qualité des semences et leur cryopréservation. Pour cela une autre espèce est utilisée conjointement : *Acipenser ruthenus*.

Sont menées des expériences visant à raffiner les méthodes d'élevage pour améliorer la survie après le lâcher en milieu naturel. Par exemple on enrichit les structures d'élevage avec des proies nouvelles et vivantes pour stimuler les capacités cognitives et les préparer à leur environnement.



*Cette citation n'est pas scientifiquement correcte.

À l'écriture de cette bd, 200 à 300 individus majoritairement nés en captivité constituent le stock de la station. A chaque reproduction la grande majorité des individus sont relâchés dans le milieu naturel.



Entre 2007 et 2014, des larves sont relâchées à différents stades (environ 7 jours après l'éclosion, 3 mois, un an et plus).

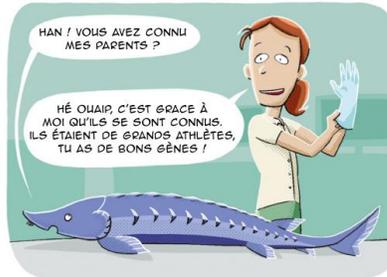
Ces lâchers à différents stades permettent de répartir les risques, les larves plus âgées auront un meilleur taux de survie mais leur temps passé en pouponnière plus long les rend moins adaptés au milieu naturel, tandis que les larves les plus jeunes ont plus de risques de mourir, mais elles pourront plus aisément s'imprégner de leur environnement et s'y adapter en conséquence.



En 2022 a eu lieu la première reproduction *in situ* avec des individus nés en captivité.

L'objectif de ces lâchers au niveau des zones de frayères potentielles est de relancer une population en milieu naturel.

Il sera possible grâce aux plans de lâcher d'identifier une fois ces poissons revenus frayer adulte dans le bassin Garonne-Dordogne quels ont été leurs parents (donc leur bagage génétique) et leur stade de lâcher afin de faire évoluer les protocoles de restauration des années prochaines.



27

Afin de suivre les populations de poissons de l'estuaire dont le sturio, les chercheurs utilisent de nos jours un catamaran dédié à la pêche, l'échantillonnage et les mesures.



Toutes les espèces qui sont pêchées sont dénombrées et un sous-échantillon est mesuré pour 30 individus de chaque espèce.

20 traits de pêche de 30 minutes sont réalisés dans l'estuaire tous les deux mois afin de faire des relevés biologiques sur les espèces de l'estuaire.



Les biologistes embarqués sur ces missions sont formés à l'expérimentation animale et chaque manipulation est faite de sorte à respecter le bien-être animal et réduire le stress.



28

Lorsqu'un sturio est pêché, il est anesthésié,



pesé,



mesuré,



photographié,



et marqué avec une puce électronique.

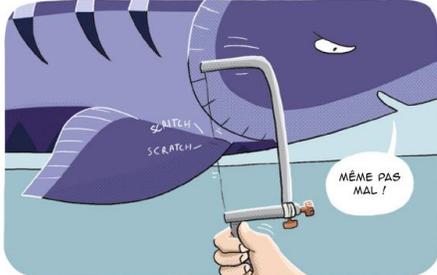


Enfin les esturgeons sont réveillés et retournent à l'eau via un toboggan.



29

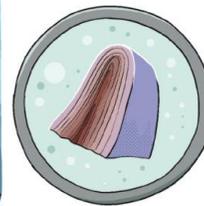
Parmi les prélèvements effectués par le navire de recherche, on ponctionne un petit morceau de cartilage des nageoires pectorales.



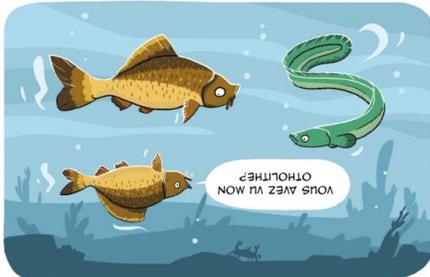
Sur d'autres poissons, on peut lire leur âge sur leurs écailles, mais les esturgeons en sont dépourvus.



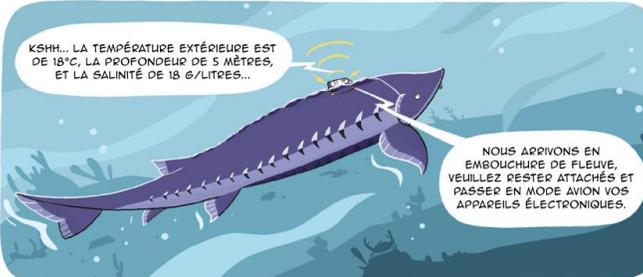
On peut presque voir à l'œil nu les marques en forme de rayons qui se forment avec le temps sur le cartilage à la manière des stries qu'on observe sur le bois.



Chez d'autres poissons non cartilagineux, on prélève leurs otolithes, sorte de petits cailloux situés dans l'oreille interne des poissons, leur servant à l'équilibre et à l'audition.

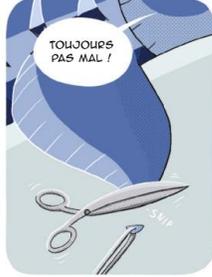


Les biologistes prélèvent en fait leur boîte noire. L'analyse des marques permet d'en apprendre plus sur l'habitat des poissons, grâce à la microchimie. La pose de certaines marques électroniques permet également d'enregistrer les conditions de vie (température, profondeur, salinité, etc).



30

En plus du morceau de cartilage, on prélève un petit morceau de nageoire.



Les analyses biologiques des morceaux de tissu permettent de révéler la parenté des sturios, mais aussi leur lieu de lâcher.



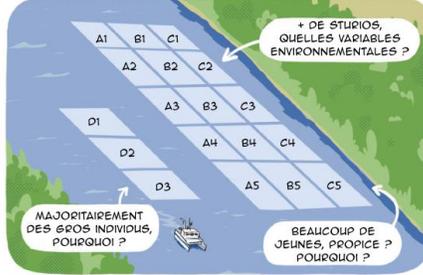
C'est grâce aux prélèvements biologiques que l'on peut estimer l'état de santé de la population et de leur milieu, mais aussi observer si oui ou non les sturios nés sur site reviennent se reproduire sur leur frayère de lâcher.



Les campagnes de suivi des sturios permettent aussi un suivi des populations de poissons de l'estuaire. Les espèces migratrices sont aussi suivies de près car elles sont souvent victimes des mêmes pressions que les sturios.



Ces échantillonnages permettent par exemple d'étudier les habitats préférés des sturios dans l'estuaire par l'étude des paramètres du milieu au moyen d'un maillage virtuel de l'estuaire.



Ces données sont confrontées au nombre et à la taille des sturios pêchés, et permettent de déduire quels types de milieux les sturios d'une tranche d'âge donnée préfèrent.



31

À cette date, les efforts mis en place dès le début pour sauver l'espèce commencent à donner des résultats encourageants, les échantillonnages scientifiques et les pêcheurs professionnels font remonter que de gros poissons reviennent sur l'estuaire.

