



# Projet CoEHCo

Evaluation de la fonction de  
nourricerie des prés salés pour  
l'ichtyofaune





# Evaluation de la fonction de nourricerie des prés salés pour l'ichtyofaune dans le périmètre du parc naturel marin de l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis

Projet CoEHCo : Connaissance et Evaluation de l'état des Habitats benthiques Côtiers

Octobre 2022

## Rédaction :

Eloïse TRIGODET - Chargée de mission LPO service Espaces protégés, en charge du volet "fonctions écologiques des prés salés (ouverts à la mer) pour l'ichtyofaune" du projet CoEHCo PNMEGMP-LPO &

Frédéric ROBIN - Chargé de mission scientifique LPO service Espaces protégés

## Opérateurs terrain :

Jean-Pierre GUERET (LPO), Pamela LAGRANGE (LPO), Louise FROUD (LPO), Clara ORTU (LPO), Régis GALLAIS (OFB), Sébastien PALIER (LPO), Pierre DOLLE (LPO), Stéphane GUENNETEAU (LPO), Loïc JOMAT (LPO), Vincent LELONG (LPO), Jean-Christophe LEMESLE (LPO), Julien GERNIGON (LPO), Frederic ROBIN (LPO), Eloïse Trigodet (LPO), Yann TURGIS (CEN), Emeline LE PORT (CEN), Antoine CASSEL (CEN).

## Rapports d'analyse des données incluses dans le projet :

Le Port, E., Cassel, A., TURGIS., Y (2021). Suivi écologique des prés salés au sein du parc naturel marin de l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis dans le cadre du projet « Connaissance et Etat des Habitats Benthiques Côtiers » (COEHCO). Conservatoire d'espaces naturels de Nouvelle-Aquitaine, 83p.

Ortu, C., Lagrange, P., (2021). Compte-rendu de l'analyse des données prés salés – poissons du protocole RNF sur la RNN baie de l'Aiguillon. LPO/OFB, 26p.

## Clichés 1ère de couverture :

Echantillonnage de l'ichtyofaune des prés salés sur le site de Bellevue à Oléron / sources : PACAUD 2017 pêche Bellevue Oléron.



## Fiche documentaire

<b>Titre du rapport</b>	Evaluation de la fonction de nurricerie des prés salés pour l'ichtyofaune dans le périmètre du parc naturel marin de l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis
<b>Date</b>	2022
<b>Résumé</b>	<p>Les prés salés se forment dans les environnements côtiers tels que les estuaires et les baies. Ils sont définis par la présence de plantes halophiles, présentes dans les zones de balancement de la marée. Ces habitats fournissent des sites d'alimentation et de refuge pour les poissons résidents et de passage. Ils sont considérés comme des zones de nurricerie pour plusieurs espèces. Un protocole RNF est mis en place dans plusieurs prés salés afin d'évaluer les fonctions de nurricerie des prés salés pour l'ichtyofaune dans le périmètre du parc naturel marin de l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis dans le cadre du projet CoEHCO (projet visant à évaluer l'état de quatre habitats côtiers : les récifs d'hermelles, les herbiers de zostères naines, les prés salés et les habitats sédimentaires intertidaux). Le protocole consiste à prélever les poissons et les crustacés descendant les chenaux des prés salés au jusant pour des analyses biométriques et stomacales. Les familles de poissons retrouvées les plus fréquemment sur les sites sont les mulets, les bars, les gobies et les athérines. Moins de poissons ont été pêchés en 2021 qu'en 2017 et 2019. Les variations d'abondances entre les mois sont différentes selon les sites et sont liées aux cycles biologiques des espèces dominantes. La ressemblance entre les sites en termes de communauté ichtyologique est liée à leur proximité et leur situation géographique. La fonction de nurricerie des prés salés pour le bar européen (<i>Dicentrarchus labrax</i>) est étudié via la validation des critères de Beck et al., 2001. Le présent travail permet de valider ou invalider ces critères selon une méthodologie exploratoire. Peu de proies retrouvées dans les estomacs sont d'origine terrestre, cependant beaucoup sont d'origine des chenaux des prés salés ce qui souligne l'importance de ces milieux comme zone de nurricerie pour les juvéniles de bar. Ces résultats permettent une qualification des peuplements et fonctions de nurricerie et leur variations temporelles. Certaines difficultés dans l'application du protocole concernant la méthode d'échantillonnage et l'analyse des données sont mises en avant. L'étude ne répond pas en totalité aux objectifs de gestion des prés salés. Ces informations pourront être prises en compte pour compléter ou réorienter l'étude en fonction des objectifs des gestionnaires.</p>
<b>Mots clés</b>	prés salés, poissons, nurricerie, contenus stomacaux, <i>Dicentrarchus labrax</i>
<b>Summary</b>	<p>Salt marshes form in coastal environments such as estuaries and bays. They are defined by the presence of halophilic plants, present in the intertidal zones. These habitats provide feeding and refuge sites for resident and transient fish. They are particularly considered as nursery areas for several species. An RNF protocol has been implemented in several salt marshes within the perimeter of the Parc naturel marin de l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis as part of the CoEHCO project (project to assess the state of four coastal habitats : honeycomb worm, eelgrass beds, salt marshes and intertidal sedimentary habitats). The protocol consists of sampling fish and crustaceans descending the channels of the salt marshes at the ebb tide for biometric and stomach analyses. The fish families found most frequently on the sites are grey mullets, european bass, gobies and fish of the genus athernia. Fewer fishes have been caught in 2021 than in 2017 and 2019. Oscillations in abundance between months are different depending on the site and are linked to the biological cycles of common species. The resemblance between the sites in terms of fish community seems to be linked to their proximity and their geographical location. The nursery function for the European seabass (<i>Dicentrarchus labrax</i>) is studied with the validation of the four criteria of Beck et al., 2001. This work makes it possible to validate or invalidate these criteria according to an exploratory methodology. Few of the prey found in the stomachs are of terrestrial origin, however many are of origin from the channels of salt marshes, which underlines the importance of these environments as a nursery area for juvenile sea bass. These results allow a qualification of the stands and nursery function and their temporal variations. Some difficulties in the application of the protocol concerning the sampling method and data analysis are highlighted. The study does not fully meet the management objectives of the salt marshes. This information may be taken into account to complete or redirect the study according to the objectives of the managers.</p>
<b>Key words</b>	salt marshes, fishes, nursery, stomach contents, <i>Dicentrarchus labrax</i>



<b>Citation du document</b>	Trigodet, E., Robin, F., (2022). Projet CoEHCo : Etudes de la fonction de nourricerie des prés salés pour l'ichtyofaune dans le périmètre du parc naturel marin de l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis. LPO/OFB : PNMEGMP, 116p.
<b>Financement</b>	Fonds Européens des Affaires Maritimes et de la Pêche, Ministère de la Transition Ecologique
<b>Réalisation</b>	LPO
<b>Rédacteurs</b>	Eloïse TRIGODET (Chargée de mission LPO service Espaces protégés, en charge du volet "fonctions écologiques des prés salés (ouverts à la mer) pour l'ichtyofaune" du projet CoEHCo PNMEGMP-LPO) et Frédéric ROBIN (Chargé de mission scientifique LPO service Espaces protégés)
<b>Relecteurs</b>	Adélaïde ASCHENBROICH (PNMEGMP), Anne SINOQUET (LPO) et Pamela LAGRANGE (LPO)



## Table des matières

<b>Fiche documentaire</b>	<b>2</b>
<b>Table des matières</b>	<b>4</b>
<b>Abréviations</b>	<b>6</b>
<b>Contexte de l'étude</b>	<b>7</b>
<b>1 Introduction</b>	<b>8</b>
<b>2 Matériel et méthode</b>	<b>12</b>
2-1 Historique du protocole	12
2-2 Sites d'études en 2021	12
2-2-1 Bellevue BH (La Faute sur Mer, 85)	15
2-2-2 Arçay (L'Aiguillon-la-Presqu'île, 85)	16
2-2-3 Triaize (Triaize, 85)	17
2-2-4 Puyravault (Puyravault, 85)	18
2-2-5 Esnandes (Esnandes, 17)	19
2-2-6 Les Bossys (Les Portes-en-Ré, 17)	20
2-2-7 Pointe de Bellevue (Saint-Pierre d'Oléron, 17)	21
2-2-8 Chenal de Luzac (Sainte-Just-Luzac, 17)	22
2-2-9 Pointe de l'Eguille (Eguille-sur-Seudre, 17)	23
2-2-10 Marais de Brandelle (La Tremblade, 17)	24
2-2-11 Bonne Anse (Les Mathes, 17)	25
2-2-12 L'ancien Polder de Mortagne (Mortagne-sur-Gironde, 17)	26
2-3 Protocole	27
2-3-1 Echantillonnage et biométrie sur le terrain	27
2-3-1-1 Ichtyofaune et crustacés	27
2-3-1-2 Paramètres environnementaux	30
2-3-1-3 Cténophores	31
2-3-1-4 Méso-zooplancton	31
2-3-2 Tri des individus en laboratoire	32
2-3-3 Etude des contenus stomacaux	33
2-4 Analyses	35
2-4-1 Etudes des communautés	35
2-4-1-1 Analyse des assemblages ichtyologiques	35
2-4-1-2 Classification et comparaison inter-sites	37
2-4-2 Etudes des facteurs déterminants les assemblages ichtyologiques	39
2-4-2-1 Sélection des variables pouvant avoir un impact sur les communautés	39
2-4-2-2 Vérification de la redondance entre les variables	40
2-4-2-3 Caractérisation des sites en fonction des facteurs structurants	40
2-4-2-4 Identification des modèles expliquant la variabilité de l'abondance et de la diversité	40
2-4-3 Etudes de la fonction de nourricerie des prés salés pour une espèce de bar ( <i>Dicentrarchus labrax</i> )	41
2-4-3-1 Critère 1 : Présence de grandes densités de juvéniles	41
2-4-3-2 Critère 2 : Présence durable des juvéniles durant leur première année de vie	42
2-4-3-3 Critère 3 : Utilisation pérenne de la matière produite in situ	42
2-4-3-4 Critère 4 : Migration des subadultes vers les sites fréquentés à l'âge adulte	43
<b>3 Résultats</b>	<b>44</b>
3-1 Déroulement opérationnel de la campagne de pêche 2021	44
3-2 Etudes des communautés	46
3-2-1 Analyse des assemblages ichtyologiques	46
3-2-1-1 Description générale des assemblages ichtyologiques	46



3-2-1-2 Espèces caractérisant les assemblages ichthyologiques	54
3-2-1-2-1 Espèces présentes en 2021	54
3-2-1-2-2 Familles présentes sur les trois années	55
3-2-1-2-3 Les guildes écologiques	58
3-2-1-2-4 La co-occurrence entre les espèces	59
3-2-1-3 Classification et comparaison inter-sites	62
3-2-2 Crustacés	67
3-2-3 Cténophores	71
3-2-4 Zooplancton	73
3-3 Etudes des facteurs déterminants les assemblages ichthyologiques	75
3-3-1 Caractérisation des sites	75
3-3-2 Les hypothèses de l'impact des facteurs sur les communautés ichthyologiques	80
3-3-3 Les modèles (GLM)	82
3-3-3-1 Modélisation de la richesse spécifique de l'ichtyofaune	83
3-3-3-2 Modélisation des CPUE de l'ichtyofaune	83
3-4 Etudes des fonctions de nourricerie des prés salés pour une espèce ( <i>Dicentrarchus labrax</i> )	88
3-4-1 Critère 1 = Présence de grandes densités de juvéniles	88
3-4-2 Critère 2 = Présence durable de juvéniles	90
3-4-3 Critère 3 = Utilisation pérenne de la matière produite in situ pour la croissance	94
3-4-4 Critère 4 = Migration des subadultes vers les sites fréquentés à l'âge adulte	99
<b>4 Discussion</b>	<b>100</b>
4-1 Analyses des assemblages de poissons	100
4-1-1 Diversité de l'ichtyofaune des prés salés	100
4-1-2 Evolution des abondances et des biomasses des poissons dans les prés salés et au large	101
4-1-3 Comparaison intersites des abondances et des biomasses	103
4-1-4 Spécificité des communautés ichthyologiques dans les prés salés et au large	104
4-2 Espèces pouvant avoir expliquer la structure des communautés de poissons	107
4-2-1 Crustacés	107
4-2-2 Cténophores	108
4-2-3 Zooplancton	108
4-3 Observations des facteurs pouvant expliquer les différences en termes de communauté ichthyologique sur les sites	109
4-3-1 Salinité et température	109
4-3-2 Incidence des variables sur la richesse spécifique	109
4-3-2 Incidence des variables sur l'abondance	110
4-4 Observations des fonctions de nourricerie pour le bar européen ( <i>Dicentrarchus labrax</i> )	110
4-5 Réflexions sur le protocole	114
4-6 Ressemblances entre les sites	118
4-7 Perspectives	118
<b>Conclusion</b>	<b>121</b>
<b>Remerciements</b>	<b>123</b>
<b>Bibliographie</b>	<b>124</b>
<b>Annexes</b>	<b>130</b>



## Abréviations

**ACP** : Analyse en Composantes Principales

**AIC** : Critère d'Information d'Akaike

**CAH** : Classification Ascendante Hiérarchique

**CoEHCo** : Connaissance et Evaluation de l'état des Habitats benthiques Côtiers

**CPUE** : Capture par Unité d'Effort

**DCE-DCSMM-DHFF** : Directive Cadre sur l'Eau – Directive Cadre pour le Milieu Marin – Directive Habitat Faune Flore

**FEAMP** : Fond Européen pour les Affaires Maritimes et la Pêche

**GLM** : Modèle Linéaire Généralisé

**LIENSs** : Laboratoire Littoral Environnement et Sociétés

**LPO** : Ligue de Protection des Oiseaux

**MAE** : Mesures agroenvironnementales

**NMDS** : Non-Metric Multidimensional Scaling

**NOURDEM** : Nourriceries à démerseaux (Campagne IFREMER)

**NURSE** : NURSErie (Campagne IFREMER)

**OFB** : Office Français de la Biodiversité

**OPNL** : Observatoire du Patrimoine Naturel Littoral

**Projet PAMPAS** : Evolution de l'identité Patrimoniale des Marais des Pertuis charentais en réponse à l'Aléa de Submersion marine

**PNMEGMP** : parc naturel marin de l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis

**RCFS** : Réserve de chasse et de Faune Sauvage

**RI** : Rations Instantanées

**RNF** : Réserves Naturelles de France

**RNNBA** : Réserve Naturelle Nationale de la Baie de l'Aiguillon

**RNNBH** : Réserve Naturelle Nationale de la casse de la Belle Henriette

**RNNLDN** : Réserve Naturelle Nationale de Lilleau des Niges

**RNNMO** : Réserve Naturelle Nationale de Moëze-Oléron

**SIH** : Système d'Informations Halieutiques (IFREMER)



## Contexte de l'étude

Le projet CoEHCo (Connaissance et évaluation de l'État des Habitats Benthiques Côtiers) vise à l'amélioration des connaissances sur les habitats benthiques dans le périmètre du parc naturel marin de l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis (PNMEGMP), du point de vue de leur distribution et de leur état écologique (PNMEGMP & LPO, 2020). Le projet est mené par le parc naturel marin de l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis (PNMEGMP) en partenariat avec la Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO) gestionnaire ou co-gestionnaire des réserves naturelles nationales (RNN) incluses dans le périmètre du Parc. Le projet est cofinancé à 75 % par le FEAMP dans le cadre de la mesure 80 « Protection et amélioration de la connaissance de l'état du milieu marin » et à 25 % par le ministère de l'agriculture et de l'alimentation et le ministère de la transition écologique et solidaire. Les actions du projet tendent à répondre aux priorités et besoins actuels identifiés par les gestionnaires des réserves naturelles nationales et du parc naturel marin sur la base de leurs plans de gestion respectifs. Elles ont également pour ambition de contribuer au programme de surveillance et de mesures inter-directives DCE-DCSMM-DHFF. Les actions du projet portent sur les habitats à enjeu majeur de préservation à l'échelle du Parc et des réserves, tel que définis dans leurs plans de gestion respectifs, soit les **récif d'hermelles**, les **herbiers de zostères naines**, les **habitats sédimentaires intertidaux** et les **prés salés**. Ce projet permet de déployer et de standardiser des protocoles communs à l'échelle du parc pour l'évaluation de leur état écologique. Le projet est subdivisé en cinq actions dont 4 correspondent à la mise en œuvre des suivis des états écologiques des 4 habitats et 1 au pilotage et à la coordination du projet. La LPO pilote le volet du projet CoEHCo portant sur l'étude des fonctionnalités écologiques des prés salés pour l'ichtyofaune. Ce volet vise à répondre aux besoins du PNMEGMP et des RNN d'approfondir la connaissance sur les prés salés à l'échelle des sites RNN et du PNMEGMP, et ce afin d'atteindre l'objectif de maintien ou d'amélioration du bon état écologique. Le protocole national et standardisé à l'échelle du réseau RNF (Réserves Naturelles de France) a été appliqué pour évaluer l'état fonctionnel de nourricerie des prés salés dans le périmètre du Parc. Les données ont été traitées afin de proposer une base de réflexion concernant la pertinence de la méthode mis en œuvre aux regards des besoins évaluatifs (état écologique) des RNN et du PNMEGMP.





## 1 Introduction

Les marais maritimes ou prés salés sont des prairies caractérisées par une végétation halophile (adaptée aux milieux salins) qui se développent dans les fonds de baies abrités des houles, en arrière des flèches sableuses dans les lagunes côtières et dans les estuaires. Ces espaces peuvent alternativement, partiellement ou totalement, selon les cycles de marée, être submergés ou émergés. Un réseau de chenaux permet la circulation de l'eau de mer au sein du pré salé lors du flot (marée montante) et du jusant (marée descendante). Les prés salés sont soumis à une forte variabilité des conditions abiotiques du milieu, le long de gradients géographiques et temporels (salinité, température, pH et oxygène dissous) (Allen et al., 2006). L'étendue de cette interface entre domaine terrestre et domaine marin est directement liée à la morphologie locale de l'estran et de l'amplitude du marnage (différence d'altitude entre les marées basses et les marées hautes). Deux zones sont classiquement distinguées dans les marais maritimes: la slikke qui est une zone de vase nue, et le schorre (herbus, mollières, ou pré-salé). L'habitat «schorre» désigne à la fois une couverture végétale spécialisée (plantes halophiles) et le substrat sur lequel elle se développe (Bonnot-Courtois & Levasseur, 2012). La haute slikke est caractérisée par une végétation clairsemée d'espèces pionnières telles que les salicornes (*Salicornia spp.*) et les spartines (*Spartina spp.*). En amont, le bas schorre est dominé par la puccinellie maritime (*Puccinellia maritima*) et le moyen schorre est essentiellement composé de l'obione faux-pourpier (*Halimione portulacoides*). Le haut schorre correspond à la zone la moins influencée par la marée. Les principales espèces qui s'y développent sont des graminées telles que la fétuque rouge (*Festuca rubra*), l'agrostis stolonifère (*Agrostis stolonifera*), le jonc de Gérard (*Juncus gerardii*) et le chiendent littoral (*Elymus athericus*) (Verger, 1995) (Figure 1).