Des pêcheurs ont pu observer de gros sturios en fleuve depuis 2020 en Dordogne, en Garonne ou dans l'Elbe.



Les déclarations d'observations accidentelles par des pêcheurs ou des citoyens sont de précieux indicateurs de l'impact des efforts fournis pour la restauration de l'espèce.



Par ailleurs, les esturgeons sont des poissons qui résistent relativement bien aux captures accidentelles s'ils sont relâchés rapidement.

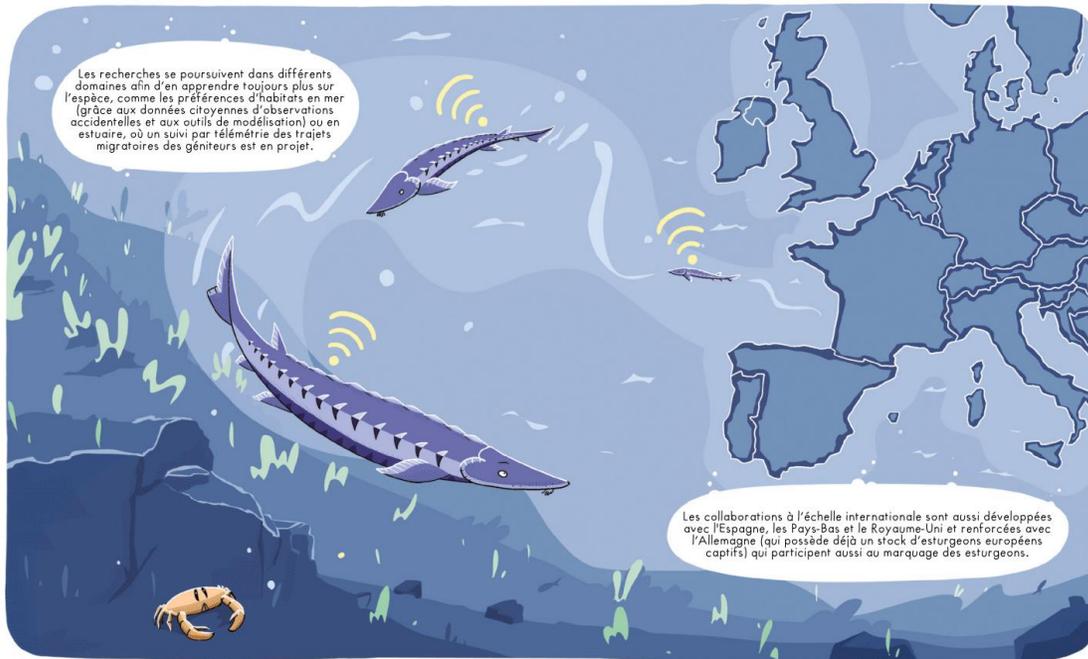


Grâce à ces résultats encourageants, le PNA a été reconduit entre 2020 et 2029, coordonné par l'Etat et animé par une association de protection des migrateurs.

La France est engagée dans le cadre de la convention de Berne à conserver la vie sauvage en Europe, en passant par la protection des sturios dans leur milieu naturel ainsi que son habitat.



32



33



34

QUI SONT LES ACTEURS DE LA PRÉSERVATION DU STURIO ?

Les acteurs du PNA actuel cachés derrière "l'État", "les scientifiques", "les pêcheurs", "les associations de protections des migrateurs", sont de vrais organes qui ont évolué au cours du temps (changement de nom ou de mission, arrivée progressive de certains acteurs au fil du temps).

Derrière "l'État" se cache notamment la DREAL (Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement) qui coordonne le PNA sturio depuis 2011 ;

Derrière "les scientifiques" se cache notamment INRAE (Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'Alimentation et l'Environnement) qui effectue des recherches et des suivis sur l'espace depuis les années 80 en captivité et en milieu naturel ;

Derrière "les pêcheurs" se cache notamment le CNPME (Comité National des Pêches Maritimes et des Elevages Marins), les comités régionaux et CAPENA (Centre pour l'Aquaculture, la Pêche et l'Environnement de Nouvelle-Aquitaine) qui assurent la sensibilisation auprès des professionnels et le recueil des informations sur les captures accidentelles depuis 2007 ;

Derrière "les associations de protection des migrateurs" se cache notamment MIGADO (Migrateurs Garonne Dordogne Charente Saudre) qui anime le PNA depuis 2011 et a pris le relai de l'INRAE progressivement pour les aspects ex-situ comme la conservation du stock captif, les opérations de repeuplement et la reproduction assistée.

Cette liste n'est pas exhaustive, beaucoup d'autres acteurs ont joué et joueront un rôle dans la préservation de l'espace !

Cette BD avait pour objectif de sensibiliser et d'informer le public en vulgarisant plus spécifiquement les recherches scientifiques.

SOURCES

Références :

- Adam G., Lauronce V., Rochard E., Acolas M.L., Souben J., Tesseyre D., Valadou B., Chaumel A., Bernard C., Guerri O., 2020. Plan national d'actions 2020-2029 En faveur de l'esturgeon européen *Acipenser sturio*. Ministère de la transition écologique et solidaire. Association MIGADO, INRAE, CNPME, DREAL, 79 p.
- Lamour M., Le Barh R., Merg M.L., Grasso F., Quinton E., Rochard E., Le Pichon C., Acolas M.L., 2024. Using simulated environmental variables to assess the seasonal estuarine habitat selection of a critically endangered anadromous species (*Acipenser sturio*). Estuarine, Coastal and Shelf Science 298: 108656.
- Nuremberg J-B., 2020. Une espèce sous haute protection : l'esturgeon européen. La pêche et les poissons n°897, p 80-82.
- Lamour M., Le Barh R., Merg M.L., Grasso F., Quinton E., Rochard E., Le Pichon C., Acolas M.L., 2024. Using simulated environmental variables to assess the seasonal estuarine habitat selection of a critically endangered anadromous species (*Acipenser sturio*). Estuarine, Coastal and Shelf Science 298: 108656.
- Acolas M.-L., Le Pichon C., Rochard E., 2017. Spring habitat use by stocked one year old European sturgeon *Acipenser sturio* in the freshwater-oligohaline area of the Gironde estuary. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 196, 58-69.
- Ephrem B., 2017. Des restes d'esturgeon à Ecornebeaul : un marqueur social chez les Pétracores ? ADRAHP. Documents d'archéologie et d'histoire périgourdines, Suppl. 7, p 373-382.
- Carrera Garcia E., Rochard E., Acolas M.-L., 2016. European sturgeon (*Acipenser sturio* L.) young of the year performance in different rearing environments: study within a stocking program. Environmental Biology of Fishes, 99 (11), 887-901
- Jatteau P., 2015. Programme de recherche et de conservation de l'esturgeon européen *Acipenser sturio* : Bilan scientifique et technique 2014. IRSTEA 133 p.
- Lassalle G., Crouzet P., Gessner J., Rochard E., 2010. Global warming impacts and conservation responses for the critically endangered European Atlantic sturgeon. Biological Conservation, 143, p 2441-2452
- Quel avenir pour l'esturgeon européen ? 2002. EPIDOR. Actes de séminaire, Libourne, 181 p.
- Rochard E., 2002. Restauration de l'esturgeon européen *Acipenser sturio*. Rapport scientifique contrat LIFE n°B-3200/98/460. Etude Cemagref n°80, groupement de Bordeaux.
- Jego S., Gazeau C., Jatteau P., Elle P., Rochard E., 2002. Les frayères potentielles de l'esturgeon européen *Acipenser sturio* L. 1758 dans le bassin Garonne-Dordogne. Méthodes d'investigation, état actuel et perspectives. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture, no 365-366: 487-505.
- Brosse L., Lepage M., Rochard E., 2000. Premiers résultats sur l'alimentation de l'esturgeon européen, *Acipenser sturio*, dans l'estuaire de la Gironde. Comparaison avec la faune benthique. Société Française d'ichtyologie, p 49-61.
- Coe lho M.M., Collares-Pereira M.J., Cowx I.G., 2000. Conservation of freshwater Fishes : Options for the future. Blackwell Science-Fishing news books, chpt 14, p 142-148.
- Pustelnik G. et Guerri O., 1999. Analysis of partnership and conservation requirements for a threatened species, *Acipenser sturio* L., 1758 : Towards the implementation of a recovery plan. Bol. Inst. Esp. Oceanogr, 16 (1-4), p 209-216.
- Elle P., 1997. Restauration de l'esturgeon européen *Acipenser sturio*. Contrat Life rapport final du programme d'exécution. Bordeaux: Cemagref de Bordeaux.
- Pustelnik G., Guerri O., Vignaud E., 1995. La disparition de l'esturgeon européen dans les bassins de la Garonne et de la Dordogne - Les mémoires d'un garde pêche. EPB Dordogne, 48 p.
- "Naissance de la Vie - une lecture de l'art panoral" Michel Lorblanchet, 2020, éditions du Rouergue

Conférence :

Conférence de l'université de Montpellier "Comme un poisson dans l'art: art et biodiversité aquatique du passé" par Daniel Faget, Thomas Changeux et Anne-Sophie Tribot, 2024.

Vidéos :

Plan national d'actions #5 - Film sur le lâcher d'Esturgeons européens (*Acipenser sturio*)

Décimé pour son caviar, ce poisson géant bientôt sauvé en France ?

LES DERNIERS ESTURGEONS SAUVAGES

Etonnante découverte : un esturgeon européen (*Acipenser sturio*) d'1,1m et 6 kilos a été observé par l'Université de Saint-Jacques de Compostelle.

Sources Web (n'incluant pas les dizaines d'articles Wikipedia que j'ai consulté) :

sturio.fr
migado.fr
espar.org
coe.int
iucnredlist.org
migrateursrhonemediterranee.org
epb-dordogne.fr
futura-sciences.com
kaviari.fr
aurea-ova.com
espridedpays.com
eabx.bordeaux-aquitaine.hub.inrae.fr

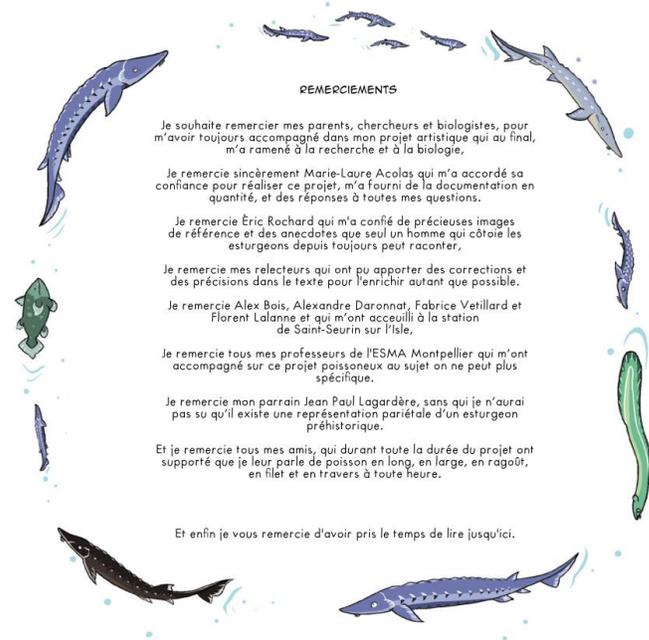


Figure 30 : Bande Dessinée écrite et illustrée dans le cadre de REVE (© A. Anras ; Anras & Acolas (2024)).

IV.4. Valorisations scientifiques

Dans le cadre du travail de doctorat, l'analyse de l'habitat en Gironde a fait l'objet d'un article (Lamour et al. 2024) et l'extrapolation des résultats aux autres estuaires fera également l'objet d'un article qui est en cours de relecture par les co-auteurs (cité ci-dessus comme Lamour et al., in prep). Marie Lamour a pu présenter ses méthodes et ses résultats lors de 6 conférences sous forme de présentations orales : RIF (mars 2022), journée des doctorants (avril 2022), Fisheries Society of British Isles (juillet 2023), journées de l'estuaire (décembre 2023), quaterly meeting sturgeon (mars 2023) ou de poster (Local and global initiatives, juillet 2022).

En terme de dissémination des résultats, le projet et les premiers résultats du post-doctorat ont été présentés sous forme de posters lors du colloque destiné à la fois aux scientifiques et aux gestionnaires organisé à Bordeaux le 5 juillet 2022 (Local and global initiatives: How science supports management actions on diadromous fish) et lors de la conférence ICES (International Council for the Exploration of the Sea) organisée à Bilbao (Espagne) en septembre 2023. Deux communications orales en visio lors des « quaterly meeting » organisés au sein de la communauté scientifique travaillant sur les espèces d'esturgeons en Europe ont également été réalisées les 22 juin 2023 et 27 mars 2024.