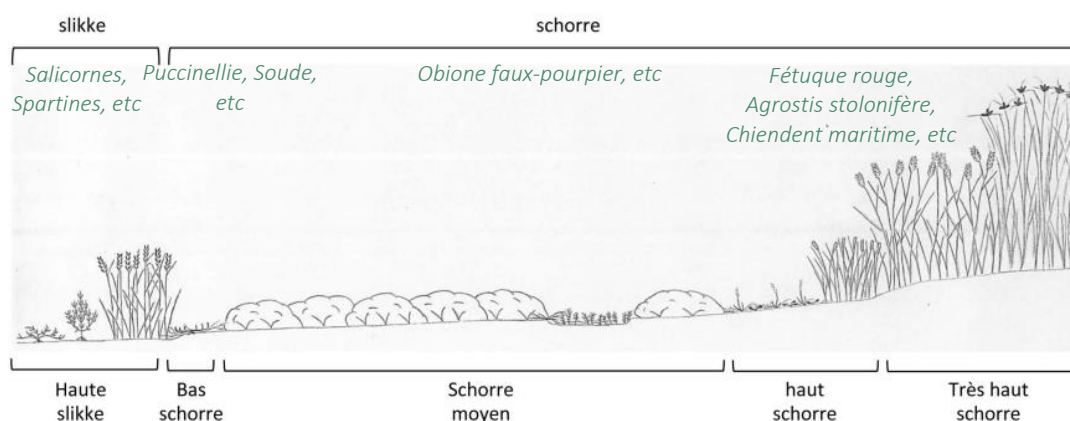


Figure 1 : Schéma de la zonation de la végétation des prés salés du littoral atlantique (Bioret et al., 2017)



En France, les prés salés couvrent environ 100 km<sup>2</sup>, soit 0,02 % du territoire (Le Luherne & Caillot, 2018). Ce milieu constitue un écotone bien spécifique où le balancement des marées influence l'installation des organismes vivants dans le milieu. Les prés salés sont caractérisés par une forte productivité primaire (jusqu'à 30 tonnes de matières sèches par hectare produites par an en Europe) (Kneib, 1997; Lefeuvre et al., 2000). Cette productivité repose notamment sur le phénomène « d'inwelling » (Dame & Allen, 1996), qui fait référence aux intrants de carbone et de nutriments provenant du ruissellement des bassins versants et des marées. Les nutriments sont intégrés dans les réseaux trophiques via la végétation et le phytoplancton. Les prés salés permettent grâce au phénomènes « d'inwelling » de capter et de recycler le surplus des nutriments, métaux et autres polluants provenant des bassins versants (Breaux et al., 1995; Nelson & Zavaleta, 2012; Verhoeven et al., 2006). Il existe également un phénomènes « d'outwelling » (Odum, 1968), faisant référence à l'exportation de matière organique (matière carbonée produite par les êtres vivants) vers le large par les marées et les vecteurs biotiques comme le necton (Lefeuvre et al., 1999). Les prés salés remplissent d'autres fonctions écologiques importantes. Ils séquestrent les gaz à effet de serre et compensent partiellement le changement climatique (Lovelock & Duarte, 2019). Les prés salés sont l'un des plus puissants puits de carbone (C) de la planète. Ils stockent jusqu'à  $82,2 \pm 9,6$  Tg/C/an dans le monde (Macreadie et al., 2013). Ils participent à la fixation des sédiments et offrent une protection contre la houle et les vagues limitant ainsi l'érosion côtière et les phénomènes de submersion (Lavaud et al., 2020; Moller, 2006). La végétation qui s'y développe constitue un abri pour plusieurs espèces d'oiseaux limicoles notamment contre le vent (Wiersma & Piersma, 1994). Certains passereaux comme le gorgebleue à miroir (*Luscinia svecica*) fréquentent ce milieu pour nicher et se nourrir notamment dans les zones de haut schorre à chiendent maritime (Gallais et al., 2019). Certains brouteurs comme les oies des neiges au Canada (*Anser caerulescens*) viennent se reproduire et se nourrir des racines, des rhizomes et les pousses des plantes dans les prés salés (Kerbes et al., 1990). Les prés salés sont également importants pour certaines espèces d'insectes comme le criquet des salines (*Epacromius tergestinus tergestinus*) qui dépend de ce milieu pour se nourrir (Robin et al., 2017). Les chenaux de prés salés sont attractifs pour de nombreuses espèces de poissons, de bivalves et de crustacées, en raison des faibles profondeurs d'eau, des températures plus élevées que les alentours et de la richesse en matière organique et en nutriments (Parlier, 2006). Certaines espèces se trouvant dans les prés salés présentent un intérêt halieutique pour la pêche professionnelle comme le bar (Lafaille et al., 2001; Lefeuvre et al., 2003). Les prés salés jouent également un rôle trophique essentiel tant pour la faune *in situ* que pour l'ensemble de la biodiversité côtière. La production primaire élevée est favorable à d'importantes populations de décomposeurs comme les amphipodes (Lafaille et al., 1998). Certains arthropodes sont à leur tour largement consommés par les araignées et les oiseaux insectivores (Foucreau et al., 2012; Geslin et al., 2006), ainsi



que par les juvéniles de poissons dans les chenaux lors du flot (Joyeux et al., 2017; Lafaille et al., 1998). Ces habitats à l'interface entre les milieux marins et dulçaquicoles accueillent plusieurs espèces marines, dulçaquicoles, migratrices et estuariennes pouvant tolérer des forts gradients de salinité. L'ichtyofaune des prés salés est généralement caractérisée par de fortes abondances et une faible diversité d'espèces (Whitfield et al., 1994). Les prés salés peuvent remplir différentes fonctions écologiques selon les espèces : zone de frayère, zone d'alimentation pour les adultes ou zone de nourricerie pour les juvéniles (Beck et al., 2001; Whitfield et al., 1994). Le complexe créé par les prés salés et leurs chenaux, réduisant l'accessibilité des prédateurs, joue un rôle fondamental pour de nombreuses espèces de poissons durant les premières années de vie, et peut ainsi être qualifié de nourricerie (Cattrijsse et al., 1994; Cattrijsse & Hampel, 2006; Green et al., 2009; Harrison-Day et al., 2021; Kneib, 1997); Blaber & Blaber, 2006). Bien que de grande importance, la fonction de nourricerie et sa réponse à la gestion des prés salés a été relativement peu étudiée. La gestion des prés salés (ex. fauche, pâturage) semble impacter les proies potentielles des poissons, dont les abondances sont généralement plus faibles dans les zones aménagées (Ford et al., 2013; Petillon et al., 2007; Van Klink et al., 2014). La composition végétale des prés salés est déterminée par la fréquence de submersion de la végétation et par la salinité du sol (Petillon et al., 2009) mais dépend aussi des pratiques de gestion telles que la fauche et le pâturage (Bouchard et al., 2003) utilisées pour favoriser l'accueil d'espèces avicoles. La fonction de nourricerie des prés salés semble impactée par la perturbation de l'habitat et par les modifications de la végétation dominante à la suite de la gestion (Joyeux et al., 2017; Lafaille et al., 2005; Parlier, 2006). Les juvéniles de bar semblent par exemple moins dépendant des proies terrestres des prés salés dans les zones pâturées que dans les zones non gérées (Lafaille et al., 2005). Une étude récente (Lafage et al., 2021) émet l'hypothèse que les facteurs structurants les fonctions de nourricerie des prés salés en Europe occidentale sont très diversifiés. Elle met en évidence la grande variabilité inter-sites et la faible contribution des proies terrestres au régime alimentaire des poissons. La compréhension de l'utilisation des prés salés par les poissons est complexe car de multiples facteurs comme de la saisonnalité, les régimes de marée, la profondeur de l'eau, la température et la salinité ont une influence sur les assemblages de poissons (Connoly et al., 2006; Prahald et al., 2019). Certaines espèces comme le bar européen (*Dicentrarchus labrax*) semblent fréquenter le même site (et parfois le même du chenal) de façon régulière au début de leurs développement, cependant les preuves manquent (Green et al., 2012; Joyeux et al., 2017; Salgado et al., 2011). Les prés salés sont considérés comme des espaces rares et remarquables, inscrits à la Directive Habitat (1992). La conservation de ces habitats est classée prioritaire au niveau européen (Le conseil des communautés européennes, 1992). Depuis des décennies, les observations de perte de prés salés dans le monde se sont accumulées. Selon les estimations les plus optimistes, 25% de la superficie des prés salés a été perdue dans le monde à la



suite des perturbations humaines. De plus, l'augmentation du niveau de la mer menace les prés salés dès lors que l'apport de sédiments n'est pas en mesure d'équilibrer la montée de la mer, entraînant de graves conséquences pour l'habitat et les fonctions écologiques écosystémiques qu'il fournit (Lloret, 2018). Une nourricerie est définie comme *“Un habitat fournissant en moyenne, à la population d'adultes, un grand nombre d'individus par unité de surface (recrutement), par rapport à d'autres habitats de juvéniles.”* (Beck et al., 2001). La caractérisation et l'évaluation de la fonction de nourricerie nécessitent de considérer différents critères définis par Beck et al., 2001 : une partie de la population doit (1) **être composée d'une forte densité d'individus juvéniles**, (2) **se nourrir de proies produites in situ**, (3) **croître dans ce même milieu** et (4) **contribuer significativement à l'augmentation de la population adulte** (Beck et al., 2001; Dahlgren et al., 2006). L'étude de l'ensemble des 4 critères permet d'évaluer les fonctions de nourricerie des prés salés pour une ou les espèces considérées. Les fonctions de nourricerie des prés salés pour l'ichtyofaune ont souvent été étudiées au cas par cas dans différents sites de prés salés en France (Joyeux et al., 2017; Lefeuvre et al., 2000) et ailleurs dans le monde (Cattrijsse & Hampel, 2006). Peu d'études inter-sites ont été réalisées (Mathieson et al., 2000; Parlier, 2006). Les prés salés dans le périmètre du parc représentent une surface de 52,85 km<sup>2</sup> (CartoEHCo) soit près de 35% des surfaces de prés salés de la façade Atlantique. Dans ce périmètre, le protocole permettant l'étude des fonctions de nourricerie des prés salés pour l'ichtyofaune (Le Luherne & Caillot, 2018) est déployé sur les sites des RNN et a été mise en œuvre sur les estuaires de la Seudre et de la Gironde (sites gérés par le Conservatoire d'Espace Naturel Nouvelle Aquitaine). La méthodologie est appliquée sur le terrain et en laboratoire pour étudier les communautés d'ichtyofaune (poissons) et de carinofoaune (crustacés) prélevées dans les chenaux des prés salés lors du jusant, certains facteurs environnementaux et les contenus stomacaux des bars européens (*Dicentrarchus labrax*). En se basant sur les données historiques et acquises en 2021 dans le cadre du projet CoEHCo, la présente étude a pour objectifs de proposer une analyse exploratoire des données acquises via le protocole RNF. L'analyse se base sur l'étude **des communautés de poissons et de macro-crustacés et leurs variabilité spatio-temporelle**, en lien avec **les facteurs structurants** et **l'évaluation de la fonction de nourricerie pour le bar européen (*Dicentrarchus labrax*) sur les différents sites de prés salés à l'échelle du PNMEGMP**. Cette analyse devra permettre de contribuer à évaluer les fonctions de nourricerie des sites pour l'ichtyofaune et les facteurs qui influencent les communautés ichtyologiques. Elle permettra également d'alimenter les réflexions sur la pertinence de la méthodologie adoptée aux regards des besoins évaluatifs du PNMEGMP et des RNN et sur l'élaboration d'un indicateur d'état fonctionnel de nourricerie.



## 2 Matériel et méthode

### 2-1 Historique du protocole

Le programme de surveillance scientifique des fonctions écologiques des prés salés pour l'ichtyofaune a été initié en 2012 par deux premières campagnes d'échantillonnage réalisées indépendamment dans les Réserves Naturelles Nationales de la baie de l'Aiguillon et de la baie de Saint-Brieuc. Ces études se sont penchées sur l'intérêt des prés salés comme zone de nourricerie pour les juvéniles de poissons. En 2014, un séminaire (Caillot & Lombardi, 2015) s'intéressant aux suivis des prés salés a été organisé par les Réserves Naturelles de France (RNF) et l'Office Français de la Biodiversité (OFB) avec le soutien de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie (AESN). Il a permis de préciser les enjeux de conservation des prés salés et de réaliser un état de l'art des suivis scientifiques menés sur le territoire national. Un groupe de travail animé par RNF réunissant les gestionnaires et les scientifiques a été mis en place afin de définir les objectifs de ce programme de surveillance et de rédiger un protocole commun : « Fonctions écologiques des prés salés (ouverts à la mer) pour l'ichtyofaune » (Le Luherne & Caillot, 2018). Des travaux visant à tester statistiquement l'adéquation entre les modalités du protocole et les questions de gestion ont été menés (choix du nombre d'échantillons, test de représentativité, etc). Dès 2017, le protocole est mis en place sur plusieurs sites en France pour permettre une mise en œuvre standardisée et homogène afin de faciliter la comparaison inter-sites. En 2021, des pêches au niveau de **5** localités en **Normandie** (Estuaire de la Seine, Baie de l'Orne, Baie des Veys, Havre de la Sienne et Baie du Mont St-Michel), **3** en **Bretagne** (Baie de St Brieuc, PNM Iroise, Golfe du Morbihan) et **12** en **Nouvelle-Aquitaine** dont **8** en **Vendée** et en **Charente-Maritime** (Casse de la Belle Henriette, Arçay, Baie de l'Aiguillon, Lilleau des Niges, Oléron, Seudre, Baie de Bonne Anse, et Estuaire de la Gironde) et **3** en **Gironde** (Bassin d'Arcachon, Île aux oiseaux et Arès Cap-Ferret). **8** localités sur les **20** en France se trouvent dans le périmètre du parc naturel marin de l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis (PNMEGMP).

### 2-2 Sites d'études en 2021

Dans ce rapport, le terme « site » fait référence aux chenaux échantillonnés. Plusieurs sites peuvent être échantillonnés dans chaque localité. Le terme « pêche » fait référence à l'action de pêche. Comme prévu dans le cadre du projet CoEHCo, le protocole RNF a été mis en œuvre sur 12 sites en 2021 dans le périmètre du parc naturel marin de l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis (Figure 2). En Vendée, des pêches ont eu lieu à la Faute sur Mer (site de **Bellevue BH**), à la pointe d'Arçay (site **Arçay**) et en Baie de l'Aiguillon (sites **Triaize** et **Puyravault**). En Charente-Maritime, le protocole a été mis en place sur 8 sites, à la Baie de l'Aiguillon (site **Esnandes**), sur l'île de ré (site du **Chenal des Bossys**), sur



l'île d'Oléron (site de **Bellevue Oléron**), en Seudre (sites du **Chenal de Luzac**, de la **Pointe de l'Eguille** et du **Marais de Bandelle**) et en Gironde (sites de **Bonne Anse** et de **Mortagne sur Gironde**). Sur certains de ces sites, des pêches ont également eu lieu ultérieurement.

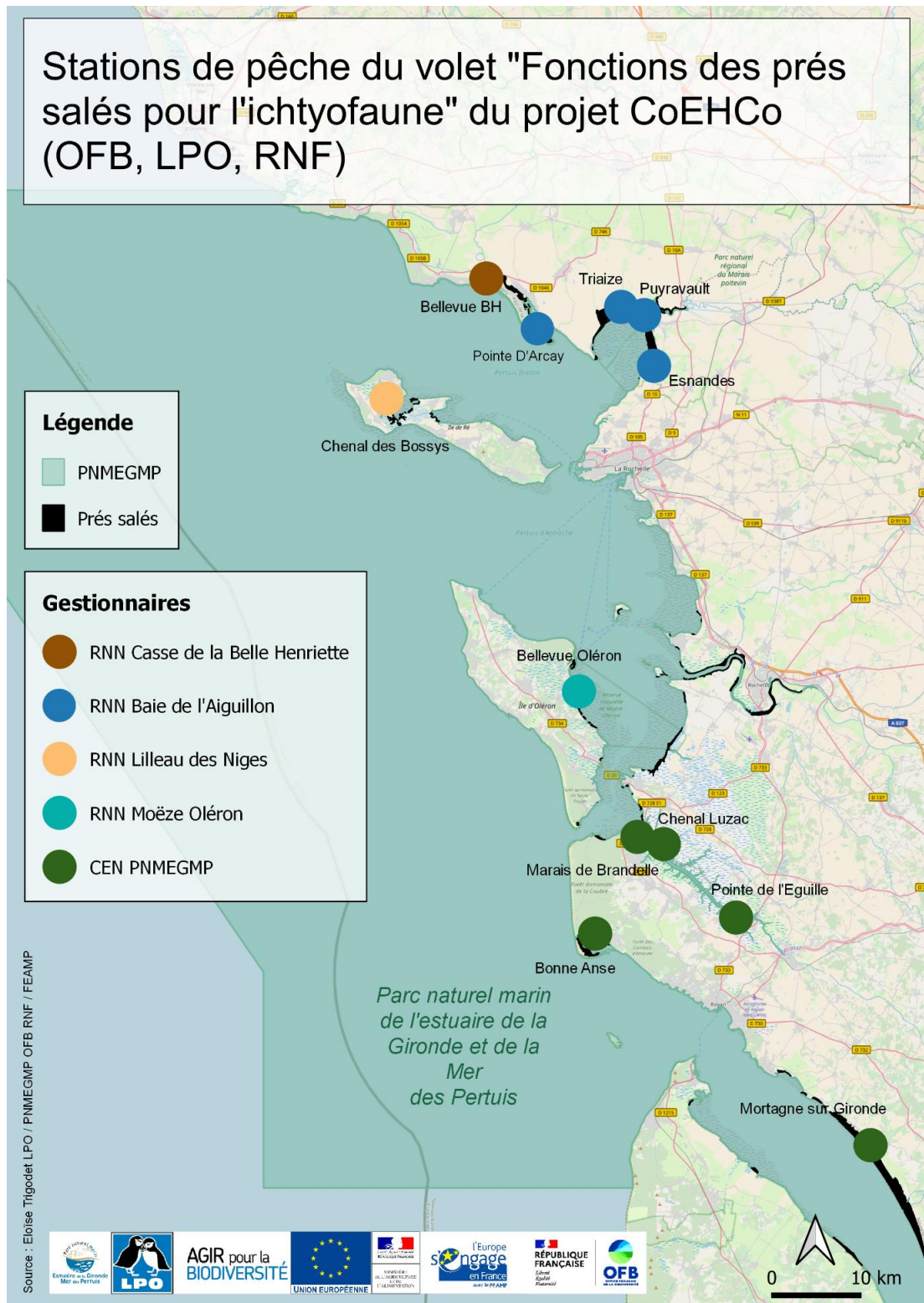


Figure 2 : Sites de pêche du volet "Fonctions des prés salés pour l'ichyofaune" du programme CoEHCo dans le périmètre du PNMEGMP en 2021



Des pêches ont été réalisées antérieurement au projet sur tous les sites (Figure 3), dès 2012 dans la réserve de la Baie de l'Aiguillon (**Triaise, Puyravault et Esnandes**) et à la pointe d'Arçay. Le programme n'étant pas encore standardisé, elles étaient réalisées tous les mois de mars à septembre. Ces pêches ont notamment aidé à l'élaboration du protocole « Fonctions écologiques des prés salés (ouverts à la mer) pour l'ichtyofaune » (Le Luherne & Caillot, 2018). Des pêches ont eu lieu tous les ans jusqu'en 2015 sur la Baie de l'Aiguillon et à Arçay puis tous les deux ans comme le préconise le protocole à partir de 2017. Dans la réserve de la Casse de la Belle Henriette (**Bellevue BH**), des pêches tests ont été réalisées à partir de 2016. Le protocole standardisé y est appliqué depuis 2019. Etant donné l'évolution très rapide du milieu, deux sites pêchés historiquement sur la RNNBH (**Prises et Indochinois**) ne peuvent plus être inclus dans l'étude aujourd'hui. En 2021, seul le site de Bellevue BH est conservé. Les premières pêches sur les sites du Conservatoire d'Espace Naturel (CEN) ont eu lieu sur deux sites en 2017 (1 dans l'estuaire de la Seudre et 1 dans l'estuaire de la Gironde), puis sur 4 sites en 2019 (2 en Seudre et 2 en Gironde) et sur 5 sites en 2021 (3 en Seudre et 2 en Gironde). Des pêches ont eu lieu en 2017 sur deux sites sur la réserve de Moëze Oléron (**Bellevue Oléron et La Perrotine**) (Richard, 2018). Lors de l'étude de Richard, 2018, la densité et la richesse spécifique était plus importantes sur le site de Bellevue que sur le site de La Perrotine. Les gestionnaires ont donc fait le choix de ne retenir qu'un seul site en 2021 (Bellevue Oléron). Les pêches sur la réserve de Lilleau des Niges (**les Bossys**) se trouvant sur l'île de Ré ont débuté en 2021.

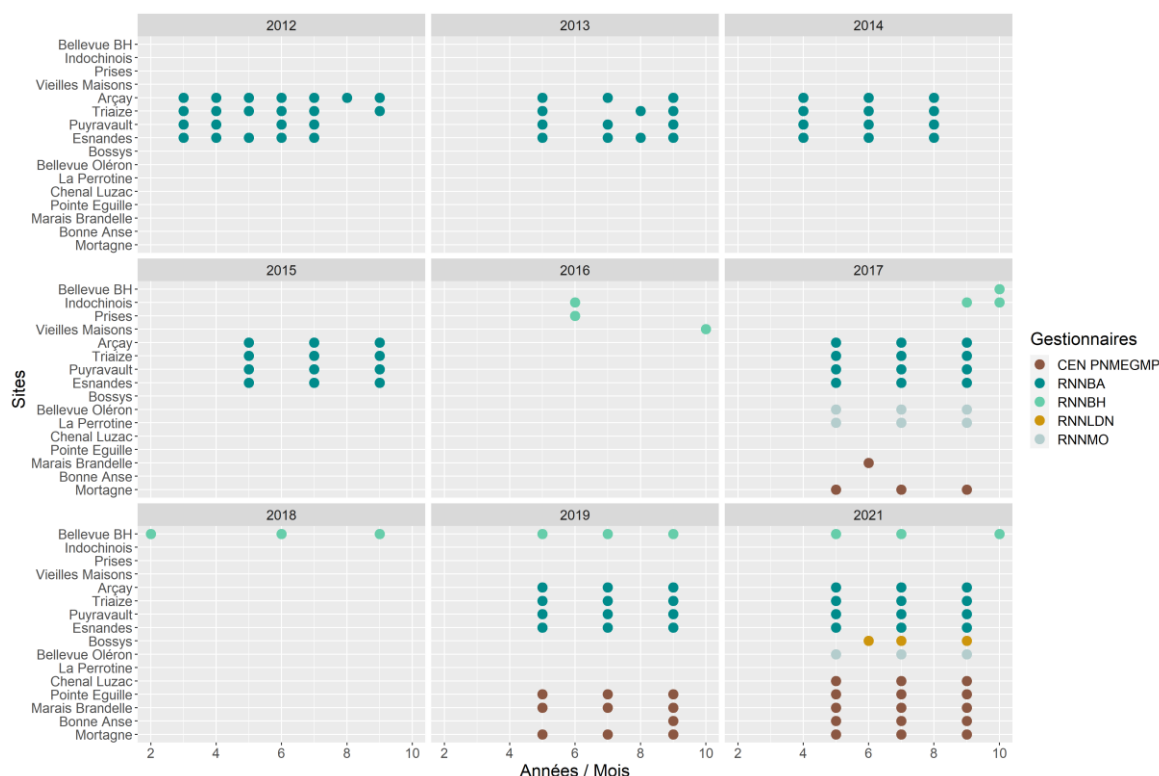


Figure 3 : Planning des pêches réalisées avec le protocole RNF dans les prés salés sur les sites dans le périmètre du PNMEGMP depuis 2012



## 2-2-1 Bellevue BH (La Faute sur Mer, 85)

La Belle Henriette, classée en Réserve Naturelle Nationale (RNN) est située en Vendée. Elle s'étend sur 337 hectares entre la Tranche sur mer et la Faute sur mer. La réserve est gérée par la LPO. Le site de Bellevue (BH) (Figure 4) est situé dans la réserve naturelle nationale de la Belle Henriette sur la commune de La Faute sur Mer, dans le nord du pertuis breton. Progressivement formée au cours du XX<sup>e</sup> siècle, la Belle Henriette est l'une des dernières véritables lagunes de la côte atlantique. En 2014, elle s'est naturellement reconnectée à l'océan (après une déconnexion artificielle en 1972) et évolue désormais au gré des influences marines. Les espèces végétales dominantes sur ce site sont l'Obione faux-pourpier (*Halimione portulacoides*) et la Salicorne (*Salicornia sp*) (Lefort, 2021a).

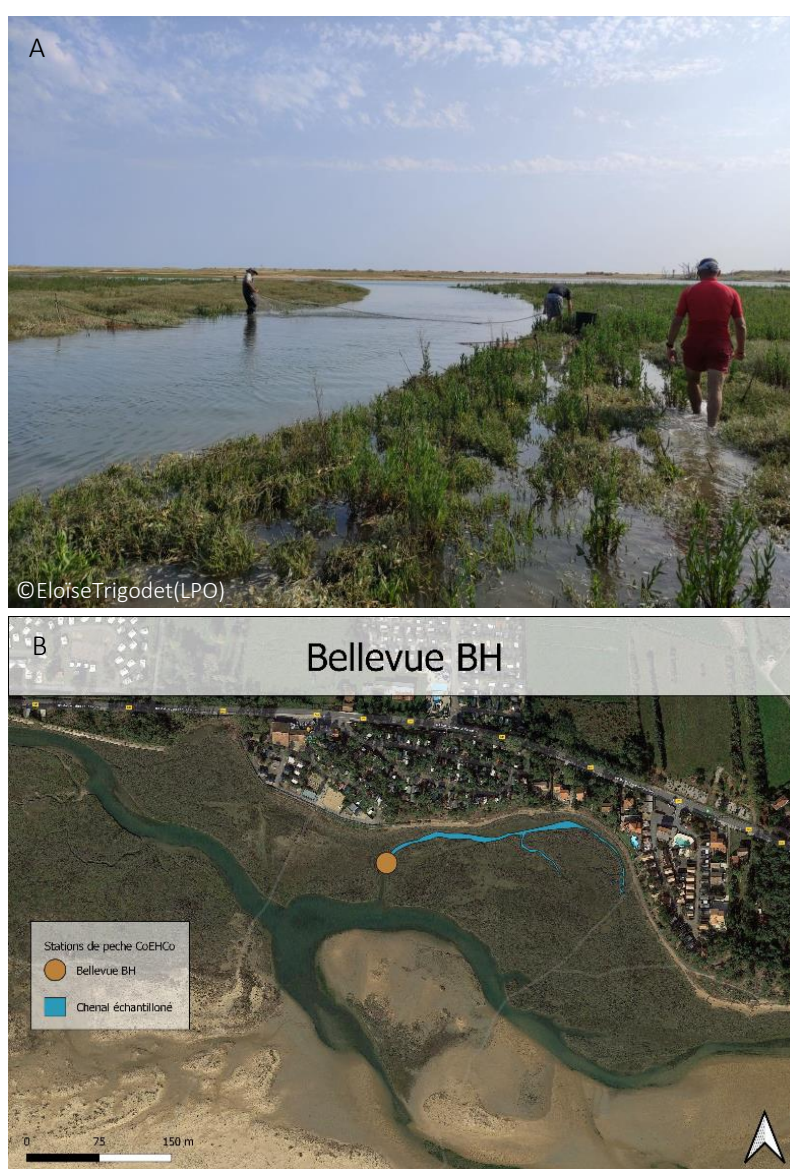


Figure 4 : A = Station de Bellevue BH (RNNBH) en juillet 2021 au début de la pêche. B = Localisation du site de pêche Bellevue BH et du chenal





## 2-2-2 Arçay (L'Aiguillon-la-Presqu'île, 85)

Le site d'Arçay (Figure 5) se trouve sur la Réserve de chasse et de Faune Sauvage (RCFS) de la pointe d'Arçay également sur la commune de l'Aiguillon-la-Presqu'île. Ce site est situé en dehors de la réserve naturelle nationale de la Baie de l'Aiguillon mais les pêches ont été réalisées par son équipe. Son domaine public maritime est attribué au conservatoire du littoral. Les espèces végétales dominantes sur ce site sont l'Obione faux-pourpier (*Halimione portulacoides*), le Chiendent marin (*Elymus pungens*) et la Soude ligneuse (*Sueda vera*) (Gouin, 2012).

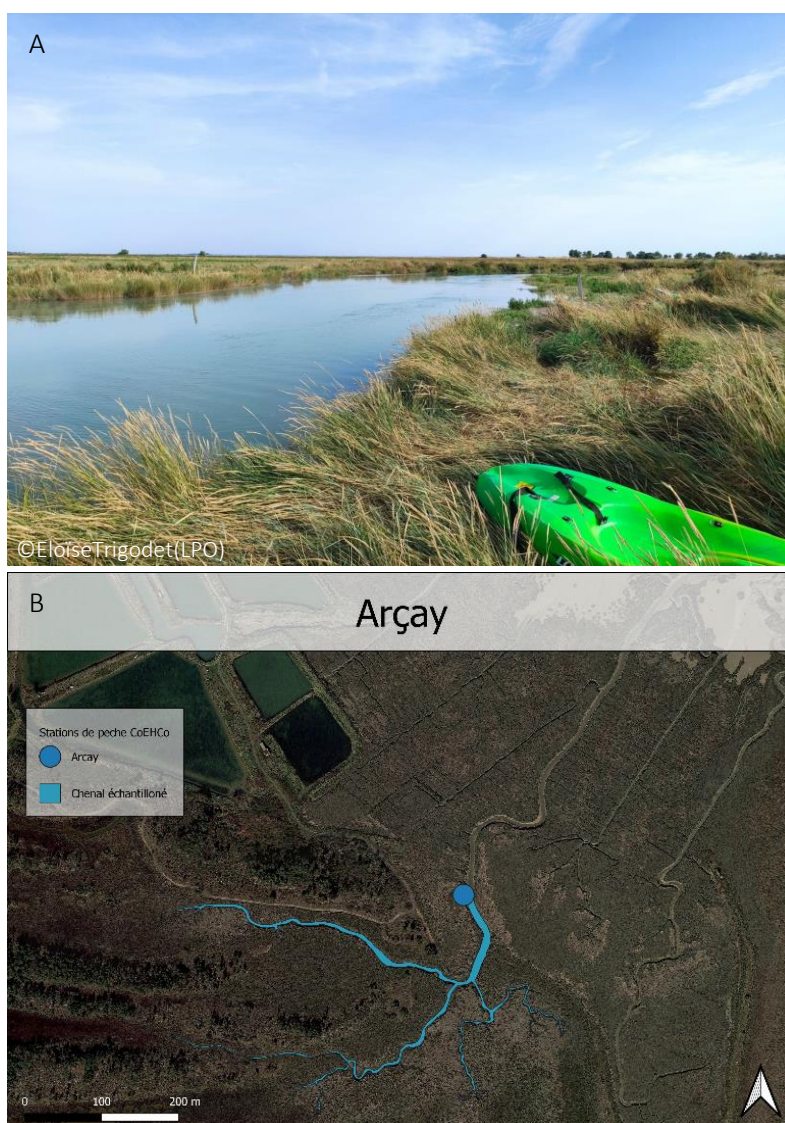


Figure 5 : A = Arçay (RNNBA) en septembre 2021 au cours de la pêche. B = Localisation du site de pêche de la pointe d'Arçay et du chenal échantillonné



### 2-2-3 Triaize (Triaize, 85)

La baie de l'Aiguillon, classée en Réserve Naturelle Nationale (RNN) est située sur le littoral atlantique et le département de la Vendée, au nord, le département de la Charente maritime, au sud. Exutoire de la Sèvre Niortaise et de canaux issus du Marais poitevin, la RNN de la baie de l'Aiguillon s'étend sur 5000 hectares. Son bassin versant s'élève à plus de 7 000 km<sup>2</sup>. La réserve est gérée par l'OFB et la LPO. A ce titre, la baie constitue un complexe estuarien (Gouin, 2012). Le site de Triaize (Figure 6) se trouve dans la réserve naturelle nationale de la baie de l'Aiguillon proche du canal de Luçon sur la commune de Triaize. Ce site a été exploité de façon plus ou moins intense au cours du temps (fauche irrégulière selon les années). Les espèces végétales dominantes sur ce site sont le Chiendent marin (*Elymus pungens*), la Puccinellie maritime (*Puccinellia maritima*) et l'Obione faux-pourpier (*Halimione portulacoides*) (Bissot et al., 2016; Gouin, 2012).

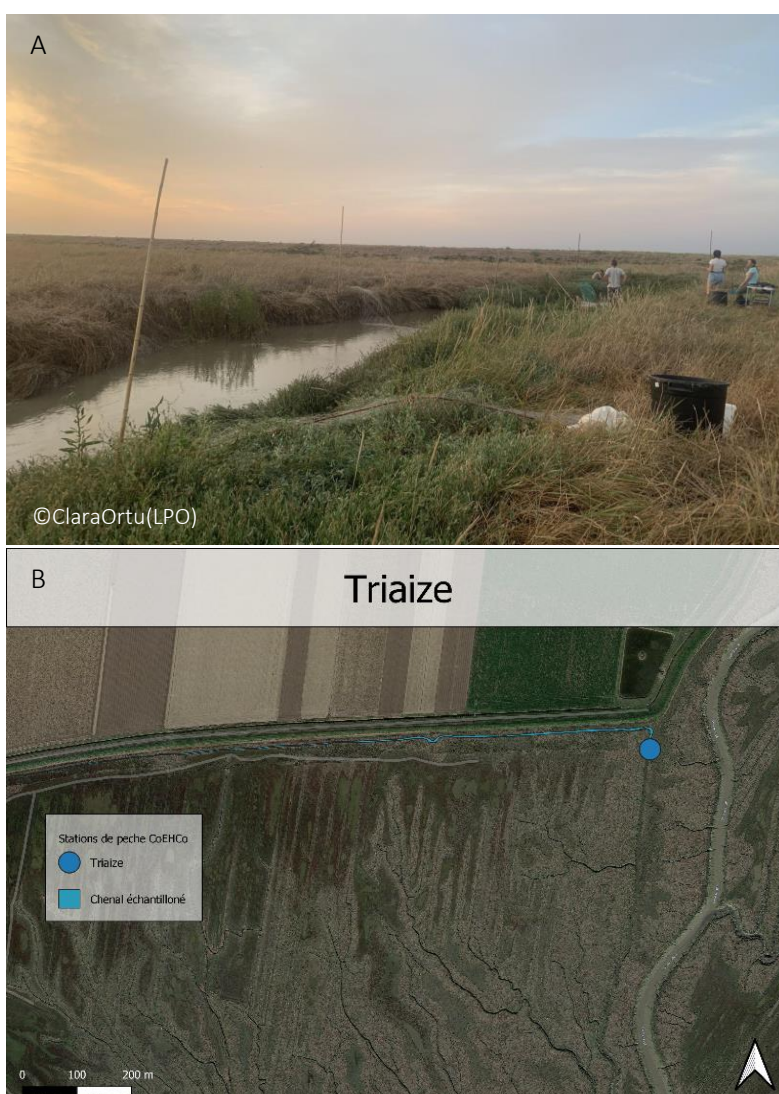


Figure 6 : A = Triaize (RNNBA) en septembre 2021 au cours de la pêche (Photo : Clara Ortu). B = Localisation du site de pêche de Triaize et du chenal échantillonné.



## 2-2-4 Puyravault (Puyravault, 85)

Le site de Puyravault (Figure 7) se trouve dans la réserve naturelle nationale de la baie de l'Aiguillon à l'embouchure de la Sèvre Niortaise sur la commune de Puyravault. Il est exploité depuis les années 20. Une fauche régulière est réalisé avec à la mise en place d'une MAE (mesures agroenvironnementales mises en place en contrepartie de versements aux agriculteurs volontaires). Les espèces végétales dominantes sur ce site sont le Chiendent marin (*Elymus pungens*), la Puccinellie maritime (*Puccinellia maritima*) et la Salicorne (*Salicornia sp*) (Bissot et al., 2016; Gouin, 2012).

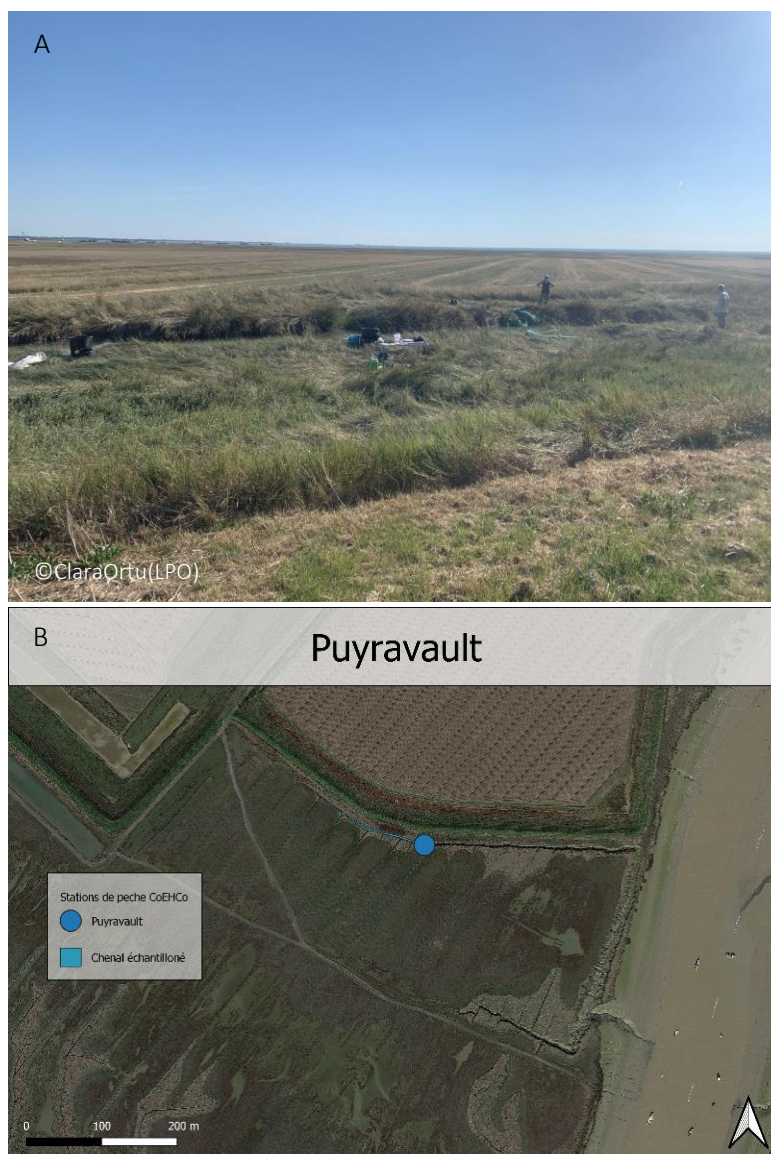


Figure 7 : A = Puyravault (RNNBA) en juillet 2021 à la fin de la pêche (Photo : Clara Ortu). B = Localisation du site de pêche de Puyravault et du chenal échantillonné.



## 2-2-5 Esnandes (Esnandes, 17)

Le site d'Esnandes (Figure 8) est situé dans la réserve naturelle nationale de la baie de l'Aiguillon proche du canal du curé sur la commune d'Esnandes. Il n'est plus exploité depuis les années 50. C'est un des sites les moins anthropisés de la baie de l'Aiguillon. Les espèces végétales dominantes sur ce site sont le Chiendent marin (*Elymus pungens*) et l'Obione faux-pourpier (*Halimione portulacoides*) (Bissot et al., 2016; Gouin, 2012).