V. Références bibliographiques

- Able, K.W., 2005. A re-examination of fish estuarine dependence: Evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science, Connectivity in the life cycles of fishes and invertebrates that use estuaries* 64, 5–17. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.02.002>
- Acolas, M.L., Castelnaud G., Lepage M., Rochard E., 2011a Chapter 10: Biological cycle and migrations. In: Williot P, Rochard E, Desse-Berset N, Kirschbaum F, Gessner J (eds) *Biology and conservation of the Atlantic European sturgeon *Acipenser sturio* L., 1758*. Springer Berlin Heidelberg, pp 147-152.
- Acolas M.L., Davail B., Gonzalez P., Jean S., Clérandeau C., Morin B., Gourves P-Y., Daffe G., Labadie P., Perrault A., Lauzent M., Pierre M., Le Barh R., Baudrimont M., Peluhet L., Le Menach K., Budzinski H., Rochard E., Cachot J. (2020) Health indicators and contaminant levels of a critically endangered species in the Gironde estuary, the European sturgeon. *Environmental and Pollution Research*.
- Acolas, M.L., Lambert, P., 2016. Life histories of anadromous fishes. In *An introduction to fish migration*, édité par P. Morais et F. Daverat, 55-77. CRC Press.
- Acolas M.L., Le Pichon C., Rochard E., 2017. Spring habitat use by stocked one year old European sturgeon *Acipenser sturio* in the freshwater-oligohaline area of the Gironde estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 196: 58-69.
- Acolas M.L., Rochard, E., Le Pichon, C., Rouleau, E., 2012. Downstream migration patterns of one-year-old hatchery-reared European sturgeon (*Acipenser sturio*) *J Exp Mar Biol Ecol* 430–431: 68-77.
- Acolas, M.L., Roqueplo, C., Rouleau, E., Rochard, E., 2011b. Chapter 29 Post release monitoring techniques, in: *Biology and Conservation of the European Sturgeon *Acipenser Sturio* L. 1758*. pp. 407–416.
- Adam, G., Lauronce, V., Rochard, E., Acolas, M.L., Souben, J., Tesseyre, D., Valadou, B., Chaumel, A., Bernard, C., Guerri, O. 2019 Plan national d'actions en faveur de l'esturgeon européen *Acipenser sturio* 2020-2029. Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire, DREAL Nouvelle-Aquitaine, association MIGADO, INRAE, CNPMMEM.
- Agusa, T., Kunito, T., Tanabe, S., Pourkazemi, M., Aubrey, D.G. 2004. Concentrations of Trace Elements in Muscle of Sturgeons in the Caspian Sea. *Marine Pollution Bulletin* 49, n° 9-10: 789-800. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.06.008>.
- Allen, G.P., Sauzay, G., Castaing, P., 1977. Transport and deposition of suspended sediment in the Gironde estuary, France, in: *Estuarine Processes*. Elsevier, pp. 63–81. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-751802-2.50013-8>
- Altenritter, M.N., Zydlewski, G.B., Kinnison, M.T., Wippelhauser, G.S., 2017. Atlantic Sturgeon Use of the Penobscot River and Marine Movements within and beyond the Gulf of Maine. *Marine and Coastal Fisheries* 9, 216–230. <https://doi.org/10.1080/19425120.2017.1282898>
- Amorim, E., Ramos, S., Elliott, M., Bordalo, A.A., 2018. Dynamic habitat use of an estuarine nursery seascape: Ontogenetic shifts in habitat suitability of the European flounder (*Platichthys flesus*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 506, 49–60. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2018.05.011>
- Anders, P.J., 1998. Conservation aquaculture and endangered species: can objective science prevail over risk anxiety? *Fisheries* 23, 28-31.
- Anras, A., Acolas, M.L. *Sturio*, 2024. <https://hal.science/hal-04719480>.
- Arai, T., Levin A.V., Boltunov A.N., Miyazaki N., 2002. Migratory History of the Russian Sturgeon *Acipenser Gueldenstadti* in the Caspian Sea, as Revealed by Pectoral Fin Spine Sr : Ca Ratios. *Marine Biology* 141, n° 2: 315-19.
- Armstrong, D.P., Seddon P.J., 2008. Directions in reintroduction biology. *Trends Ecol. Evol.* 23, 20-25.

- Ayouche, A., Charria, G., Carton, X., Ayoub, N., & Theetten, S., 2021. Non-linear processes in the Gironde river plume (North-East Atlantic): Instabilities and mixing. *Frontiers in Marine Science*, 8, 701773. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.701773>
- Bakhshalizadeh S., A. Bani, Abdolmalaki S., Moltschaniwskyj N., 2017. Identifying Major Events in Two Sturgeons' Life Using Pectoral Fin Spine Ring Structure: Exploring the Use of a Non-Destructive Method. *Environmental Science and Pollution Research* 24, n° 22: 18554-62.
- Beamesderfer, R.C.P., Farr, R.A., 1997. Alternatives for the protection and restoration of sturgeons and their habitat. *Environmental Biology of Fishes* 48, 407–417.
- Botsford, L.W., Castilla, J.C., Peterson, C.H., 1997. The Management of Fisheries and Marine Ecosystems. *Science* 277, 509–515. <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.509>
- Brosse L., 2003. Caractérisation des habitats des juvéniles d'esturgeon européen, *Acipenser sturio*, dans l'estuaire de la Gironde. Doctorat, Université Paul Sabatié.
- Brosse, L., Dumont, P., Lepage, M., Rochard, E., 2002. Evaluation of a Gastric Lavage Method for Sturgeons. *North American Journal of Fisheries Management* 22, 955–960.
- Brosse, L., Rochard, E., Dumont, P., Lepage, M., 2000. First results on the diet of the European sturgeon, *Acipenser sturio*, in the Gironde estuary. Comparison with the benthic fauna. *Cybium* 24, 49–61.
- Burchard, H., Bolding, K., Villarreal, M.R., 2004. Three-dimensional modelling of estuarine turbidity maxima in a tidal estuary. *Ocean Dynamics* 54, 250–265. <https://doi.org/10.1007/s10236-003-0073-4>
- Cailliet, G., 1977. Several approaches to the feeding ecology of fishes. in fish food habits studies. 1st Pacific Northwest Technical Workshop Proceedings 1–13.
- Carlton, J.T., 1989. Man's Role in Changing the Face of the Ocean: Biological Invasions and Implications for Conservation of Near-Shore Environments. *Conservation Biology* 3, 265–273. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1989.tb00086.x>
- Castelnaud, G., Rochard E., Jatteau P., Lepage M., 1991. Données actuelles sur la biologie d'*Acipenser sturio* dans l'estuaire de la Gironde. In: Williot P (ed) *Acipenser*, Bordeaux pp 251-275.
- Carrera-Garcia, E., Rochard E., Acolas M.L., 2016. European Sturgeon (*Acipenser Sturio* L.) Young of the Year Performance in Different Rearing Environments -Study within a Stocking Program. *Environmental Biology of Fishes* 99, n° 11: 887-901.
- Carrera-García, E., Rochard E., Acolas M.L., 2017. Effects of rearing practice on post-release young-of-the-year behavior: *Acipenser sturio* early life in freshwater *Endangered Species Research* 34: 269-281.
- Chaalali, A., Beaugrand, G., Boët, P., Sautour, B., 2013. Climate-Caused Abrupt Shifts in a European Macrotidal Estuary. *Estuaries and Coasts* 13.
- Charbonnel, A., Acolas, M.L., 2022. MOuvements MIgratoires de l'Esturgeon Européen *Acipenser sturio* : habitats en mer et retour des géniteurs en fleuves. Acronyme MOMIE. Tâche 1, Identification des habitats marins utilisés par l'esturgeon européen et fréquentation des aires marines protégées (Technical Report). INRAE ; OFB.
- Charbonnel, A., Lambert, P., Lassalle, G., Quinton, E., Guisan, A., Mas, L., Paquignon, G., Lecomte, M., Acolas, M.-L., 2023. Developing species distribution models for critically endangered species using participatory data: The European sturgeon marine habitat suitability. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 280. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2022.108136>
- Charbonnel, A., Lassalle G., Lambert P., Quinton E., Geßner J., Rochard E., Colclough S., Brevé N., Acolas M.L., 2024. Travelling Away from Home? Joining Global Change and Recovery Scenarios to Anticipate the Marine Distribution of Diadromous Fish. *Ecological Indicators* 160: 111762. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.111762>.
- Crook, D. A., Macdonald, J. I., O'Connor, J. P., & Barry, B., 2006. Use of otolith chemistry to examine patterns of diadromy in the threatened Australian grayling *Prototroctes maraena*. *Journal of Fish Biology*, 69(5), 1330–1344. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2006.01191.x>