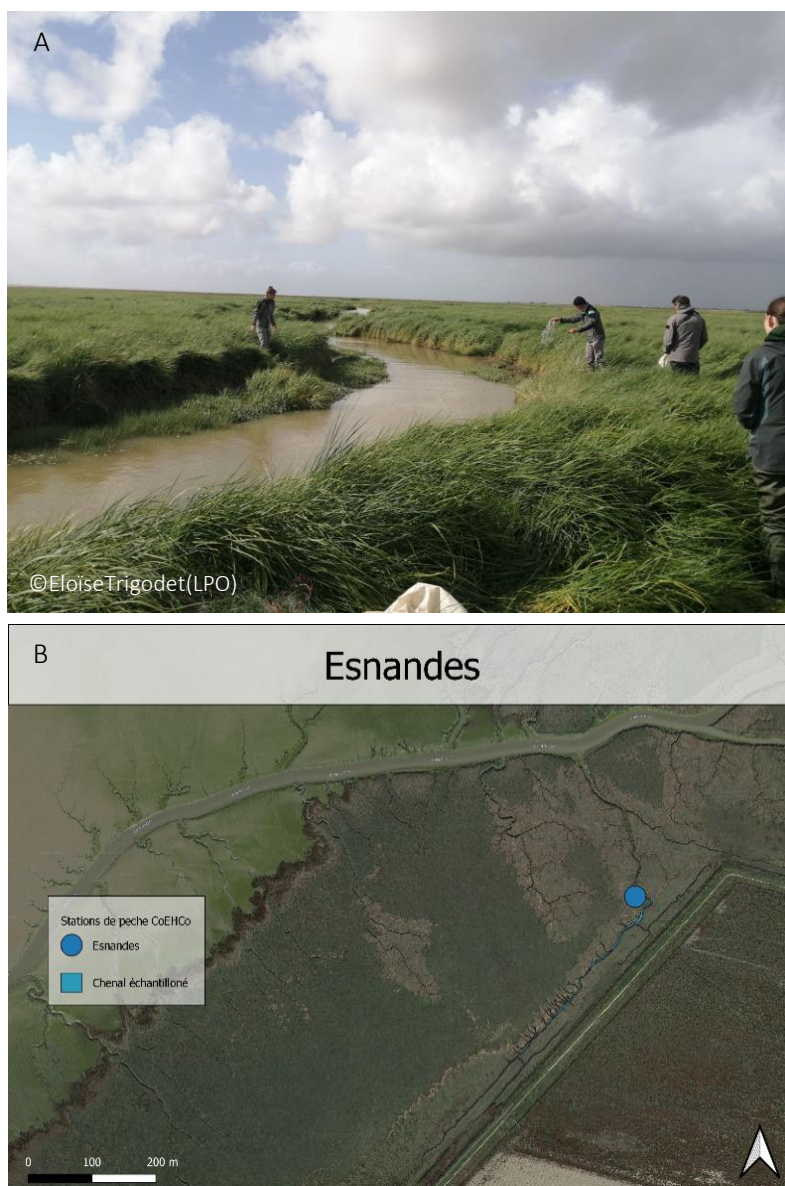


Figure 8 : Mise en place des filets à Esnandes (RNNBA) en mai 2021. B = Localisation du site de pêche de Esnandes et du chenal échantillonné.



## 2-2-6 Les Bossys (Les Portes-en-Ré, 17)

Lilleau des Niges, classée en Réserve Naturelle Nationale (RNN) est située au nord de l'île de Ré, à l'intérieur d'une grande baie presque fermée, le fiers d'Ars. La réserve occupe une surface de 121 hectares et protège un ensemble de marais salants et de vasières. Elle est gérée par la LPO. Le site des Bossys (Figure 9) se trouve au nord de l'île de Ré dans la réserve naturelle nationale de Lilleau des Niges sur la commune de Portes-en-Ré. Il se trouve à l'intérieur d'une grande Baie presque fermée, à côté d'anciens marais salants entourés de "bosses" herbeuses regagnés par la mer. Les prés salés sont ainsi un milieu très atypique d'emboîtement de micro-habitats allant de la vasière nue à la prairie mésophile (Lemesle, 2022). Les espèces végétales dominantes sur ce site sont l'Obione faux-pourpier (*Halimione portulacoides*), la Salicorne vivace (*Sarcocornia perennis*), la Soude ligneuse (*Sueda vera*), l'Arroche prostrée (*Atriplex portata*) et la Rupelle maritime (*Ruppia maritima*) (Terrisse, 2012).

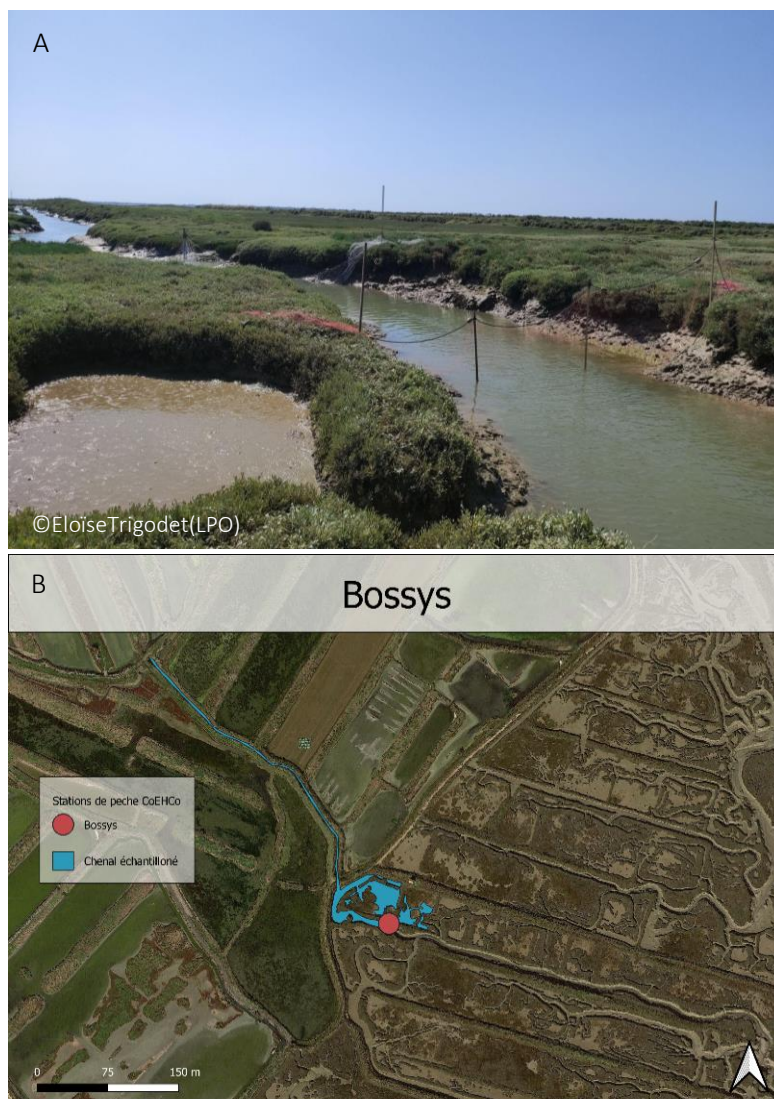


Figure 9 : A = les Bossys (RNNLDN) en juin 2021 au cours de la pêche. B = Localisation du site de pêche les Bossys et du chenal échantillonné.



### 2-2-7 Pointe de Bellevue (Saint-Pierre d'Oléron, 17)

La Réserve naturelle nationale de Moëze-Oléron est située entre l'île d'Oléron et le continent. Elle occupe une surface de 6400 hectares et protège des milieux littoraux, des prairies humides et des prés salés. Elle est gérée par la LPO. Le site de la pointe de Bellevue (Oléron) (Figure 10) se trouve à l'est de l'île d'Oléron dans la réserve naturelle nationale de Moëze Oléron sur la commune de Saint-Pierre d'Oléron. La surface de ce pré salé a augmenté au cours du temps en raison de l'accroissement et de la mobilité de deux flèches sableuses, rendant ce milieu très dynamique. Les prés salés ainsi que les flèches sableuses de « Bellevue » et de « la Perrotine » sont des réserves intégrales (Delaporte & Guéguen, 2017). La protection fournie par les flèches contre les courants et le balancement des marées a rendu possible l'installation de la végétation halophile. Les espèces végétales dominantes sur ce site sont l'Obione faux-pourpier (*Halimione portulacoides*) et la Salicorne vivace (*Sarcocornia perennis*) (Lefort, 2021b).

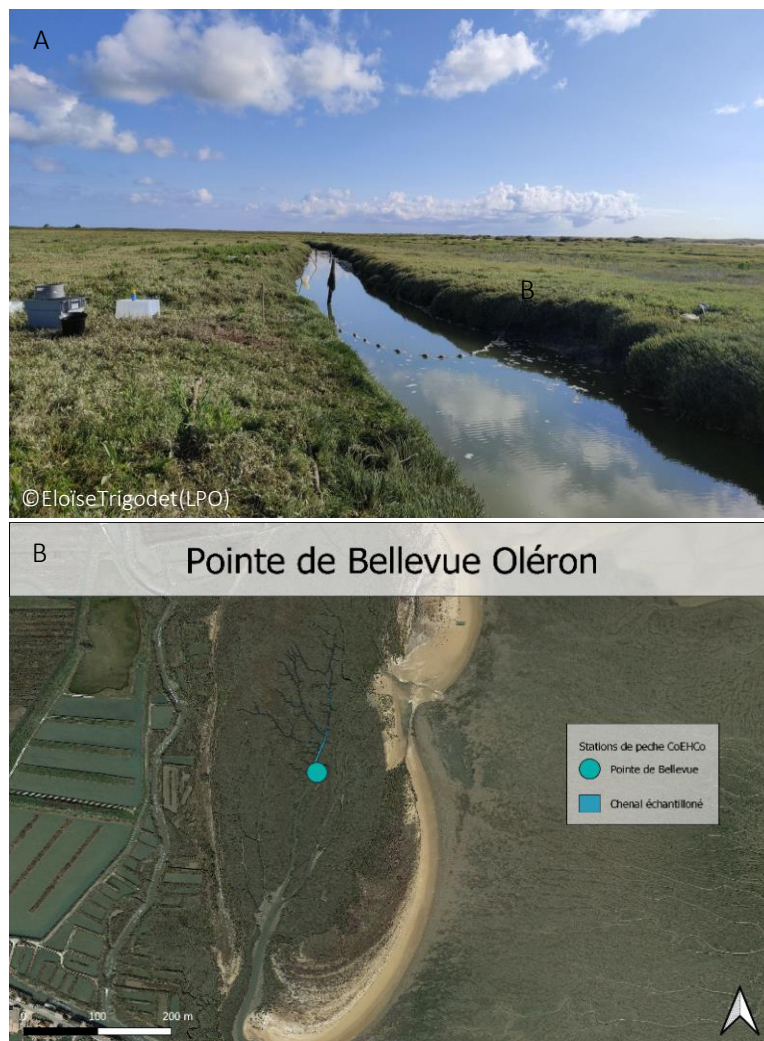


Figure 10 : A = Pointe de Bellevue (RNNMO) en mai 2021 au cours de la pêche. B = Localisation du site de pêche la pointe de Bellevue à Oléron et du chenal échantillonné.



### 2-2-8 Chenal de Luzac (Sainte-Just-Luzac, 17)

Les marais de la Seudre représentent un vaste complexe d'anciens marais salants reconvertis en prairies pâturées, claires à huîtres et autres marais aquacoles. Le bassin de la Seudre est un golfe long de 20 km. Le Conservatoire d'espaces naturels (CEN) de Poitou-Charentes est propriétaire de 60 hectares sur le marais de la Seudre. Le conservatoire est également gestionnaire d'environ 100 hectares appartenant au Conservatoire du littoral. Le site du chenal de Luzac (Figure 11) se situe sur la rive droite de la Seudre sur la commune de Sainte-Just-Luzac. Il est géré par le CEN. Le chenal échantillonné se situe à côté de claires de sartières (bassins creusés dans le sol dont l'alimentation en eau de mer est maîtrisée, pour la production conchylicole) et alimente et évacue les claires en activité. Les espèces végétales dominantes sur ce site sont l'Obione faux-pourpier (*Halimione portulacoides*), la Salicorne (*Salicornia sp*) et la Spartine (*Spartinetum anglicae*) (Le Port et al., 2021).

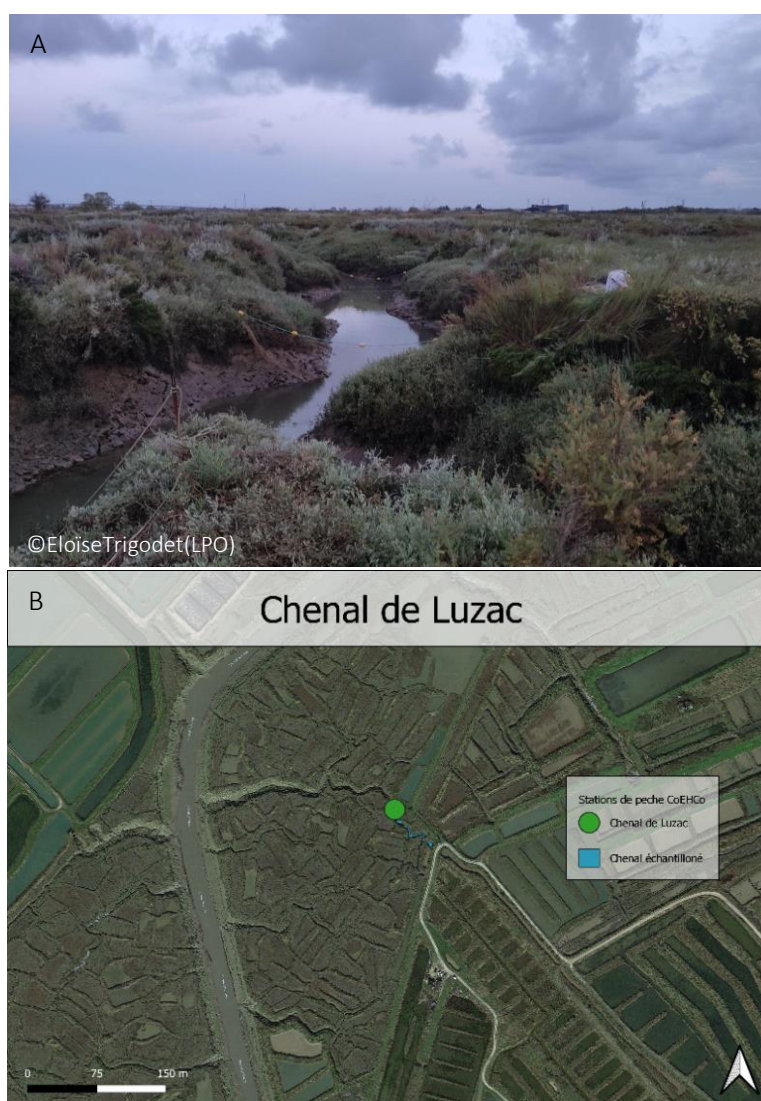


Figure 11 : A = Chenal de Luzac (CEN) en septembre 2021 à la fin de la pêche. B = Localisation du site du Chenal de Luzac et du chenal échantillonné.



### 2-2-9 Pointe de l'Eguille (Eguille-sur-Seudre, 17)

Le site de la pointe de l'Eguille (Figure 12) se trouve au fond de l'estuaire de la Seudre sur la commune d'Eguille-sur-Seudre. Il se trouve dans une zone d'anciennes claires de sartières remembrées et recolonisées progressivement par la flore des prés salés. Certaines claires à proximité sont encore en activité à titre amateur, la gestion étant coordonnée par le CEN. Les espèces végétales dominantes sur ce site sont l'Obione faux-pourpier (*Halimione portulacoides*), la Salicorne (*Salicornia sp*), la Spartine (*Spartinetum anglicae*) et la Puccinellie maritime (*Puccinellia maritima*) (Le Port et al., 2021).



Figure 12 : Pointe de l'Eguille (CEN) en septembre 2021 au cours de la pêche. B = Localisation du site de la Pointe de l'Eguille et du chenal échantillonné.





## 2-2-10 Marais de Brandelle (La Tremblade, 17)

Le site Marais de Brandelle (Figure 13) est situé à l'embouchure de l'estuaire de la Seudre en rive gauche sur la commune de La Tremblade. Il est géré par le CEN Comme la pointe de l'Eguille, il se trouve dans une zone d'anciennes claires de sartières. Certaines claires à proximité sont encore en activité à titre amateur. Les espèces végétales dominantes sur ce site sont l'Obione faux-pourpier (*Halimione portulacoides*), la Salicorne (*Salicornia sp*), la Spartine (*Spartinetum anglicae*) et la Puccinellie maritime (*Puccinellia maritima*) (Le Port et al., 2021).

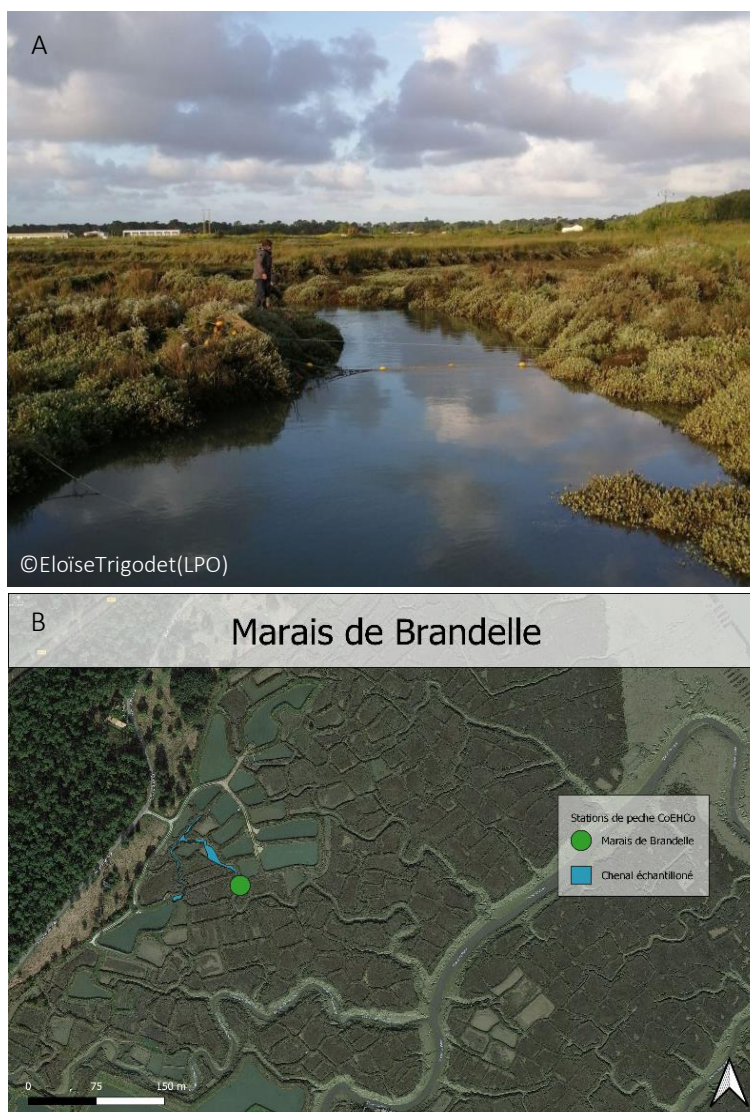


Figure 13 : A = Marais de Brandelle (CEN) en mai 2021 au cours de la pêche. B = Localisation du site du Marais de Brandelle et du chenal échantillonné.



## 2-2-11 Bonne Anse (Les Mathes, 17)

L'estuaire de la Gironde est un écosystème complexe et varié. Les rives de Gironde présentent une multitude de milieux naturels tels que : les roselières, les prés salés atlantique du schorre, les mares de chasse, les falaises et coteaux calcaires en bordure d'estuaire. Le site de Bonne Anse (Figure 14) se trouve dans une baie semi-fermée par un cordon dunaire situé à l'embouchure de l'estuaire de la Gironde sur la commune des Mathes. Le domaine public maritime de la baie de Bonne Anse a été affecté au Conservatoire du littoral. Il se trouve sur d'anciennes claire de sartières (exploitées jusque dans les années 70) dont la recolonisation est très avancée. Certaines claires à proximité sont encore en activité à titre amateur. Les espèces végétales dominantes sur ce site sont l'Obione faux-pourpier (*Halimione portulacoides*), la Spartine (*Spartinetum anglicae*), le Jonc marin (*Juncus maritimus*) et la Puccinellie maritime (*Puccinellia maritima*) (Le Port et al., 2021).



Figure 14 : A = Bonne Anse (CEN) en septembre 2021 au cours de la pêche. B = Localisation du site de l'Anse de Bonne Anse et du chenal échantillonné.