- Crowder, L.B., Cooper, W.E., 1982. Habitat Structural Complexity and the Interaction Between Bluegills and Their Prey. *Ecology* 63, 1802–1813. <https://doi.org/10.2307/1940122>
- Dadswell, M.J., 1979. Biology and population characteristics of the shortnose sturgeon, *Acipenser brevirostrum* LeSueur 1818 (Osteichthyes:Acipenseridae), in the Saint John River Estuary, New Brunswick, Canada. *Can. J. Zool.* 57, 2186–2210. <https://doi.org/10.1139/z79-287>
- Daverat, F., Morais, P., Dias, E., Babaluk, J., Martin, J., Eon, M., Fablet, R., Pécheyran, C., & Antunes, C., 2012. Plasticity of European flounder life history patterns discloses alternatives to catadromy. *Marine Ecology Progress Series*, 465, 267–280. <https://doi.org/10.3354/meps09910>
- Davis, J.A., May, M.D., Greenfield, B.K., Fairey, R., Roberts, C., Ichikawa, G., Stoelting, M.S., Becker, J.S., Tjeerdema, R.S. 2002. Contaminant concentrations in sport fish from San Francisco Bay, 1997. *Marine Pollution Bulletin* 44, n° 10: 1117-29. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00166-2](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00166-2).
- Delage, N., Cachot, J., Rochard, E., Fraty, R., Jatteau, P., 2014. Hypoxia tolerance of European sturgeon (*Acipenser sturio* L., 1758) young stages at two temperatures. *Journal of Applied Ichthyology* 30, 1195–1202. <https://doi.org/10.1111/jai.12609>
- Delage, N., Couturier B., Jatteau P., Larcher T., Ledevin M., Goubin H., Cachot J., Rochard E., 2020. Oxythermal Window Drastically Constraints the Survival and Development of European Sturgeon Early Life Phases. *Environmental Science and Pollution Research* 27, n° 4: 3651-60. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-4021-8>.
- Desse-Berset, N., 2013. Archéozoologie de l'esturgeon en France: Biodiversité passée et future.
- Diaz, M., Grasso, F., Hir, P.L., Sottolichio, A., Caillaud, M., Thouvenin, B., 2020. Modeling mud and sand transfers between a macrotidal estuary and the continental shelf: influence of the sediment-transport parameterization 60.
- Diehl, S., 1993. Effects of Habitat Structure on Resource Availability, Diet and Growth of Benthivorous Perch, *Perca fluviatilis*. *Oikos* 67, 403–414. <https://doi.org/10.2307/3545353>
- Dunton, K., Jordaan, A., Mckown, K., Conover, D., Frisk, M., 2010. Abundance and distribution of Atlantic sturgeon (*Acipenser oxyrinchus*) within the Northwest Atlantic Ocean, determined from five fishery-independent surveys. *Fishery Bulletin- National Oceanic and Atmospheric Administration* 108, 450.
- Elie, P., 1997. Restauration de l'esturgeon européen *Acipenser sturio* - Contrat life n°B4-3200/94/754 - rapport final du programme d'exécution : opérations I, II, III 1994 - 1997 (report). irstea.
- Fogarty, M.J., 1999. Essential habitat, marine reserves and fishery management. *Trends in Ecology & Evolution* 14, 133–134. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(98\)01579-1](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01579-1)
- Gessner J., Tauteman M., Von Nordheim H., Borchers T., 2010. Plan national d'actions pour la protection et la conservation de l'Esturgeon européen (*Acipenser sturio*) en Allemagne. Ministère fédéral de l'environnement de la protection de la nature et de la sureté nucléaire, 83p.
- Getis, A., Ord, J.K., 1992. The Analysis of Spatial Association by Use of Distance Statistics. *Geographical Analysis* 24, 189–206. <https://doi.org/10.1111/j.1538-4632.1992.tb00261.x>
- Giannoulaki, M., Iglesias, M., Tugores, M.P., Bonanno, A., Patti, B., De Felice, A., Leonori, I., Bigot, J.L., Tičina, V., Pyrounaki, M.M., Tsagarakis, K., Machias, A., Somarakis, S., Schismenou, E., Quinci, E., Basilone, G., Cuttitta, A., Campanella, F., Miquel, J., Oñate, D., Roos, D., Valavanis, V., 2013. Characterizing the potential habitat of European anchovy *Engraulis encrasicolus* in the Mediterranean Sea, at different life stages. *Fisheries Oceanography* 22, 69–89.
- Grasso, F., Bismuth, E., Verney, R., 2021. Unraveling the impacts of meteorological and anthropogenic changes on sediment fluxes along an estuary-sea continuum. *Sci Rep* 11, 20230. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-99502-7>
- Grasso, F., Caillaud, M., 2023. A ten-year numerical hindcast of hydrodynamics and sediment dynamics in the Loire Estuary. *Sci Data* 10, 394. <https://doi.org/10.1038/s41597-023-02294-w>

- Grasso, F., Fard, I.K.P., Kervella, Y., 2013. Dynamique hydro-sédimentaire de l'estuaire de la Seine : MARS-3D curviligne.
- Grosman M., 2004. Consommation de poisson et santé. Bienfaits d'une consommation de poisson et risques liés à l'exposition au méthylmercure, mémoire présenté pour le Diplôme Universitaire Maladies de la nutrition et diététique, Rennes I.
- Hale, R., & Swearer, S. E., 2008. Otolith microstructural and microchemical changes associated with settlement in the diadromous fish *Galaxias maculatus*. *Marine Ecology Progress Series*, 354, 229–234. <https://doi.org/10.3354/meps07251>
- Hayden, B., Soto D.X., Jardine T.D., Graham B.S., Cunjak R.A., Romakkaniemi A., Linnansaari T. 2015. Small Tails Tell Tall Tales – Intra-Individual Variation in the Stable Isotope Values of Fish Fin. *PLOS ONE* 10, n° 12: e0145154. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0145154>.
- Hette Tronquart N., Mazeas L., Reully-Manenti L., Zahm A., Belliard J. (2012). Fish fins as non-lethal surrogates for muscle tissues in freshwater food web studies using stable isotopes. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 26, n° 14: 1603-8.
- Hutchinson G.E. (1957) Concluding remarks Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology 22:415-427.
- Hylton, S., Weissman, A., Wippelhauser, G., Sulikowski, J., 2018. Identification of potential wintering habitat for threatened Atlantic sturgeon *Acipenser oxyrinchus oxyrinchus* in Saco Bay, Maine, USA. *Endang. Species. Res.* 37, 249–254. <https://doi.org/10.3354/esr00929>
- IUCN/SSC, 2013. Guidelines for reintroductions and other conservation translocations. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN species survival commission.
- Jalón-Rojas, I., Schmidt, S., Sottolichio, A., Bertier, C., 2016. Tracking the turbidity maximum zone in the Loire Estuary (France) based on a long-term, high-resolution and high-frequency monitoring network. *Continental Shelf Research* 117, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2016.01.017>
- Jardine, T.D., Kidd, K.A., Fisk A.T. 2006. Applications, Considerations, and Sources of Uncertainty When Using Stable Isotope Analysis in Ecotoxicology. *Environmental Science & Technology* 40, n° 24. <https://doi.org/10.1021/es061263h>.
- Jatteau, P., Rochard E., Lepage M., Gazeau C., 2011. Chapter 23 Age assessment in European sturgeon ». In *Biology and conservation of the Atlantic European sturgeon Acipenser sturio L., 1758*, édité par P. Williot, E. Rochard, N. Desse-Berset, F. Kirschbaum, et J. Gessner, 343-48. Springer.
- Jego, S., Gazeau, C., Jatteau, P., Elie, P., Rochard, E., 2002. Les frayères potentielles de l'esturgeon européen *Acipenser sturio* L. 1758 dans le bassin Garonne-Dordogne. Méthodes d'investigation, état actuel et perspectives. <http://dx.doi.org/10.1051/kmae:2002047> 365/366. <https://doi.org/10.1051/kmae:2002047>
- Jonsson, B., Waples R.S., Friedland K., 1999. Extinction Considerations for Diadromous Fishes. *ICES Journal of Marine Science* 56, 4: 405-9.
- Kellner, C.J., Brawn, J.D., Karr, J.R., 1992. What Is Habitat Suitability and how Should it be Measured?, in: McCullough, D.R., Barrett, R.H. (Eds.), *Wildlife 2001: Populations*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 476–488. https://doi.org/10.1007/978-94-011-2868-1_36
- Kennish, M.J., 2002. Environmental threats and environmental future of estuaries. *Envir. Conserv.* 29, 78–107. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000061>
- Kinzelbach, R., 1997. The Sturgeon (*Acipenser sturio* L. 1758) in Europe. *Z. Ökologie u. Naturschutz* 6, 129–135.
- Kirschbaum, F., Gessner, J., 2000. Re-establishment programme for *Acipenser sturio* L., 1758: The German approach.
- Kirschbaum, F., Williot, P., Fredrich, F., Tiedemann, R., Gessner, J., 2011. Restoration of the European Sturgeon *Acipenser sturio* in Germany. https://doi.org/10.1007/978-3-642-20611-5_21

- Lamarque, B., Deflandre, B., Galindo Dalto, A., Schmidt, S., Romero-Ramirez, A., Garabetian, F., Dubosq, N., Diaz, M., Grasso, F., Sottolichio, A., Bernard, G., Gillet, H., Cordier, M.-A., Poirier, D., Lebleu, P., Derriennic, H., Danilo, M., Murilo Barboza Tenório, M., Grémare, A., 2021. Spatial Distributions of Surface Sedimentary Organics and Sediment Profile Image Characteristics in a High-Energy Temperate Marine RiOMar: The West Gironde Mud Patch. *Journal of Marine Science and Engineering* 9, 242. <https://doi.org/10.3390/jmse9030242>
- Lamarque, B., Deflandre, B., Schmidt, S., Bernard, G., Dubosq, N., Diaz, M., Lavesque, N., Garabetian, F., Grasso, F., Sottolichio, A., Rigaud, S., Romero-Ramirez, A., Cordier, M.-A., Poirier, D., Danilo, M., Grémare, A., 2022. Spatiotemporal dynamics of surface sediment characteristics and benthic macrofauna compositions in a temperate high-energy River-dominated Ocean Margin. *Continental Shelf Research* 247, 104833. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2022.104833>
- Lambert, P., Lassalle G., Acolas M.L., Bau F., Castelnaud G., Daverat F., Jatteau P., Rigaud C., Rochard E., Roqueplo C., De Jouvenel F., 2019. A Foresight Analysis in Fisheries Science: The Case Study of Migratory Fish Research. *Futures* 111: 90-103.
- Lamour, M., 2023. Utilisation des habitats estuariens par l'esturgeon européen (*Acipenser sturio*) dans un contexte de restauration des populations : étude des facteurs abiotiques, biotiques et apport des modèles hydrodynamiques. Doctorat, université de Bordeaux.
- Lamour, M., Le Barh R., Merg M.-L., Grasso F., Quinton E., Rochard E., Le Pichon C., Acolas M.L., 2024. Using simulated environmental variables to assess the seasonal estuarine habitat selection of a critically endangered anadromous species (*Acipenser sturio*). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 298 (1 mars 2024): 108656. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2024.108656>.
- Lamour, M., F. Grasso, J. Gessner, E. Rochard, N. Reese, M. Muntoni, C. Le Pichon, et M.L. Acolas. In prep. Using hydrodynamic models to evaluate potentially suitable estuarine habitats of rare species: a case study on a critically endangered anadromous species *Acipenser sturio*.
- Lassalle, G., Crouzet P., Gessner J. & Rochard E., 2010. Global warming impacts and conservation responses for the critically endangered European sturgeon. *Biological Conservation* (143): 2441-2452.
- Lauria, V., Vaz, S., Martin, C.S., Mackinson, S., Carpentier, A., 2011. What influences European plaice (*Pleuronectes platessa*) distribution in the eastern English Channel? Using habitat modelling and GIS to predict habitat utilization. *ICES Journal of Marine Science* 68, 1500–1510. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsr081>
- Letaconnoux, R., 1961. Note sur la fréquence et distribution des captures d'esturgeons (*Acipenser sturio* Linne, 1758) dans le golfe de Gascogne. *Revue des travaux de l'institut des pêches maritimes* 25, 253–261.
- Limburg, K.E., Waldman J.R., 2009. Dramatic Declines in North Atlantic Diadromous Fishes. *Bioscience* 59, n° 11: 955-65.
- Lochet, A., Lambert, P., Lepage, M., Rochard, E., 2004. Croissance de juvéniles d'esturgeons européens *Acipenser sturio* (*Acipenseridae*) sauvages et issus d'alevinage, durant leur séjour dans l'estuaire de la Gironde (France). *Cybium* 28, 91–98.
- Macdonald, J.S., Green, R.H., 1983. Redundancy of Variables Used to Describe Importance of Prey Species in Fish Diets. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40, 635–637. <https://doi.org/10.1139/f83-083>
- MacDonald, D.D., Ikonomou M.G., Rantalaine A.-L., Rogers, I.H., Sutherland, D., Oostdam, J.V. 1997. Contaminants in White Sturgeon (*Acipenser Transmontanus*) from the Upper Fraser River, British Columbia, Canada. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16, n° 3 (1997): 479-90. <https://doi.org/10.1002/etc.5620160313>.
- Magnin, E., 1962. Recherches sur la systematique et la biologie des *Acipenserides* *Acipenser sturio* L.
- Malone, E.W., Perkin J.S., Leckie B.M., Kulp M.A., Hurt C.A., Walker D.M., 2018. Which Species, How Many, and from Where: Integrating Habitat Suitability, Population Genomics, and Abundance Estimates into Species Reintroduction Planning. *Global Change Biology* 24, n° 8: 3729-48.