## 2-2-12 L'ancien Polder de Mortagne (Mortagne-sur-Gironde, 17)

Le site de Mortagne (Figure 15) est situé dans l'estuaire de la Gironde sur la commune de Mortagne-sur-Gironde. Il est géré par le CEN depuis les années 2000 après qu'une digue du polder ait cédé en 1999. Le conservatoire du littoral et son gestionnaire ont fait le choix d'une évolution libre. La surface des vastes étendues de vasières a diminué en raison du rehaussement du sol lié à l'apport en sédiment de la Gironde. La dépoldérisation a permis la restauration d'habitats intertidaux dont les prairies à espèces halophiles. Les espèces végétales dominantes sur ce site sont la Spartine (*Spartinetum anglicae*), la Puccinellie maritime (*Puccinellia maritima*) et la Salicorne d'Europe (*Salicornia europae*) (Le Port et al., 2021).

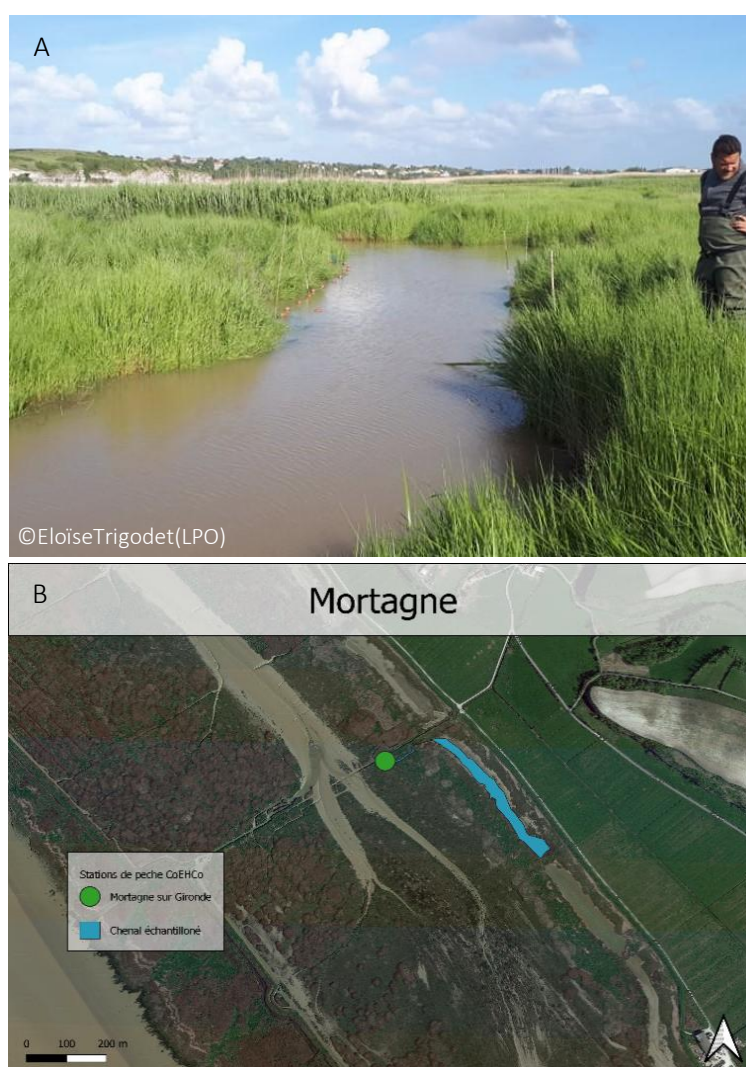


Figure 15 : A = Mortagne (CEN) mai en 2021 avant la pêche (Photo : Emeline Le Port). B = Localisation du site de Mortagne sur Gironde et du chenal échantillonné.



## 2-3 Protocole

### 2-3-1 Echantillonnage et biométrie sur le terrain

#### 2-3-1-1 Ichtyofaune et crustacés

Les pêches sont réalisées selon le protocole « Fonctions écologiques des prés salés (ouverts à la mer) pour l'ichtyofaune » (Le Luherne & Caillot, 2018) adapté du protocole de Laffaille (Laffaille et al., 1998). Trois campagnes de pêche ont lieu par site d'étude : en mai, en juillet et septembre. Ces mois semblent être les plus représentatifs des assemblages ichthyologiques au cours d'une année selon Le Luherne & Caillot, 2018. Le dispositif de pêche n'est pas initialement prévu pour pêcher les crustacés. Cependant, ils sont présents en grand nombre dans les filets et peuvent avoir une influence sur les assemblages de poissons. Il est donc également prévu dans le protocole qu'ils soient comptabilisés. Les pêches sont réalisées à des coefficients de marées entre 70 et 90. Cet intervalle de coefficient de marée a été choisi afin que le chenal suivi soit suffisamment inondé mais également pour prévenir le risque de débordement de l'eau du chenal sur le pré salé et de s'assurer que les différents engins de pêche soient toujours efficaces. Les sites étant tous différents, chaque gestionnaire doit adapter le protocole aux conditions de son site (hauteur d'eau, coefficient, surcote). Les poissons sont capturés à l'aide de trois engins de pêche placés dans le chenal de l'amont vers l'aval : un **verveux à ailes** (4 mm de largeur de maille, profondeur 5 m, hauteur 2 m, longueur 20 m), placé à 15 mètres d'un **filet droit** (26 mm de largeur de maille, hauteur 1.5 m, longueur 15 m), lui-même placé 5 mètres en amont d'un **filet trémail** (50 mm de largeur de maille, hauteur 1.5 m, longueur 15 m) (Figure 16).

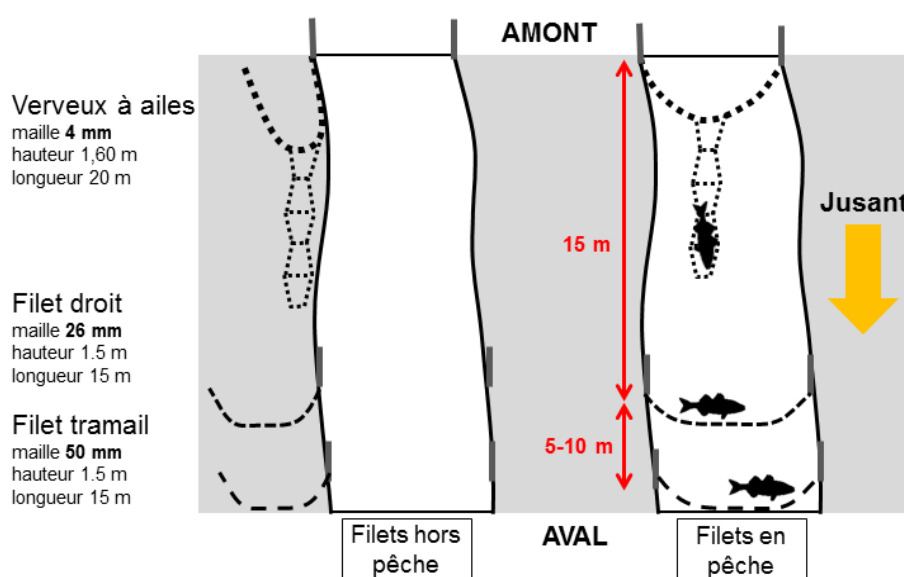


Figure 16 : Positionnement des filets hors pêche et en pêche dans le chenal (Extrait de Le Luherne et Caillot, 2018)



Le filet verveux vise à capturer les juvéniles et les espèces de petites tailles, les filets droit et trémail capturent les grands individus, plus particulièrement les mullets qui ont la capacité de sauter par-dessus le verveux. Les filets sont mis en pêche et fixés de chaque côté du chenal sur les berges à la fin de l'étalement de pleine mer, ainsi les poissons se trouvant en amont des filets sont piégés au jusant (marée descendante) (Figure 17).



Figure 17 : Filet droit et trémail en pêche sur le site de Bonne Anse en septembre 2021 lors du jusant

L'utilisation de ce matériel, qui induit la capture d'individus en dessous des mailles réglementaires, nécessite l'obtention d'une autorisation auprès de la Délégation Départementale des Territoires et de la Mer. L'arrivée sur le site d'échantillonnage s'effectue 1h30 avant l'heure de marée haute, afin de préparer le matériel et de limiter les déplacements pouvant modifier la présence de l'ichtyofaune dans le chenal. La pêche dure toute la durée du jusant (jusqu'à ce qu'il n'y ait plus d'eau dans le chenal), afin de capturer l'ensemble des poissons ayant colonisés le chenal au cours du flot. Les engins de pêches sont relevés toutes les 20 minutes jusqu'à ce qu'il n'y ait plus assez d'eau dans le chenal. Le nombre de relèves dépend du coefficient, de la surface du chenal et de la vitesse d'écoulement de celui-ci. Les heures au début et à la fin de chaque relève sont renseignées pour obtenir la durée de pêche et permettre le calcul des CPUE (Captures par unité d'effort).

Le tri, l'identification et le dénombrement des captures par espèce sont réalisés de façon distincte pour chaque engin de pêche. Les filets sont relevés successivement en commençant par le verveux. Deux méthodes de relève des engins de pêche sont proposées en fonction de la possibilité des agents à se rendre dans le chenal : une pêche par intermittence (lorsqu'il n'est pas possible de se rendre dans le chenal) (Figure 18) où l'on relève à partir de la berge ou d'un bateau et une pêche en continu (Figure 19) quand il est possible de se rendre dans le chenal (Figure 20).

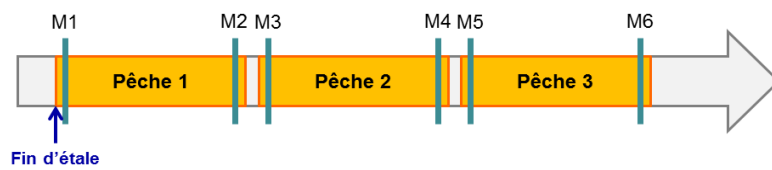


Figure 19 : Relève du verveux dans le chenal à Bellevue BH en juillet 2021



Figure 18 : Relève du verveux hors du chenal à Bellevue Oléron en juillet 2021

Méthode 1 - pêche par intermittence -



Méthode 2 - pêche en continu -

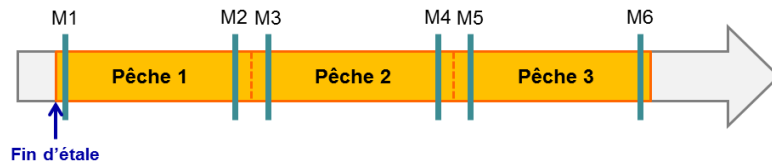


Figure 20 : Illustration des deux méthodes de pêche proposées (Extrait de Le Luherne et Caillot, 2018)

Le produit de la pêche est mis de côté dans des bacs d'eau avant d'être trié par espèce et par taille pour faciliter les mesures et pour éviter la prédation. Un bulleur est utilisé lors des fortes chaleurs pour éviter la mortalité des poissons. L'utilisation d'un bulleur n'est pas prévu par le protocole initial mais fait partie des recommandations faites entre les gestionnaires lors du comité technique (Trigodet, 2021). Les gros individus (les crustacés de longueur céphalothoracique > 3 cm et les poissons de longueur à la fourche > 15 cm (Figure 22)) pouvant être identifiés et pesés sur place sont mesurés (mm) à l'aide d'un ichtyomètre (Figure 21) ou d'un pied à coulisse pour les crabes et pesés (g) avant d'être relâchés en aval des filets.

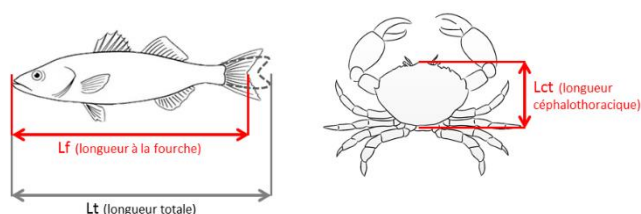


Figure 22 : Détermination de la longueur à la fourche (Lf) et de la longueur céphalothoracique (Lct) (Extrait de Le Luherne et Caillot, 2018)

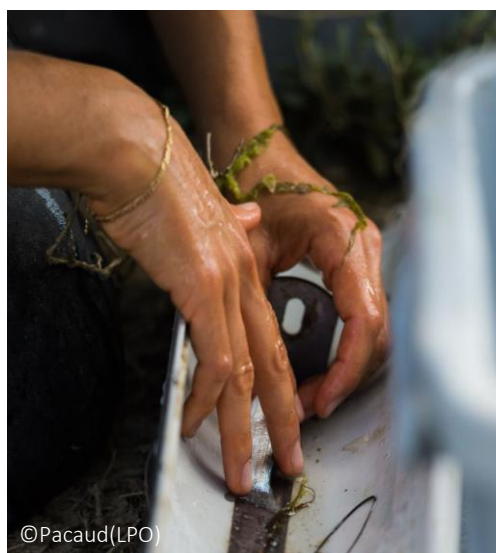


Figure 21 : Biométrie d'un bar à Bellevue Oléron en septembre 2017 (Photo : PACAUD 2017)

Les juvéniles de poissons et les crustacés de petite taille, difficiles à identifier et peser sur place sont prélevés et conservés dans une glacière pour une détermination ultérieure en laboratoire. Les captures de chaque relève sont étiquetées d'un identifiant unique (Site, date, numéro de la relève et engin utilisé). Lorsque la quantité des captures est importante, un sous-échantillonnage est réalisé pour qu'un maximum d'individus puissent être relâchés. Le pourcentage d'individus conservés pour les mesures biométriques en laboratoire est renseigné sur les fiches terrain (cf Annexe 3). Au retour du terrain, les captures sont stockées au congélateur. Une espèce (*Dicentrarchus labrax*) fait l'objet d'une analyse plus poussée avec l'étude des contenus stomacaux. Jusqu'à une trentaine d'individus peuvent être conservés pour analyse. Ils sont rapidement euthanasiés et mis au frais afin de ralentir le processus de digestion.

### 2-3-1-2 Paramètres environnementaux

Des mesures des paramètres physico-chimiques (au minimum la salinité et la température) sont effectuées à chaque relève (Figure 23). Des paramètres tels que les conditions météorologiques, phénomènes de surcote, coefficients de marée sont aussi renseignés. Une fiche de terrain regroupant l'ensemble des informations est complétée au cours de la pêche (cf Annexe 1 et Annexe 2).



Figure 23 : Mesure des paramètres avec une sonde multi-paramètre sur le site du Marais de Brandelle en juillet 2021



### 2-3-1-3 Cténophores

Une espèce invasive de cténophore (*Mnemiopsis leidyi*), en propagation rapide sur la façade Atlantique est retrouvée régulièrement dans le verveux lors des pêches (Figure 25). Le cténophore invasif carnivore possède un fort potentiel invasif avec une grande capacité d'adaptation (Costello et al., 2012). L'abondance de l'espèce pourrait être liée aux variations de salinité et de température et peut créer un bouleversement du réseau trophique avec un épuisement du stock de zooplancton dont elle se nourrit. L'espèce a notamment été à l'origine de l'effondrement de la pêche de l'anchois en Mer noire (Ivanov et al., 2000). Afin de contribuer à la surveillance de cette espèce invasive et d'évaluer son éventuelle propagation sur les sites, les cténophores pêchés dans le verveux sont comptés et pesés (Figure 24). Etant donné la difficulté d'identification à l'espèce sur le terrain, il est possible qu'un mélange de plusieurs espèces soit échantillonné (*Mnemiopsis leidyi* et la groseille de mer non invasive, *Pleurobrachia pileus*). Une fiche d'identification basée sur les caractères macroscopiques de l'espèce a été utilisée afin de faciliter la reconnaissance (cf Annexe 7). Cependant les caractères microscopiques n'ont pas été vérifiés.

### 2-3-1-4 Méso-zooplancton

Les espèces de méso-zooplancton de la colonne d'eau représentent des proies potentielles pour les poissons. L'analyse des communautés de méso-zooplancton est l'une des parties optionnelles "proies potentielles" proposée dans le protocole de suivi des fonctions écologiques des prés salés pour l'ichtyofaune (Le Luherne & Caillot, 2018). Les échantillonnages sont réalisés synchroniquement aux pêches à l'aide d'un filet à plancton de maille 200 µm. Un piquet de bois servant à maintenir le filet à plancton est positionné 5 mètres en amont du verveux à aile (Figure 26). Le filet est positionné à mi-profondeur. Les heures de début et de fin de la pêche du méso-zooplancton sont renseignées. A chaque relève des engins de pêche pour l'ichtyofaune (toutes les 20 minutes), le filet est sorti hors de l'eau puis



©EloïseTrigodet(LPO)

Figure 25 : Cténophores retrouvés sur le terrain à la pointe de l'Eguille en juillet 2021



©EloïseTrigodet(LPO)

Figure 24 : Comptage des cténophores sur le terrain à la pointe de l'Eguille en juillet 2021





rincé avec de l'eau préalablement filtrée. Lorsque l'ensemble du matériel prélevé se trouve dans le collecteur, la capture est déposée dans un flacon rigide. Le flacon est ensuite rempli d'alcool à 90% pour la fixation et le stockage des individus. Un double étiquetage est réalisé sur tous les flacons avec un identifiant unique (Site, date et numéro de la relève). Les échantillons de zooplancton sont ensuite envoyés au laboratoire Littoral ENvironnement et Sociétés (LIENSs - UMR 7266 – La Rochelle Université –CNRS) pour l'identification et le dénombrement des taxons. Ce protocole permet d'obtenir l'abondance des grands groupes de zooplancton. Ces résultats pourront permettre d'établir d'éventuelles correspondances avec les données de l'analyse des contenus stomacaux.

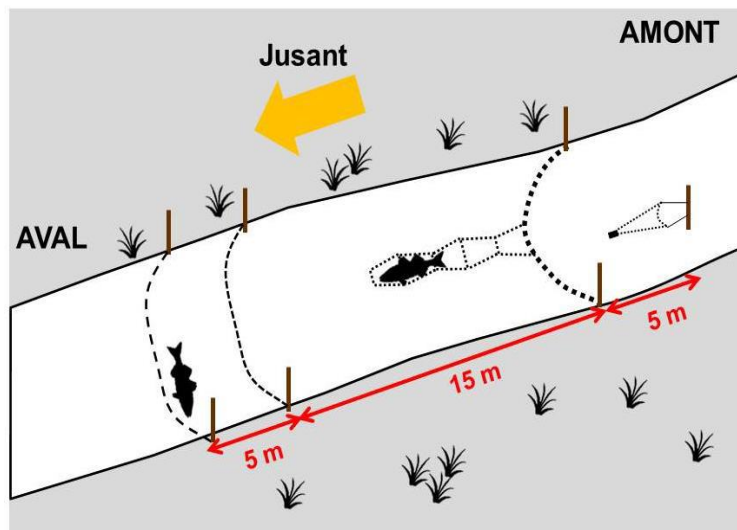


Figure 26 : Positionnement du filet à plancton dans le chenal par rapport aux engins de pêche pour l'ichtyofaune  
(Extrait de Le Luherne et Caillot, 2018)

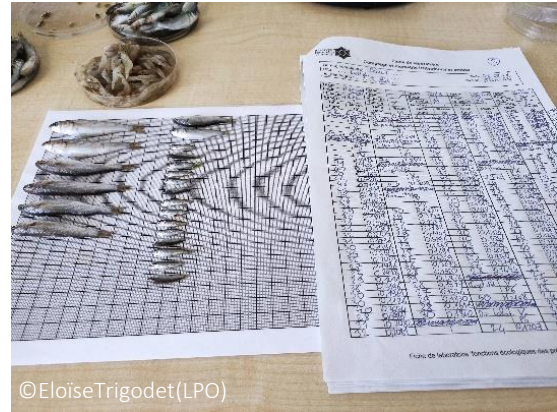
### 2-3-2 Tri des individus en laboratoire

Après la décongélation, les poissons et crustacés ramenés au laboratoire sont placés dans une cuvette de dissection avec de l'eau. Ils sont ensuite identifiés à l'espèce, au genre ou à la famille selon les possibilités d'identification (Figure 27). Les muets, à des stades juvéniles précoces ( $L_f < 10$  cm), sont par exemple fréquemment identifiés à la famille. Des mesures de biométries sont effectués sur les individus après les avoir égouttés : la longueur à la fourche ( $L_f$ ) pour l'ichtyofaune (Figure 28), la longueur céphalothoracique ( $L_{ct}$ ) pour les crabes, la longueur du telson au rostre pour les crevettes (en mm) et la masse (en g avec une précision au 0,0001 g). Ces informations sont renseignées sur des fiches de laboratoire (cf Annexe 4 et Annexe 5). Lorsqu'il y a beaucoup d'individus d'une même espèce, la biométrie est réalisée sur une sous-échantillon de 30 individus et le reste est pesé.