- Mallory, M.L., O'Driscoll, N.J., Klapstein, S., Varela, J.L., Ceapa, C., Stokesbury M.J. 2018. Methylmercury in tissues of Atlantic sturgeon (*Acipenser oxyrinchus*) from the Saint John River, New Brunswick, Canada ». *Marine Pollution Bulletin* 126: 250-54. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.024>.
- Martin, J., Rougemont, Q., Drouineau, H., Launey, S., Jatteau, P., Bareille, G., Berail, S., Pécheyran, C., Feunteun, E., Roques, S., Clavé, D., Nachón, D. J., Antunes, C., Mota, M., Réveillac, E., & Daverat, F., 2015. Dispersal capacities of anadromous Allis shad population inferred from a coupled genetic and otolith approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 72(7), 991–1003. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2014-0510>
- Matthews, S.N., Iverson, L.R., Prasad, A.M., Peters, M.P., 2011. Changes in potential habitat of 147 North American breeding bird species in response to redistribution of trees and climate following predicted climate change. *Ecography* 34, 933–945.
- Maury-Brachet, R., Rochard E., Durrieu G., Boudou A., 2007. The 'Storm of the Century' (December 1999) and the accidental escape of Siberian sturgeons (*Acipenser baerii*) into the Gironde estuary (Southwest France). *Environmental Science and Pollution Research* 15, n° 1: 89. <https://doi.org/10.1065/espr2007.12.469>.
- McDowall, R.M., 1988. Diadromy in fishes. Migration between freshwater and marine environments. Timber press, Croon Helm, London 308p.
- McLean, M.F., Dadswell, M.J., Stokesbury, M.J.W., 2013. Feeding ecology of Atlantic sturgeon, *Acipenser oxyrinchus oxyrinchus*, Mitchell, 1815 on the infauna of intertidal mudflats of Minas Basin, Bay of Fundy. *J. Appl. Ichthyol.* 29, 503–509. <https://doi.org/10.1111/jai.12175>
- McLean, M., Simpfendorfer, C., Heupel, M., Dadswell, M., Stokesbury, M., 2014. Diversity of behavioural patterns displayed by a summer feeding aggregation of Atlantic sturgeon in the intertidal region of Minas Basin, Bay of Fundy, Canada. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 496, 59–69. <https://doi.org/10.3354/meps10555>
- McLusky, D.S., Elliott, M., 2004. The estuarine ecosystem: ecology, threats, and management, 3rd ed. ed. Oxford University Press, Oxford ; New York.
- Merg, M.-L., Dézerald, O., Kreutzenberger, K., Demski, S., Reyjol, Y., Usseglio-Polatera, P., Belliard, J., 2020. Modeling diadromous fish loss from historical data: Identification of anthropogenic drivers and testing of mitigation scenarios. *PLOS ONE* 15.
- Ministère de l'écologie du développement durable des transports et du logement, 2011. Plan national d'actions en faveur de l'esturgeon européen *Acipenser sturio* 2011-2015.
- Nelson, T.C., Doukakis P., Lindley S.T., Schreier A.D., Hightower J.E., Hildebrand L.R., Whitlock R.E., Webb M.A.H., 2013. Research Tools to Investigate Movements, Migrations, and Life History of Sturgeons (*Acipenseridae*), with an Emphasis on Marine-Oriented Populations *PLoS One* 8.
- Nilo, P., 1996. Force des classes d'âge, habitats et alimentation des esturgeons jaunes (*Acipenser fulvescens*) juvéniles du système Saint Laurent. (Masters Thesis in Biology). University of Quebec. Montreal.
- Noguès-Bravo, D., Simberloff D., Rahbek C., Sanders N.J., 2016. Rewilding Is the New Pandora's Box in Conservation. *Current Biology* 26, n° 3 2016: R87-91.
- Ord, J.K., Getis, A., 1995. Local Spatial Autocorrelation Statistics: Distributional Issues and an Application. *Geographical Analysis* 27, 286–306. <https://doi.org/10.1111/j.1538-4632.1995.tb00912.x>
- Pasquaud, S., 2006. Les relations trophiques : éléments de structuration des peuplements ichthyologiques en milieu estuarien. Application à l'estuaire de la Gironde. Université de Bordeaux.
- Pearson, N.J., Gingras M.K., Armitage I.A., Pemberton S.G., 2007. Significance of Atlantic sturgeon feeding excavations, Mary's Point, Bay of Fundy, New Brunswick, Canada. *Palaios* 22(5): 457-464.
- Pollock, M.S., Carr M., Kreitals N.M., Phillips I.D., 2015. Review of a species in peril: what we do not know about lake sturgeon may kill them. *Environmental Reviews* 23:30-43.