©Pacaud(LPO)

Figure 27 : Etude des taxons en laboratoire avec une loupe binoculaire sur des échantillons de Bellevue Oléron en 2017 (Photo : PACAUD 2017)



©EloïseTrigodet(LPO)

Figure 28 : Biométrie des poissons en laboratoire à l'aide d'un papier millimétrée sur les échantillons du site des Bossys

### 2-3-3 Etude des contenus stomacaux

L'inventaire ichthyologique est complété par une étude des contenus stomacaux qui permet de mieux appréhender l'exploitation du milieu et des ressources alimentaires par l'ichtyofaune. L'analyse des contenus stomacaux a été retenue pour une espèce de bar : le bar européen (*Dicentrarchus labrax*). Lorsque cela était possible, une trentaine d'individus de bars ont été prélevés aléatoirement et stockés. Ils sont séchés, mesurés au mm près à l'aide d'un ichtyomètre ou d'une feuille de papier millimétré et pesés (en g avec une précision au 0,0001 g). Ils sont ensuite disséqués sous loupe binoculaire en incisant l'abdomen à l'aide d'un ciseau fin (ou d'un scalpel) de la papille uro-génitale vers les opercules en prenant soin de ne pas percer le tube digestif. L'appareil digestif est extrait hors du poisson et l'estomac est prélevé en incisant la partie supérieure au niveau de l'œsophage et sa partie inférieure au point d'attache avec l'intestin (Figure 29).

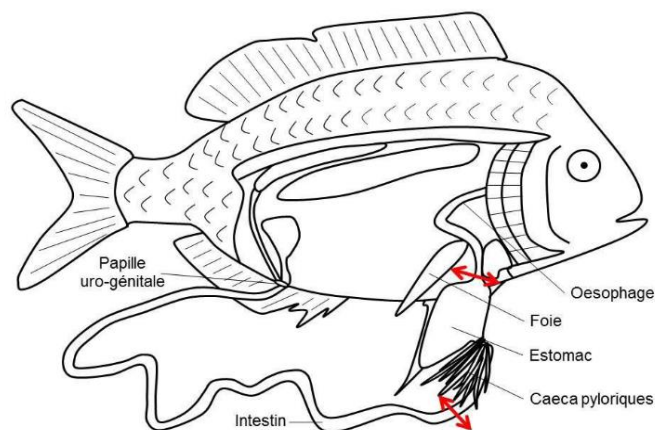


Figure 29 : Dissection de l'appareil digestif d'un poisson. Les doubles flèches rouges indiquent les points de découpe de l'estomac (Extrait de Le Luherne et Caillot, 2018)



L'estomac est pesé (en g avec une précision au 0,0001 g) puis est ouvert dans une boîte de pétri et vidé. Le poids de l'estomac vide est renseigné (en g avec une précision au 0,0001 g). Toutes les mesures sont rentrées dans la base de données ainsi que la vacuité (plein [1] vide [0]). Le contenu stomacal est trié par taxon de proie (Figure 30), en essayant d'avoir une identification aussi précise que le permet la digestion. Le nombre d'individus de chaque taxon est compté et un poids total des individus du taxon est renseigné. L'identification des proies est effectuée avec différentes clés d'identification (notamment avec Hayward & Ryland, 2017). Les proies trop fortement digérées ont été annotées « NI » pour non identifiable. Toutes les informations sont renseignées sur les fiches de saisie (cf Annexe 6).



Figure 30 : Exemple de proies retrouvées dans une analyse du contenu stomacal d'un bar en 2021



## 2-4 Analyses

Pour réaliser ces analyses, les données des années 2017, 2019 et 2021 sont traitées. Avant 2017, le protocole n'étant pas encore standardisé, les données n'étaient pas forcément homogènes et exploitables. Certaines pêches ont été réalisées en décalage avec les mois de pêches prévus dans le protocole. Les pêches ayant eu lieu au mois de juin sont considérées comme étant des pêches de mai et les pêches d'octobre, comme des pêches de septembre. L'analyse des données est réalisée avec le logiciel R®. Dans ce rapport, les sites de pêches dans les figures et les tableaux sont classés par ordre géographique (du nord au sud). Les années et les mois sont classés par ordre chronologique.

### 2-4-1 Etudes des communautés

#### 2-4-1-1 Analyse des assemblages ichtyologiques

La **richesse spécifique**, un indice de **diversité spécifique** (Shannon-Weaver), la **fréquence d'occurrence**, l'**abondance** et la **biomasse** de chaque espèce échantillonnée, ont été calculés afin de dresser le portrait de la communauté ichtyologique et de crustacés sur chaque site.

La **richesse spécifique**  $S$  correspond au nombre d'espèces recensées par pêche. Pour le calcul de la richesse spécifique, les poissons identifiés à différents niveaux taxonomiques ont été regroupés dans le plus haut taxon retrouvé lors de la pêche. Par exemple, lors d'une pêche avec des individus identifiés à la famille (ex mugilidés) et des taxons identifiés à l'espèce (*Chelon auratus* et *Chelon ramada*), on a considéré qu'il y avait deux espèces de mulets sans prendre en compte le fait qu'il pouvait y avoir d'autres espèces identifiées seulement à la famille.

L'indice de **Shannon-Weaver** ( $H'$ ) permet d'exprimer la **diversité spécifique** d'un peuplement étudié. Si le peuplement est homogène (constitué d'une espèce),  $H'=0$ . Enfin, la valeur  $H_{max}$  correspond à un peuplement hétérogène pour lequel tous les individus de toutes les espèces sont répartis d'une façon égale (chaque espèce présente un nombre d'individu comparable). L'indice  $H'$  varie donc entre ces deux limites. L'indice de Shannon-Weaver est calculé sur R grâce à la fonction « diversity » du package « vegan ».

$$H' = \sum_{i=1}^S (p_i \times \log_2 p_i)$$

Avec :

- $S$  : richesse spécifique
- $I$  : espèce  $i$
- $p_i$  : proportion de l'espèce, calculée  $N_i/N$  avec :
- $N_i$  : nombre d'individus d'une espèce
- $N$  : nombre total d'individus



La **fréquence d'occurrence** des espèces calcule un pourcentage du nombre de pêches où un taxon est présent sur l'ensemble des pêches. Ce paramètre traduit l'homogénéité de la répartition spatiale ou temporelle d'une espèce, indépendamment de son effectif. Les niveaux de fréquentation ont été définis par Elie & Marchand, 1983 : une espèce est dite, fréquente, commune, occasionnelle, rare ou accidentelle, selon que son occurrence est respectivement de plus de 75%, comprise entre 51 et 74%, entre 26 et 50%, entre 10 et 25% et inférieure à 10%.

La stratégie d'échantillonnage établit permet d'estimer les **abondances** et les **biomasses** des différentes espèces de poissons ou de crustacés colonisant les prés salés à chaque marée. Elles sont calculées en tenant compte pour chaque site et à chaque date, du temps de pêche (échantillon) et du temps entre échantillon (sans pêche) (calculs d'après Lafaille et al., 1998) :

**Équation 1** : Formule de l'estimation par espèce des effectifs ou des biomasses des individus non capturés entre chaque trait :

$$N_j = \frac{\frac{(N_i)}{(t_i)} + \frac{(N_i + 1)}{(t_i + 1)}}{2} \times t_j$$

**Équation 2** : Formule de calcul des Capture par Unités d'efforts moyens sur l'ensemble de la pêche. Il prend en compte les effectifs ou biomasses non échantillonnés lors de l'intervalle entre chaque trait :

$$CPUE = \frac{\sum N_j + \sum N_i}{\sum t_j + \sum t_i}$$

Avec :

- **CPUE (Captures Par Unité d'Effort)** = Nombre ou biomasse de poissons par heure.
- **t<sub>i</sub>** = durée de l'échantillon correspondant à un temps de pêche en heure (en général 20 minutes).
- **t<sub>j</sub>** = temps entre les échantillons *i* et *i+1* (sans pêche).
- **N<sub>i</sub>** = quantité de poissons capturées par espèce (effectifs ou biomasse) pendant l'échantillon *i*.
- **N<sub>j</sub>** = Estimation de la quantité de poissons (en effectif ou en biomasse) ayant colonisé les marais salés pendant les échantillons *i* et *i+1*.

Le calcul des CPUE permet de standardiser les paramètres acquis selon différentes méthodes de relève des filets en calculant une abondance (ou une biomasse) de poisson théorique qui passe sous le filet pendant la relève lorsque les filets sont mis hors de l'eau ou ne sont pas complètement pêchant.

Le principe de la **régression linéaire** est d'établir une relation linéaire entre une variable, dite à expliquer et une variable explicative. L'objectif est de mettre en avant les variations d'abondance, de biomasse



et de l'indice de Shannon-Weaver pour chaque site entre les mois et de voir s'il y a des différences entre les sites.

Un classement par **guilde écologique** a été appliqué afin d'identifier la composition d'un peuplement et d'étudier leur inféodation aux paramètres abiotiques comme la salinité (Elliott et al., 2007; Elliott & Dewailly, 1995). Les espèces sont réparties dans plusieurs groupes : diadromes, estuariennes, d'eau douce, visiteurs marins, juvéniles marins et opportunistes marins.

Une analyse de **co-occurrence d'espèces** a été menée afin d'évaluer si certaines espèces tendent à coexister à l'échelle de l'ensemble des sites. La co-occurrence mesure la fréquence à laquelle deux espèces coexistent dans un ensemble de sites et évalue si cette fréquence est essentiellement aléatoire, positive ou négative. La co-occurrence aléatoire signifie que deux espèces sont distribuées au hasard l'une par rapport à l'autre. La co-occurrence positive signifie que deux espèces sont présentes à plus de pêches similaires que si chacune avait été distribuée au hasard. La co-occurrence négative signifie que deux espèces sont présentes à moins de pêches similaires que si chacune avait été distribuée au hasard. Cette analyse de co-occurrence a été réalisée sur les espèces de poissons mais également sur les espèces de poissons et de crustacés et sur les espèces de poissons et les cténophores (pour voir si la présence de crustacés cténophores peut avoir un impact positif ou négatif sur les communautés de poissons). La co-occurrence des espèces est calculé sur R avec le package « coocur ».

#### 2-4-1-2 Classification et comparaison inter-sites

Une **classification ascendante hiérarchique (CAH)** est réalisée afin de mettre en évidence les sites qui ont des ressemblances en termes d'assemblage ichtyologique. C'est une méthode de classification destinée à produire des regroupements décrits par un certain nombre de variables ou caractères (Lebart et al., 1982). La CAH permet de construire une hiérarchie entière des objets sous la forme d'un "arbre" dans un ordre ascendant. La classification est réalisée avec la fonction « hclust » du package « stats » sur R. Chaque site par année est considéré comme une classe. Les classes sont fusionnées selon une similarité pour former une nouvelle classe. Les sites se trouvant dans une même classe sont donc relativement similaires. Le processus recommence jusqu'à ce que tous les individus se trouvent dans une même classe. La classification génère un arbre que l'on peut couper à différents niveaux pour obtenir un nombre de groupes plus ou moins grand (Ambapour, 2003).

Cette analyse se base sur les CPUE (ind/h) par famille de poisson par site et par année. Elle n'est pas réalisée avec les données sur les crustacés. Etudier les différences et les similitudes en termes



d'abondances des familles et non d'espèces permet de comparer l'assemblage décrit selon les mêmes niveaux d'identifications.

Une matrice de distance est générée à partir de ce jeu de données, transformé selon le coefficient de dissimilarités de **Bray-Curtis**, avec la technique de regroupement agglomératif moyen (UPGMA), comme recommandée par Legendre & Legendre, 1984. La matrice de distance est créée avec la fonction « `vegdist` » du package « `vegan` » sur R. L'indice de dissimilarité de Bray-Curtis est utilisé en écologie pour évaluer la dissimilarité entre deux échantillons donnés, en termes d'abondance des espèces présentes dans chacun des échantillons. C'est la mesure de distance la mieux adaptée aux données d'abondance. La distance de Bray-Curtis mesure donc le rapport entre la somme des différences (en valeur absolue) entre les abondances pour chaque famille et le nombre total d'individus de toutes les familles. La distance de Bray-Curtis, comme toutes les autres mesures de cette section, est indifférente aux familles qui seraient absentes des deux sites comparés. Cependant, elle est sensible aux variations d'abondance totale entre deux sites.

Une autre classification est réalisée pour y appliquer la technique du **bootstrap**. La distance utilisée est la distance Euclidienne et le regroupement des individus se fait grâce au critère de Ward. Utiliser une autre distance et un autre critère de regroupement permet de voir si les individus sont regroupés de la même manière avec une autre méthode. Le bootstrap permet de tester la solidité des classes générées par la CAH. Ce test permet d'afficher une « p-value » entre 0 et 100 pour chaque classe. On considère qu'une valeur  $\geq 95$  indique une classe solide (« significatif »). Le bootstrap est créée avec la fonction « `pvclust` » du package « `pvclust` » sur R.

L'analyse des similitudes (**ANOSIM**) permet de vérifier s'il existe une différence significative statistiquement entre les groupes distingués à partir de la classification ascendante hiérarchique (CAH). Cette analyse est réalisée sur R avec la fonction « `anosim` » du package « `vegan` ». La méthode **SIMPER** permet d'identifier les familles qui induisent les différences entre les groupes de la classification ascendante hiérarchique (CAH). La procédure SIMPER a été suivie pour l'identification des familles les plus contributives dans la dissimilarité entre les groupes avec la fonction « `simper` » du package « `vegan` ».

Une représentation graphique a été utilisée pour caractériser les groupes selon les descripteurs utilisés pour le groupement (abondance des différentes familles). La carte graphique (**heatmap**) renvoie, pour chaque groupe de la classification, une information sur la répartition de chaque famille par élément (une pêche par site par année). Plus la couleur est foncée pour un site donné, plus les abondances pour cette famille sont importantes par rapport aux autres familles.



## 2-4-2 Etudes des facteurs déterminants les assemblages ichthyologiques

### 2-4-2-1 Sélection des variables pouvant avoir un impact sur les communautés

Plusieurs variables qui peuvent expliquer les variations en termes d'assemblage ichthyologique sont sélectionnées au préalable :

- Sites
- Années des pêches
- Mois des pêches
- Coefficient
- Hauteur de marée haute (m)
- Durée de la pêche (mn)
- Heure de début de pêche
- Nombre de relèves
- Salinité (g/L)
- Température (°C)
- Situation géographique (site en estuaire, site sur une île, site côtier)
- Coefficient montant ou descendant
- Temps de submersion (heure)
- Distance du site à la slikke (m)
- Distance du pré salé à la slikke (m)
- Surface total du chenal (m<sup>2</sup>)
- Surface du chenal échantillonné (m<sup>2</sup>)
- Surface du pré salé (m<sup>2</sup>) (surface totale du pré salé où se trouve le chenal)
- Largeur de l'entrée du chenal (m)
- Distance à l'estuaire (m) (distance entre le site et l'embouchure de l'estuaire le plus proche)
- Fauche ou non sur le pré salé
- Présence d'ouvrages ouverts vers des bassins sur le chenal
- Présence d'herbiers au large du site
- Présence de tables ostréicoles au large du site

Des **hypothèses** sur l'impact des différentes variables sur les assemblages ichthyologiques sont posées à l'aide des observations terrain et de la bibliographie

Ces variables ne sont pas toutes acquises par le biais du protocole RNF. Les valeurs des variables se trouvent en annexe du rapport (cf **Annexe 8**, **Annexe 9** et **Annexe 10**). Pour chaque pêche, les valeurs de **salinité** et la **température** considérées sont les premières valeurs mesurées sur le terrain. Toutes les **distances**, **surfaces** et **largeurs** sont mesurées en mètre avec le logiciel QGIS®.

Le **temps de submersion** des prés salés est calculé avec un modèle de marée et un modèle numérique altimétrique (litto3D®). Sur QGIS, des zones de 25 mètres de rayons sont dessinées autour des sites. Trois altimétries sont sélectionnées grâce à la couche litto3D® sur la périphérie de la zone (dans la végétation du pré salé). Une altimétrie moyenne est calculée avec ces 3 points. Le temps de submersion





correspond à la durée durant laquelle la hauteur moyenne des 3 altimétries est submergée pendant les 30 jours précédant la date de la pêche.

#### 2-4-2-2 Vérification de la redondance entre les variables

Des corrélations entre les descripteurs pris deux à deux sont réalisées afin de vérifier la redondance entre ces variables. Une **matrice de corrélation de Pearson** permet de mettre en évidence les variables ayant des coefficients de corrélation significatifs. Quand deux variables sont corrélées, seulement un des deux est conservé pour l'analyse. L'étude des corrélations est réalisée sur R avec la fonction « chart.Correlation » du package « PerformanceAnalytics ».

#### 2-4-2-3 Caractérisation des sites en fonction des facteurs structurants

Une **Analyse en Composante Principale (ACP)** permet caractériser les sites en fonction des variables quantitatives. L'ACP est utilisée avec les variables quantitatives pour caractériser au mieux les sites, identifier les hypothèses et interpréter les résultats. La fonction « PCA » du package « FactoMineR » est utilisé sur R.

#### 2-4-2-4 Identification des modèles expliquant la variabilité de l'abondance et de la diversité

Les variations de la richesse spécifique et des CPUE (abondance) sont modélisées par un **modèle linéaire généralisé (GLM)** afin d'identifier quelles variables peuvent avoir un impact sur les communautés ichthyologiques.

Des **modèles linéaires généralisés (GLM)** sont utilisés pour identifier les variables pouvant avoir un impact sur la variabilité de l'abondance et de la diversité de poissons. Les GLM sont une extension des modèles linéaires classiques qui peuvent être utilisés lorsque les réponses ne sont pas de type numérique continues. Ils sont notamment employés lorsque les données sont de type comptage (Nombre d'individus, nombre d'espèces, etc). Lorsqu'un GLM est utilisé pour analyser des données de comptage, cette approche est parfois nommée « régression de Poisson ». La variabilité de la richesse spécifique est analysée en utilisant un modèle de régression de Poisson. La régression de poisson ne peut pas être utilisé lorsqu'il y a une forte sur-dispersion dans la données (c'est-à-dire de trop forts écart-types entre les valeurs). Il existe une sur-dispersion sur les données d'abondance (CPUE), c'est pourquoi la variabilité de l'abondance est analysée en utilisant une structure d'erreur quasi binomiale. Les modèles expliquant le mieux les variations des variables (richesse spécifique et abondance) sont sélectionnés grâce à une méthode ascendante en se basant sur la valeur de l'**AIC** (Critère d'Information d'Akaike). L'AIC mesure la qualité d'un modèle statistique. La méthode appliquée est inspirée de celle



utilisée dans le rapport qui cible l'étude des fonctions de nourricerie pour l'ichtyofaune sur les sites en Baie de l'Aiguillon (Ortu & Lagrange, 2021). Un test de Tukey est utilisé pour comparer les moyennes des facteurs deux à deux (par exemple la moyenne des abondances entre les années).

### 2-4-3 Etudes de la fonction de nourricerie des prés salés pour une espèce de bar (*Dicentrarchus labrax*)

Selon Beck et al., 2001, le rôle de nourricerie des zones estuariennes et côtières se définit par 4 critères (Figure 31). La validation de ces critères permettrait donc de qualifier les prés salés de nourricerie pour l'espèce considérée, le bar européen (*Dicentrarchus labrax*). La méthode appliquée est inspirée de celle utilisée dans le rapport du CEN-NA qui cible l'étude des fonctions de nourricerie pour l'ichtyofaune sur les sites en Seudre et en Gironde (Le Port, 2021) et de du rapport sur l'évaluation des fonctions écologiques des prés salés de l'anse d'Yffiniac pour l'ichtyofaune de la Réserve Naturelle Nationale de la Baie de Saint-Brieuc (Sturbois et al., 2016).