- Post, D.M. 2002. Using Stable Isotopes to Estimate Trophic Position: Models, Methods, and Assumptions. *Ecology* 83, n° 3: 703-18. <https://doi.org/10.2307/3071875>.
- Pritchard, D.W., 1967. What Is An Estuary: Physical Viewpoint. *AAAS* 1, 149–176.
- Rasta, M., Khodadoust A., Rahimibashar M.R., Taleshi M.S., Sattari M., 2023. Microplastic Pollution in the Gastrointestinal Tract and Gills of Some Teleost and Sturgeon Fish from the Caspian Sea, Northern Iran. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 42 (11), pp. 2453 – 2465
- Reid, A.J., Carlson A.K., Creed I.F., Eliason E.J., Gell P.A., Johnson P.T., Kidd K.A., MacCormack T.J., Olden J.D., Ormerod S.J., Smol J.P., Taylor W.W., Tockner K., Vermaire J.C., Dudgeon D., Cooke S.J., 2019. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biol Rev*, 94: 849-873.
- Rochard, E., 1992. Mise au point d'une méthode de suivi de l'abondance des amphihalins dans le système fluvio-estuarien de la Gironde, application à l'étude écobioécologique de l'esturgeon, *Acipenser sturio*. Doctorat, Université de Rennes I.
- Rochard, E., Lepage M., Dumont P., Tremblay S., Gazeau C., 2001. Downstream migration of juvenile European sturgeon *Acipenser sturio* L. in the Gironde Estuary. *Estuaries* 24: 108-115.
- Rochard, E., Lepage, M., Meauzé, L., 1997. Identification et caractérisation de l'aire de répartition marine de l'esturgeon européen *Acipenser sturio* à partir de déclarations de captures. *Aquat. Living Resour.* 10, 101–109. <https://doi.org/10.1051/alr:1997011>
- Rochard, E., 2002. Restauration de l'esturgeon européen *Acipenser sturio*, Rapport scientifique Contrat LIFE n o B-3200/98/460.
- Rochard, E., Jatteau, P., 1991. Amélioration de la méthode de détermination de l'âge de l'esturgeon commun *Acipenser sturio* et premières applications. Presented at the *Acipenser : actes du premier colloque international sur l'esturgeon*, Bordeaux, 3-6 octobre 1989, Cemagref Editions, p. 193.
- Romana, L.-A., 1994. Les grands estuaires français. *Equinoxe : les ressources vivantes de la mer et de l'environnement littoral* 38–42.
- Roques, S., Berrebi P., Rochard E., Acolas M.L., 2018. Genetic monitoring for the successful re-stocking of a critically endangered diadromous fish with low diversity. *Biol Conserv* 221:91-102.
- Samson M., Carassou L., Bareille G., Tabouret H., Breton B., Guillou G., Blanchet H., Gazeau-Nadin C., Jatteau P., Acolas M.L. *In prep*. Migratory tactics of restocked European sturgeon (*Acipenser sturio*) at the estuarine-marine interface along the French coast, as revealed by multiple biochemical tracers.
- Sautour, B., Baron, J., 2020. L'estuaire de la Gironde : un écosystème altéré ? Entre dynamique naturelle et pressions anthropiques., Presses Universitaires de Bordeaux. ed.
- Savenije, H.H.G., 1992. Rapid assessment technique for salt intrusion in alluvial estuaries.
- Seddon, P.J., Griffiths C.J., Soorae P.S., Armstrong D.P., 2014. Reversing Defaunation: Restoring Species in a Changing World. *Science* 345, n° 6195: 406-12.
- Sellheim, K., Willmes M., Hobbs J.A., Glessner J.J.G., Jackson Z.J., Merz J.E., 2017. Validating Fin Ray Microchemistry as a Tool to Reconstruct the Migratory History of White Sturgeon. *Transactions of the American Fisheries Society* 146, n° 5: 844-57.
- Smith, J.A., Baumgartner L.J., Suthers I.M., Taylor M.D., 2011. Distribution and movement of a stocked freshwater fish: implications of a variable habitat volume for stocking programs. *Mar Freshwater Res* 62: 1342-1353.
- Sottolichio, A., Castaing, P., 1999. A synthesis on seasonal dynamics of highly-concentrated structures in the Gironde estuary.
- Sulak, K.J., Berg J.J., Randall M., 2012. Feeding Habitats of the Gulf Sturgeon, *Acipenser oxyrinchus desotoi*, in the Suwannee and Yellow Rivers, Florida, as Identified by Multiple Stable Isotope Analyses. *Environmental Biology of Fishes* 95, n° 2: 237-58.

- Taverny, C., Lepage M., Piefort S., Dumont P. and Rochard E., 2002. Habitat selection by juvenile European sturgeon *Acipenser sturio* in the Gironde estuary (France). *J appl Ichthyol* 18:536-541.
- Taylor, M.D., Laffan S.D., Fielder D.S., Suthers I.M., 2006. Key habitat and home range of mullock *Argyrosomus japonicus* in a south-east Australian estuary: finding the estuarine niche to optimize stocking *Mar Ecol Prog Ser* 328: 237-247.
- Thomas, S.M., Crowther T.W. 2015. Predicting Rates of Isotopic Turnover across the Animal Kingdom: A Synthesis of Existing Data. *Journal of Animal Ecology* 84, n° 3: 861-70.
- UICN, F., MNHN, S., 2019. La Liste rouge des espèces menacées en France. Poissons d'eau douce de France métropolitaine. Paris, France.
- Upton, G.J.G., 1992. Fisher's Exact Test. *Journal of the Royal Statistical Society. Series A (Statistics in Society)* 155, 395–402. <https://doi.org/10.2307/2982890>
- Vega, J., 2016. Etude de la capacité d'accueil trophique de l'estuaire de la Gironde pour les juvéniles d'esturgeon européen *Acipenser sturio*. Rapport de stage Master II "Fonctionnement et gestion des écosystèmes marins", Université de Lille 1 et Université du littoral Côte d'opale, 49 p.
- Walther, B.D., & Limburg, K. E., 2012. The use of otolith chemistry to characterize diadromous migrations. *Journal of Fish Biology*, 81(2), 796–825. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2012.03371.x>
- Wang, S., T. Zhang, G. Yang, Y. Wang, F. Zhao, Zhuang P. 2018. Migration and Feeding Habits of Juvenile Chinese Sturgeon (*Acipenser sinensis* Gray 1835) in the Yangtze Estuary: Implications for Conservation. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 28, n° 6: 1329-36.
- Webb, M.A.H., Feist, G.W., Fitzpatrick, M.S., Foster, E.P., Schreck, C.B., Plumlee, M., Wong, C., Gundersen, D.T. 2006. Mercury Concentrations in Gonad, Liver, and Muscle of White Sturgeon *Acipenser Transmontanus* in the Lower Columbia River. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 50, n° 3: 443-51. <https://doi.org/10.1007/s00244-004-0159-0>.
- Weaver, D.M., Kwak T.J., 2013. Assessing Effects of Stocked Trout on Nongame Fish Assemblages in Southern Appalachian Mountain Streams *Trans Am Fish Soc* 142: 1495-1507.
- Weinberger, I.C., Muff S., de Jongh A., Kranz A., Bontadina F., 2016. Flexible habitat selection paves the way for a recovery of otter populations in the European Alps. *Biol Conserv* 199: 88-95.
- Williot, P., Rochard, E., Castelnaud, G., Rouault, T., Brun, R., Lepage, M., Elie, P., 1997. Biological characteristics of European Atlantic sturgeon, *Acipenser sturio*, as the basis for a restoration program in France. *Environmental Biology of Fishes* 48, 359–370. <https://doi.org/10.1023/A:1007392904240>
- Williot, P., Chèvre, P., 2011. Reproduction of the Cultured Brood Fish, in: Williot, P., Rochard, E., Dese-Berset, N., Kirschbaum, F., Gessner, J. (Eds.), *Biology and Conservation of the European Sturgeon Acipenser sturio*. 1758: The Reunion of the European and Atlantic Sturgeons. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 439–448. https://doi.org/10.1007/978-3-642-20611-5_32
- Woolson, R.F., 2008. Wilcoxon Signed-Rank Test, in: *Wiley Encyclopedia of Clinical Trials*. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 1–3. <https://doi.org/10.1002/9780471462422.eoct979>
- Worm, B., Barbier E.B., Beaumont N., Duffy J.E., Folke C., Halpern B.S., Jackson J.B.C., Lotze H.K., Micheli F., Palumbi S.R., Sala E., Selkoe K.A., Stachowicz J.J., Watson R., 2006. Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science* 314, n° 5800: 787-90.
- WWF, 2016. Rapport planète vivante 2016 : Risques et résilience dans l'anthropocène. WWF International, Gland, Suisse.
- Yang, Z., Bai, Y., Alatalo, J.M., Huang, Z., Yang, F., Pu, X., Wang, R., Yang, W., Guo, X., 2021. Spatio-temporal variation in potential habitats for rare and endangered plants and habitat conservation based on the maximum entropy model. *Science of The Total Environment* 784, 147080. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147080>