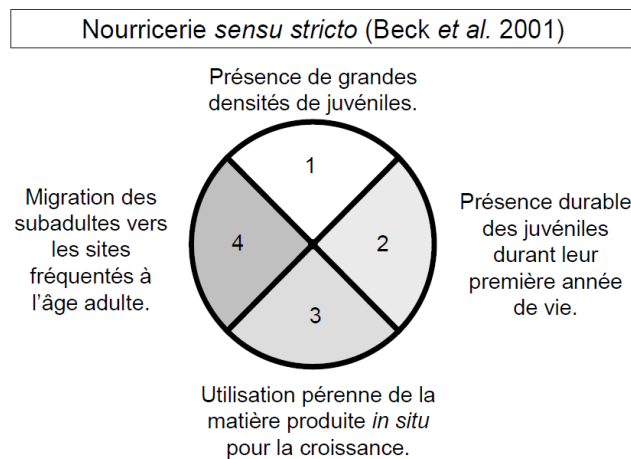


Figure 31 : Schéma des 4 critères de validation de la fonction de nourricerie proposé par Beck et al., 2001.

#### 2-4-3-1 Critère 1 : Présence de grandes densités de juvéniles

La **proportion de juvéniles** de bars sur l'ensemble des individus est calculée par pêche pour vérifier l'importance des juvéniles dans la population. Les juvéniles sont considérés comme ayant une longueur à la fourche (Lf) inférieure à la Lf à maturité sexuelle, soit 361 mm (Fishbase, 2022). Afin de comparer les densités de juvéniles de bars entre les pêches, des **abondances de juvéniles** sont calculées en CPUE. Les calculs de CPUE de juvéniles sont effectués par pêche. **Le critère** est validé lorsque la **moyenne des abondances (CPUE) de juvéniles de bar par site pour une année est supérieure à la médiane des CPUE de juvéniles de bars totale**.



#### 2-4-3-2 Critère 2 : Présence durable des juvéniles durant leur première année de vie

Le nombre de **cohortes** de l'espèce et les **classes de tailles** des différentes cohortes sont visualisés à l'aide d'histogrammes (abondance des individus en fonction de la taille). L'analyse de la taille n'est effectuée que sur les juvéniles, les adultes n'étant présents que ponctuellement.

Les **taux de croissances journalières** sont calculés en mm/jour à partir du rapport entre les tailles moyennes obtenues pour chaque cohorte par site entre deux dates de pêche consécutives (mai-juillet et juillet-septembre). Ce calcul permettra de comparer les croissances des cohortes entre les sites et d'étudier l'évolution de la croissance entre mai et septembre. Le critère est validé **lorsqu'on observe un taux de croissance positif de l'une des cohortes ou des deux par site et par année.**

#### 2-4-3-3 Critère 3 : Utilisation pérenne de la matière produite in situ

L'**indice de vacuité** (% d'individus ayant l'estomac vide) renseigne sur la part de la population qui ne s'est pas nourri de manière certaine dans le marais (pas de bol alimentaire dans l'estomac).

Le calcul de la **ration instantanée** (RI) représente l'apport relatif de la masse du contenu stomacal par rapport à la masse totale de l'individu.

Les masses des proies n'étant pas toujours considérées lors des échantillonnages avant 2021, l'**indice I** (Wawrzynkowski, 2017), qui **se base sur les abondances et l'occurrences des proies**, est calculé pour renseigner sur l'importance des différentes proies dans le régime alimentaire des bars :

$$I = \%O_i \times \%N_i$$

Avec :

$\%O_i$  le pourcentage d'occurrence de la proie i, soit :

$$\%O_i = (nb \text{ d'estomacs contenant la proie } i \div nb \text{ total d'estomacs pleins analysés}) \times 100.$$

$\%N_i$  le pourcentage d'abondance relative de la proie i, soit :

$$\%N_i = (nombre \text{ d'individus de la proie } i \div nombre \text{ total d'individus}) \times 100.$$

Les proies sont identifiées comme étant d'origine **marine, terrestre** (végétation des prés salés) ou **résidente chenal** (dans les chenaux des prés salés) à l'aide de recherches bibliographiques, notamment en utilisant un livre d'identification (Hayward & Ryland, 2017).

Le critère est validé **lorsque l'indice de vacuité est faible, que la ration instantanée est importante et lorsqu'il y a une proportion importante de proies des prés salés (terrestres et des chenaux des prés salés).**



#### 2-4-3-4 Critère 4 : Migration des subadultes vers les sites fréquentés à l'âge adulte

Enfin le critère de migration des subadultes vers les zones fréquentées à l'âge adulte ne peut être **validé que de façon hypothétique** puisqu'il nécessiterait la mise en place d'un autre protocole permettant un suivi des adultes. Ce critère est donc validé de façon hypothétique pour tous les sites.



## 3 Résultats

### 3-1 Déroulement opérationnel de la campagne de pêche 2021

En 2021, les pêches ont eu lieu de mai à octobre. Une pêche en juillet à Oléron (Bellevue Oléron) a dû être reportée à cause d'une surcote combinée à un coefficient de marée trop important pour le site (Figure 32). Le débit dans le chenal était trop important pour maintenir les engins de pêche en place, la pêche a été reportée.

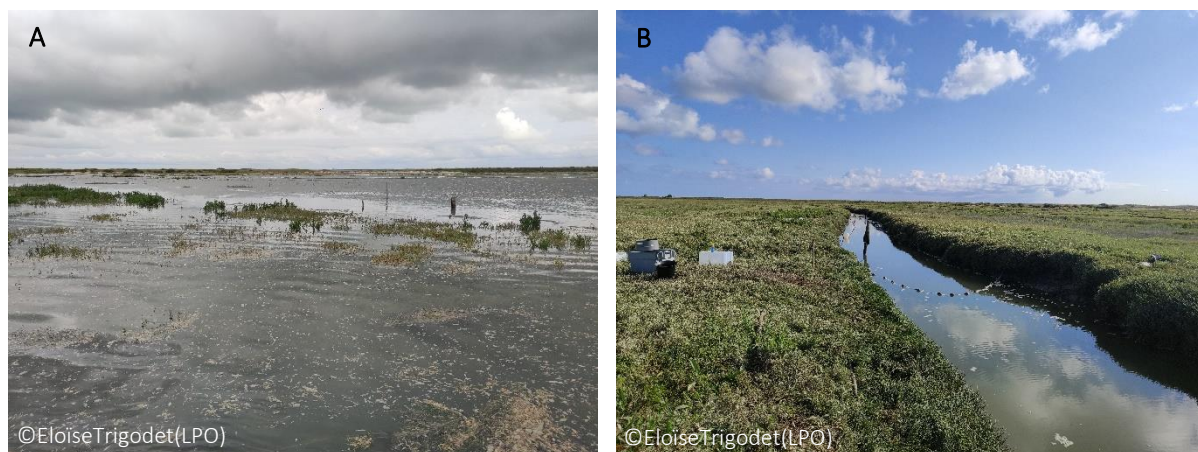


Figure 32 : Site de Bellevue Oléron (Oléron) en juillet 2021 lors de la surcote (A) et pendant la pêche reportée à un coefficient moins important et sans surcote (B)

Le volume horaire de terrain correspond à la période durant laquelle les filets sont pêchant (Tableau 1). Il ne prend donc pas en compte le temps de d'installation et de rangement du matériel. Le plancton a été échantillonné lors de toutes les pêches en 2021. Le volet optionnel sur la végétation a été réalisé sur tous les sites en Seudre (Marais Brandelle, Chenal de Luzac et Pointe de l'Eguille) et en Gironde (Bonne Anse et Mortagne). Le volet optionnel sur l'identification de la macrofaune benthique dans les chenaux a été mis en place sur tous les sites de la Baie de l'Aiguillon (Triaize, Puyravault et Esnandes) et sur le site sur la pointe d'Arçay (Arçay).



Tableau 1 : Synthèse de la mise en application du protocole dans le périmètre du Parc Marin de l'Estuaire de la Gironde et de la Mer des Pertuis en 2021

MOIS	SITES	DATES	SESSIONS	VALIDATION DE LA PECHE	VOLUME HORAIRE TERRAIN (h)	VOLUME HORAIRE LABO (estimation) (h)	MOYENS HUMAINS TERRAIN (NB PERSONNES)	VOILETS OPTIONNELS
MAI	Bellevue BH	24/05/2021	1	✓	2,5	8	3	PLANCTON
	Arçay	10/05/2021	1	✓	1,5	16	4	PLANCTON + ARTROPODES
	Triaise	11/05/2021	1	✓	2	16	Lors de la formation RNF	PLANCTON + ARTROPODES
	Puyravault	10/05/2021	1	✓	2	12	4	PLANCTON + ARTROPODES
	Esnandes	11/05/2021	1	✓	2	16	Lors de la formation RNF	PLANCTON + ARTROPODES
	Bellevue Oléron	31/05/2021	1	✓	2,5	2	5	PLANCTON
	Chenal Luzac	24/05/2021	1	✓	2	12	4	PLANCTON + VEGETATION
	Pointe Eguille	30/05/2021	1	✓	4	4	4	PLANCTON + VEGETATION
	Marais Brandelle	13/05/2021	1	✓	2	6	5	PLANCTON + VEGETATION
	Bonne Anse	12/05/2021	1	✓	2	4	5	PLANCTON + VEGETATION
Mortagne	25/05/2021	1	✓	2	16	5	PLANCTON + VEGETATION	
JUIN	Bossys	15/06/2021	1	✓	3	16	PECHE ANR PAMPAS (6)	PLANCTON
JUILLET	Bellevue BH	22/07/2021	2	✓	2,5	16	4	PLANCTON
	Arçay	13/07/2021	2	✓	2	8	4	PLANCTON + ARTROPODES
	Triaise	13/07/2021	2	✓	2	12	4	PLANCTON + ARTROPODES
	Puyravault	12/07/2021	2	✓	1,5	8	4	PLANCTON + ARTROPODES
	Esnandes	12/07/2021	2	✓	2	8	4	PLANCTON + ARTROPODES
	Bossys	08/07/2021	2	✓	3,5	32	7	PLANCTON
	Bellevue Oléron	23/07/2021	2	✗	✗	✗	3	✗
	Bellevue Oléron	29/07/2021	2	✓	3	4	5	PLANCTON
	Chenal Luzac	24/07/2021	2	✓	2	8	5	PLANCTON + VEGETATION
	Pointe Eguille	27/07/2021	2	✓	3	6	5	PLANCTON + VEGETATION
	Marais Brandelle	26/07/2021	2	✓	2	8	4	PLANCTON + VEGETATION
Bonne Anse	23/07/2021	2	✓	1,5	12	4	PLANCTON + VEGETATION	
Mortagne	25/07/2021	2	✓	3	8	4	PLANCTON + VEGETATION	
SEPTEMBRE	Arçay	07/09/2021	3	✓	2	4	5	PLANCTON + ARTROPODES
	Triaise	07/09/2021	3	✓	2,5	8	5	PLANCTON + ARTROPODES
	Puyravault	06/09/2021	3	✓	2,5	8	4	PLANCTON + ARTROPODES
	Esnandes	06/09/2021	3	✓	2	12	4	PLANCTON + ARTROPODES
	Bossys	12/09/2021	3	✓	4	16	PECHE ANR PAMPAS (6)	PLANCTON
	Bellevue Oléron	06/09/2021	3	✓	3	8	6	PLANCTON
	Chenal Luzac	20/09/2021	3	✓	2,5	6	5	PLANCTON + VEGETATION
	Pointe Eguille	25/09/2021	3	✓	3	8	3	PLANCTON + VEGETATION
	Marais Brandelle	06/09/2021	3	✓	2	8	4	PLANCTON + VEGETATION
	Bonne Anse	24/09/2021	3	✓	2	12	7	PLANCTON + VEGETATION
Mortagne	07/09/2021	3	✓	2	16	5	PLANCTON + VEGETATION	
OCTOBRE	Bellevue BH	04/10/2021	3	✓	2,5	8	3	PLANCTON



## 3-2 Etudes des communautés

### 3-2-1 Analyse des assemblages ichtyologiques

#### 3-2-1-1 Description générale des assemblages ichtyologiques

La richesse spécifique totale des trois années sur tous les sites s'élève à **26 espèces**. En **moyenne 5 espèces** de poissons sont identifiées par pêche avec un écart-type de 2 en raison d'espèces plus rares capturées ponctuellement (Tableau 2). Sur les trois années **1 à 10 espèces** de poissons ont été pêchées par pêche. En **2021**, les sites avec **les richesses spécifiques moyennes les plus importantes** sont un site en Baie de l'Aiguillon : **Triaize** (7 espèces) avec une forte variabilité entre les mois et un site en Gironde : **Mortagne** (7 espèces). Le site avec **la richesse spécifique moyenne la plus faible** en 2021 est un site en Baie de l'Aiguillon : **Puyravault** (3 espèces), notamment dû à une faible richesse en mai et en juillet. La **richesse spécifique moyenne semble plus importante en 2021** (5) et en 2017 (5) qu'en 2019 (4).

Tableau 2 : Richesses spécifiques de poissons en 2017, 2019 et 2021. (Vert foncé >Q3, vert clair <Q3 & >médiane, jaune <médiane & >Q1, rouge <Q1, Q3 = 3<sup>ème</sup> quartile, Q1 = 1<sup>er</sup> quartile, NA = pas de pêche).

Sites	Richesse spécifique									Moyenne 2021	Ecart-type 2021
	2017			2019			2021				
	5	7	9	5	7	9	5	7	9		
Bellevue BH	NA	NA	4	6	5	4	4	5	6	5	1
Indochinois	NA	NA	6	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Arçay	6	5	4	3	3	4	5	5	5	5	0
Triaize	5	6	5	6	7	3	10	5	6	7	3
Puyravault	3	5	3	1	3	2	3	3	4	3	1
Esnandes	6	4	3	4	4	2	7	4	6	6	2
Bossys	NA	NA	NA	NA	NA	NA	5	7	5	6	1
Bellevue Oléron	4	5	6	NA	NA	NA	2	5	5	4	2
La Perrotine	4	5	4	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Chenal Luzac	NA	NA	NA	NA	NA	NA	6	6	7	6	1
Pointe Eguille	NA	NA	NA	4	5	3	8	4	5	6	2
Marais Brandelle	5	NA	NA	4	8	5	4	6	6	5	1
Bonne Anse	NA	NA	NA	NA	NA	5	6	2	5	4	2
Mortagne	5	4	5	3	9	5	7	8	5	7	2
Moyenne/an	5			4			5				
Ecart-type/an	1			2			2				
Moyenne totale	5										
Ecart-type	2										

La valeur moyenne de l'indice de Shannon est égale à **1** sur les trois années. En **2021** les sites avec **les valeurs moyennes les plus fortes** sont deux sites en Seudre : **Marais de Brandelle** (1,4), suivi par le **Chenal de Luzac** (1,3) (Tableau 3). Sur ces sites la richesse spécifique est importante et les effectifs sont répartis plus équitablement entre les espèces. Les sites avec **les plus faibles valeurs moyennes** en 2021 sont un site en Baie de l'Aiguillon : **Puyravault** (0,6) dû à une richesse spécifique très faible et le site à Oléron : **Bellevue Oléron** (0,7) dû à de grosses différences d'abondance entre les espèces présentes. En 2021, les sites en Baie de l'Aiguillon (Triaize, Puyravault et Esnandes), le site à la pointe d'Arçay et le site sur



Oléron (Bellevue Oléron) semblent moins diversifié que d'autres sites comme ceux de la Seudre (Chenal de Luzac, Pointe de l'Eguille et Marais de Brandelle). La diversité écologique moyenne est plus faible en 2019 (0,94) que pour les deux autres années (1,02 en moyenne pour les deux années) à cause de la richesse spécifique qui est plus faible.

Tableau 3 : Indices de Shannon Weaver sur les données de poissons en 2017, 2019 et 2021. (Vert foncé >Q3, vert clair <Q3 & >médiane, jaune <médiane & >Q1, rouge <Q1, Q3 = 3<sup>ème</sup> quartile, Q1 = 1<sup>er</sup> quartile, NA = pas de pêche).

Sites	Indice SHANNON WEAVER									Moyenne 2021	Ecart-type 2021
	2017			2019			2021				
	5	7	9	5	7	9	5	7	9		
Bellevue BH Indochinois	NA	NA	1,16	1,56	1,06	1,58	1,36	1,06	1,05	1,2	0,2
	NA	NA	1,20	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Arçay	1,19	1,01	1,53	0,98	1,01	1,10	0,63	1,27	1,07	1,0	0,3
Triaize	1,05	0,94	1,19	0,69	1,03	0,78	1,29	0,52	1,22	1,0	0,4
Puyravault	0,02	0,88	1,01	0,00	1,25	0,53	0,14	0,74	0,92	0,6	0,4
Esnandes	0,14	0,58	0,76	0,09	1,00	0,21	0,93	0,98	0,72	0,9	0,1
Bossys	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0,45	1,52	0,74	0,9	0,6
Bellevue Oléron	1,24	1,23	1,00	NA	NA	NA	0,69	0,60	0,93	0,7	0,2
La Perrotine	1,29	1,27	0,93	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Chenal Luzac	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1,54	0,99	1,32	1,3	0,3
Pointe Eguille	NA	NA	NA	0,98	0,84	0,60	1,46	1,14	0,91	1,2	0,3
Marais Brandelle	1,34	NA	NA	0,92	1,22	1,43	1,13	1,63	1,55	1,4	0,3
Bonne Anse	NA	NA	NA	NA	NA	1,19	0,76	0,67	1,24	0,9	0,3
Mortagne	1,17	0,95	1,37	0,32	1,65	1,44	0,90	1,40	1,22	1,2	0,3
Moyenne/an	1,02			0,94			1,02				
Ecart-type/an	0,36			0,46			0,35				
Moyenne totale	1,00										
Ecart-type	0,38										

On identifie graphiquement qu'il existe une **variation mensuelle de la valeur de l'indice de Shannon-Weaver** qui n'est pas identique à tous les sites (Figure 33). Cela est dû pour certains sites à une évolution linéaire de la diversité dans le temps. Pour la plupart des sites **cette variation mensuelle n'est pas significative**. Elle est significative pour un site à l'embouchure de Seudre : la **Pointe de l'Eguille** en 2019 et 2021 (Tableau 4). Sur ce site, il y a une diminution de la diversité entre mai et septembre. Sur les sites en **Baie de l'Aiguillon** et sur le site de la pointe d'**Arçay** en 2017 et 2019, l'indice de diversité augmente entre mai et juillet. En 2021, au contraire il décroît sur deux sites en Baie de l'Aiguillon : **Triaize** et **Esnandes**. En 2019 sur le site de la Réserve Naturelle de la Casse de la Belle Henriette (**Bellevue BH**), l'indice est relativement stable entre les mois. En 2021 sur ce site, la diversité baisse entre mai et septembre. Sur l'île de Ré (les **Bossys**) et sur Oléron (**Bellevue Oléron**), en 2021, l'indice augmente alors qu'en 2017, les valeurs baissent entre mai et septembre. Sur deux sites en Seudre la valeur de l'indice baisse (**Chenal de Luzac** et **Pointe de l'Eguille**) alors que sur le troisième site en Seudre (**Marais de Brandelle**) et sur les sites en Gironde (**Bonne Anse** et **Mortagne**), les valeurs de l'indice augmentent dans le temps (entre mai et septembre).





### INDICE SHANNON WEAVER PAR MOIS 2017, 2019 et 2021

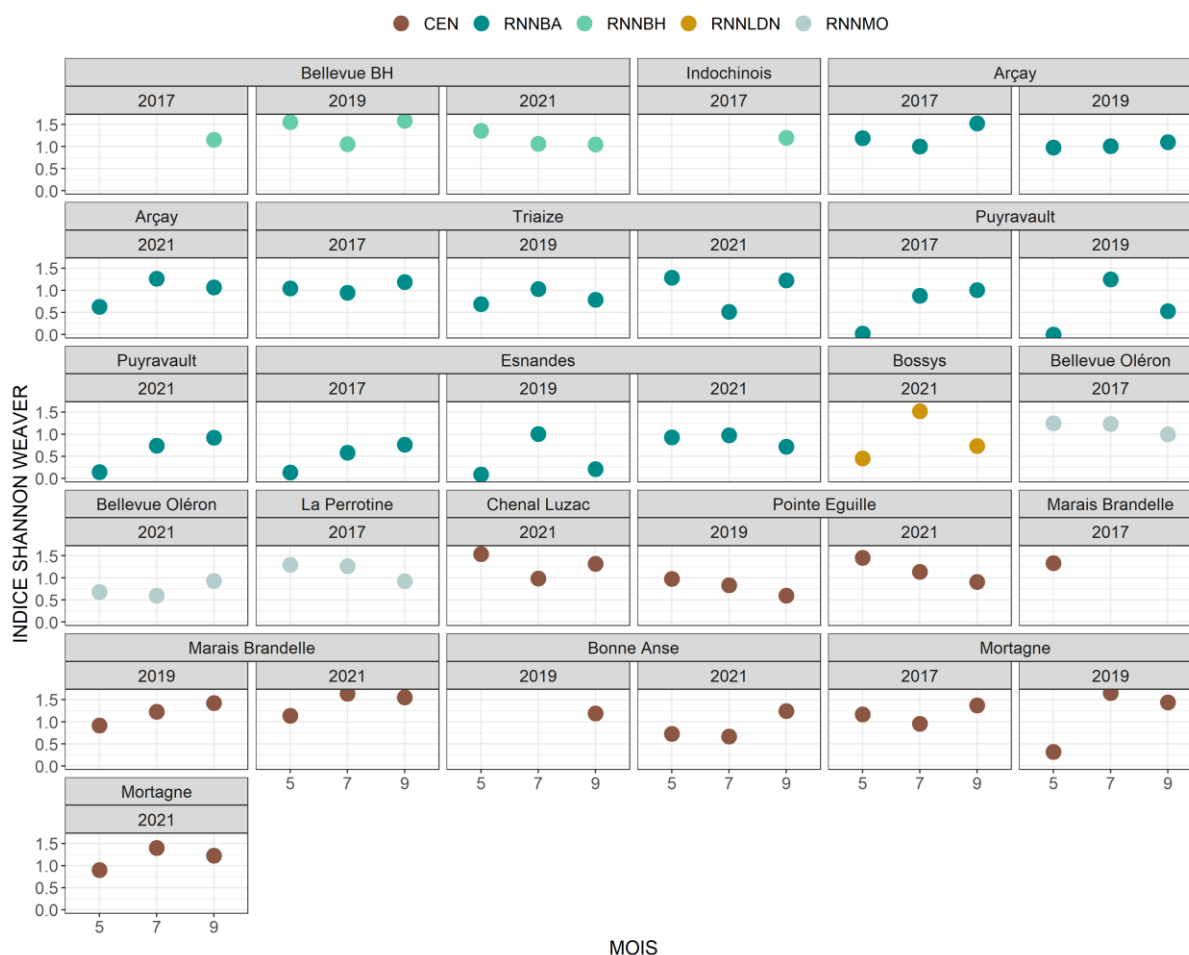


Figure 33 : Comparaison des indices de Shannon Weaver de poissons par pêche entre les sites par mois en 2017, 2019 et 2021.

Tableau 4 : Test de régression linéaire sur les logs de l'indice Shannon Weaver entre 3 mois de pêche. (Vert = pente positive ou nulle, Orange = pente négative, NA = pas de pêche, en gras = les évolutions significatives).

Sites	Test régression linéaire indice de Shannon-Weaver (entre les 3 mois de pêche)								
	2017			2019			2021		
	Pente	R <sup>2</sup>	p-value	Pente	R <sup>2</sup>	p-value	Pente	R <sup>2</sup>	p-value
Bellevue BH	NA	NA	NA	0,0000	0,0004	0,9881	-0,0010	0,7266	0,3503
Indoinois	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Arçay	0,0010	0,2396	0,6744	0,0005	0,9619	0,1250	0,0021	0,5297	0,4811
Triaise	0,0005	0,2104	0,6966	0,0003	0,0320	0,8855	-0,0004	0,0087	0,9405
Puyravault	0,0059	0,9111	0,1928	0,0028	0,1790	0,7219	0,0044	0,9062	0,1981
Esnandes	0,0037	0,9741	0,1029	0,0003	0,0026	0,9678	-0,0009	0,5690	0,4559
Bossys	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0,0003	0,0028	0,9662
Bellevue Oléron	-0,0009	0,7285	0,3489	NA	NA	NA	0,0012	0,3823	0,5757
La Perrotine	-0,0016	0,7817	0,3095	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Chenal Luzac	NA	NA	NA	NA	NA	NA	-0,0008	0,1461	0,7503
Pointe Eguille	NA	NA	NA	-0,0018	0,9996	<b>0,0129</b>	-0,0021	0,9951	<b>0,0447</b>
Marais Brandelle	NA	NA	NA	0,0022	0,9342	0,1651	0,0017	0,7660	0,3215
Bonne Anse	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0,0019	0,6125	0,4278
Mortagne	0,0005	0,0946	0,8009	0,0054	0,5640	0,4592	0,0017	0,5331	0,4789



Le nombre total d'individus échantillonnés sur les trois années est de **30 428**. En moyenne sur les trois années, **211,14 poissons par heure** sont pêchés lors des pêches. Il y a un écart-type très important (396,87) ce qui signifie qu'il y a de grosses variations de l'abondance entre les sites, mois et années. Les **abondances (CPUE) sont en moyenne plus faibles en 2021 (138,63 ind/h) qu'en 2019 (213,31 ind/h) et 2017 (317,62 ind/h)** cependant les écart-types sont importants en 2017 et 2019. En **2021**, les sites avec **les plus fortes abondances moyennes** sont le site de l'île de Ré : les **Bossys (399 ind/h)**, suivi par un site en Gironde : **Mortagne (242 ind/h)** (Tableau 5). Les sites avec **les plus faibles abondances moyennes** en 2021 sont un site en Seudre à la **Pointe de l'Eguille (48 ind/h)** et à Oléron à la pointe de **Bellevue à Oléron (66 ind/h)**.

Tableau 5 : Effectifs capturés par unité d'effort (CPUE) exprimés en nombre d'individus capturés / h de poissons en 2017, 2019 et 2021. (Vert foncé >Q3, vert clair <Q3 & >médiane, jaune <médiane & >Q1, rouge <Q1, Q3 = 3<sup>ème</sup> quartile, Q1 = 1<sup>er</sup> quartile, NA = pas de pêche).

Sites	CPUE ABONDANCE (ind/h)									Moyenne 2021	Ecart-type 2021
	2017			2019			2021				
	5	7	9	5	7	9	5	7	9		
Bellevue BH Indochinois	NA	NA	316,01	92,70	230,07	189,78	24,10	80,05	102,40	68,85	40,33
	NA	NA	209,58	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Arçay	99,65	180,06	104,33	66,55	221,93	23,47	231,49	94,99	18,29	114,92	107,99
Triaise	79,91	41,82	52,03	59,86	155,16	27,93	300,13	120,75	40,14	153,67	133,09
Puyravault	1652,11	404,96	28,01	886,67	62,48	119,48	152,56	84,59	58,69	98,61	48,48
Esnandes	2948,96	117,56	365,96	1373,43	62,44	59,97	329,68	86,88	157,57	191,38	124,88
Bossys	NA	NA	NA	NA	NA	NA	79,05	926,27	190,99	398,77	460,24
Bellevue Oléron	63,98	142,28	167,95	NA	NA	NA	4,44	44,22	149,29	65,98	74,84
La Perrotine	45,55	21,25	40,88	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Chenal Luzac	NA	NA	NA	NA	NA	NA	123,13	73,44	44,80	80,46	39,63
Pointe Eguille	NA	NA	NA	46,53	194,53	89,88	17,31	43,77	82,33	47,80	32,70
Marais Brandelle	13,20	NA	NA	69,29	141,04	143,70	46,62	69,17	99,56	71,78	26,57
Bonne Anse	NA	NA	NA	NA	NA	309,88	36,46	144,83	207,26	129,52	86,42
Mortagne	299,58	201,51	25,80	373,36	187,72	144,93	377,93	78,10	269,50	241,84	151,82
Moyenne/an	317,62			213,31			138,63				
Ecart-type/an	649,85			297,62			163,00				
Moyenne totale	211,14										
Ecart-type	396,87										

La masse totale de poissons échantillonnés sur les trois années est de **248 389 g**. En moyenne sur les trois années, **1 574 g de poissons sont pêchés par heure**. Les **biomasses (CPUE) sont en moyenne plus faibles en 2021 (1255,49 g/h) qu'en 2019 (1860,18 g/h) et qu'en 2017 (1757,41 g/h)** cependant l'écart-type est important en 2019. En **2021** les sites avec **les plus fortes biomasses moyennes** sont le site à la Pointe d'Arçay : **Arçay (3834 g/h)**, suivi par le site de l'île de Ré : les **Bossys (3676 g/h)** (Tableau 6). Sur les deux sites la biomasse est moins importante en septembre. Les sites avec **les plus faibles biomasses moyennes** en 2021 sont un site de la Baie de l'Aiguillon : **Puyravault (49 g/h)** et le site sur Oléron : **Bellevue Oléron (155 g/h)**.



Tableau 6 : Biomasses capturés par unité d'effort (CPUE) exprimées en masse (g) d'individus capturés / h de poissons en 2017, 2019 et 2021. (Vert foncé >Q3, vert clair <Q3 & >médiane, jaune <médiane & >Q1, rouge <Q1, Q3 = 3<sup>ème</sup> quartile, Q1 = 1<sup>er</sup> quartile, NA = pas de pêche).

Sites	CPUE BIOMASSE (g/h)									Moyenne 2021	Ecart-type 2021
	2017			2019			2021				
	5	7	9	5	7	9	5	7	9		
Bellevue BH	NA	NA	2397,73	1862,98	1939,28	2765,50	1037,30	1244,74	1846,57	1376,20	420,35
Indochinois	NA	NA	343,89	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Arçay	608,44	2856,29	340,07	3729,26	1348,16	3326,71	6565,32	4315,20	621,53	3834,02	3000,97
Triaise	53,58	6,87	21,24	199,64	1687,23	518,32	960,49	364,05	14,20	446,25	478,47
Puyravault	127,50	117,90	20,12	4,83	40,08	726,68	41,78	23,25	83,19	49,41	30,69
Esnandes	26422,60	486,22	701,95	1569,46	306,50	4703,84	859,77	4704,23	76,52	1880,17	2476,86
Bossys	NA	NA	NA	NA	NA	NA	4483,76	5172,82	1373,02	3676,53	2024,43
Bellevue Oléron	293,25	316,18	428,46	NA	NA	NA	48,25	289,67	125,52	154,48	123,29
La Perrotine	3142,59	2226,13	2778,27	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Chenal Luzac	NA	NA	NA	NA	NA	NA	711,88	864,21	486,83	687,64	189,85
Pointe Eguille	NA	NA	NA	11,01	1442,47	1626,91	166,60	341,12	502,97	336,90	168,22
Marais Brandelle	623,40	NA	NA	2054,65	1757,50	1881,06	368,71	1780,18	687,37	945,42	740,27
Bonne Anse	NA	NA	NA	NA	NA	6162,21	701,74	1769,98	1258,59	1243,44	534,28
Mortagne	76,74	244,53	10,46	112,65	167,21	3991,05	287,92	122,30	896,17	435,46	407,49
Moyenne/an	1860,18			1757,41			1255,49				
Ecart-type/an	5331,43			1611,75			1655,85				
Moyenne totale	1573,85										
Ecart-type	3121,59										

On identifie graphiquement qu'il existe une **variation inter-mensuelle des effectifs de poissons (CPUE)** qui n'est pas identique à tous les sites (Figure 34). Une échelle logarithmique est utilisée pour favoriser la lecture du graphique et plus facilement identifier les variations entre le mois. Pour tous les sites de la **Baie de l'Aiguillon**, le site de la Pointe d'**Arçay** et les sites du **Chenal de Luzac** (en Seudre) et de **Mortagne** (en Gironde), l'abondance a tendance à décroître de mai à septembre (Tableau 7). Pour certains sites en **Seudre** et en **Gironde** (**Pointe de l'Eguille**, **Marais Brandelle** et **Bonne Anse**), ainsi que pour le site de la Faute-sur-Mer (**Bellevue BH**), le site de l'île de Ré (les **Bossys**) et sur site sur Oléron (la Pointe de **Bellevue Oléron**), l'abondance a tendance à augmenter de mai à septembre. Cette variation est **rarement significative** (en 2021 l'augmentation de l'abondance de poissons est significative pour le site à Oléron (**Bellevue Oléron**) et la diminution est significative sur le site **Chenal de Luzac**).



### log CPUE ABONDANCE ET BIOMASSE 2017, 2019 et 2021

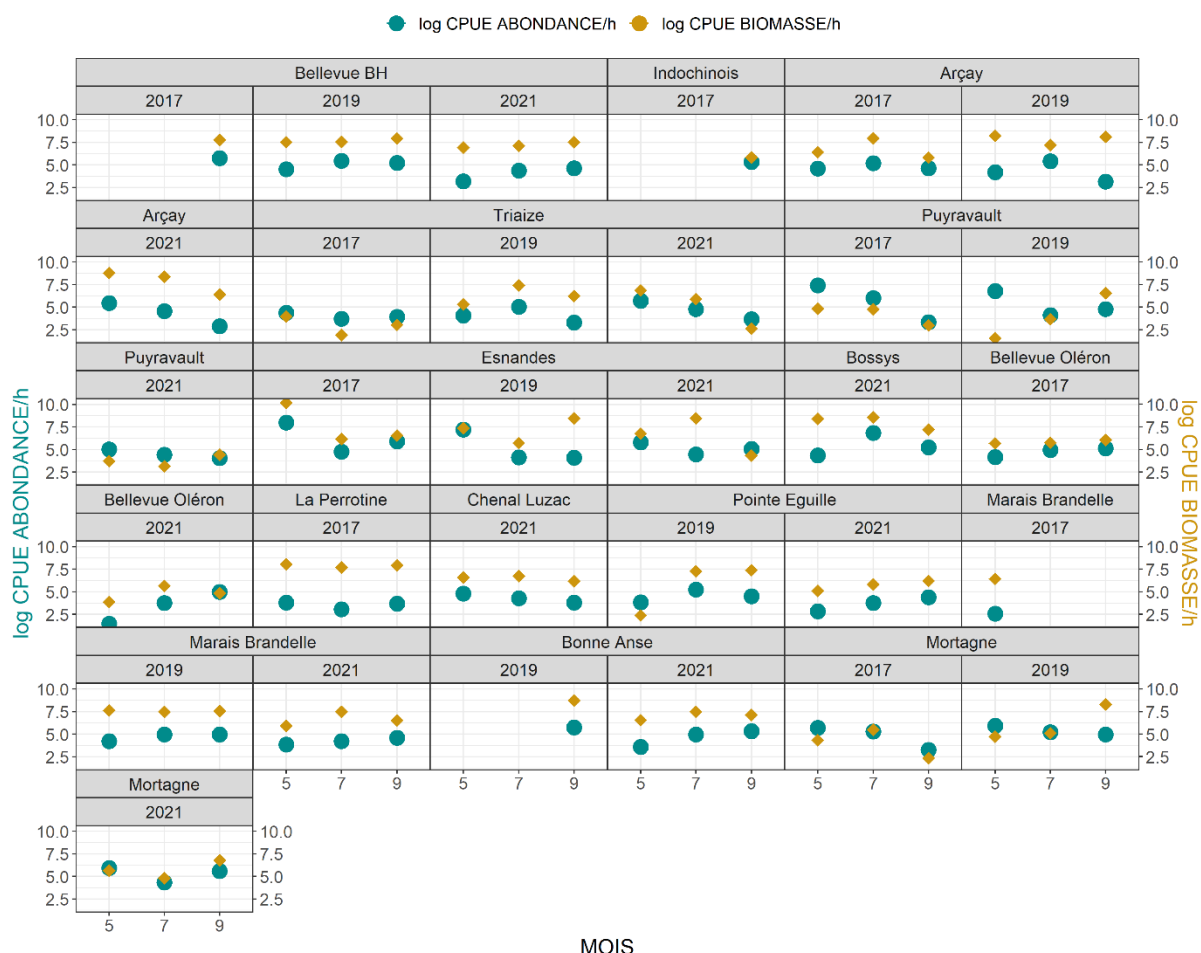


Figure 34 : Comparaison des logs de CPUE abondance et biomasse de poissons par pêche entre les sites par mois en 2017. (Double axe → vert = log CPUE abondance, Jaune = log CPUE biomasse) (Graphique non logé en annexe : Annexe 11).

Tableau 7 : Test de régression linéaire sur les logs de CPUE abondance entre 3 mois de pêche. (Vert = pente positive, orange = pente négative, NA = pas de pêche, en gras = les évolutions significatives).

Sites	Test régression linéaire CPUE abondance (entre les 3 mois de pêche)								
	2017			2019			2021		
	Pente	R <sup>2</sup>	p-value	Pente	R <sup>2</sup>	p-value	Pente	R <sup>2</sup>	p-value
Bellevue BH	NA	NA	NA	0,0061	0,5784	0,4499	0,0106	0,8271	0,2730
Indochinois	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Arçay	0,0011	0,0432	0,8666	-0,0105	0,3160	0,6200	-0,0210	0,9570	0,1330
Triaise	-0,0041	0,5504	0,4679	-0,0077	0,2953	0,6342	-0,0169	0,9922	0,0565
Puyravault	-0,0329	0,9084	0,1958	-0,0147	0,4107	0,5572	-0,0081	0,9899	0,0641
Esnandes	-0,0197	0,5314	0,4800	-0,0241	0,6554	0,3994	-0,0065	0,3326	0,6086
Bossys	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0,0024	0,0080	0,9430
Bellevue Oléron	0,0083	0,9107	0,1932	NA	NA	NA	0,0361	0,9966	<b>0,0372</b>
La Perrotine	-0,0012	0,0246	0,8998	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Chenal Luzac	NA	NA	NA	NA	NA	NA	-0,0085	1,0000	<b>0,0011</b>
Pointe Eguille	NA	NA	NA	0,0040	0,1084	0,7864	0,0132	0,9859	0,0756
Marais Brandelle	NA	NA	NA	0,0064	0,6722	0,3881	0,0064	0,9820	0,0858
Bonne Anse	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0,0130	0,9190	0,1837
Mortagne	-0,0189	0,7381	0,3420	-0,0087	0,8882	0,2170	-0,0046	0,0864	0,8101



Il existe une **variation mensuelle de la biomasse** qui n'est pas identique à tous les sites (Tableau 8). En 2017, pour la majorité des sites, la biomasse a tendance à baisser entre mai et septembre mais pas de façon significative. En 2019, pour la plupart des sites, la biomasse augmente entre mai et septembre (de façon peu souvent significative) sauf pour un site en Seudre : **Marais de Brandelle**. En 2021, la biomasse baisse entre mai et septembre pour la plupart des sites de la **Baie de l'Aiguillon**, sauf **Puyravault**, ainsi que pour le site de l'île de Ré (les **Bossys**) et que pour le site au **Chenal de Luzac** en Seudre alors que pour les autres sites elle augmente.

Tableau 8 : Test de régression linéaire sur les logs de CPUE biomasse entre 3 mois de pêche. (Vert = pente positive, orange = pente négative, NA = pas de pêche, en gras = les évolutions significatives).

Sites	Test régression linéaire CPUE biomasse (entre les 3 mois de pêche)								
	2017			2019			2021		
	Pente	R <sup>2</sup>	p-value	Pente	R <sup>2</sup>	p-value	Pente	R <sup>2</sup>	p-value
Bellevue BH	NA	NA	NA	0,0033	0,8105	0,2867	0,0044	0,9794	0,0918
Indochinois	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Arçay	-0,0023	0,0163	0,9186	0,0001	0,0002	0,9922	-0,0193	0,8523	0,2511
Triaize	-0,0097	0,3123	0,6225	0,0060	0,1160	0,7788	-0,0350	0,8913	0,2139
Puyravault	-0,0142	0,6658	0,3924	0,0417	0,9994	<b>0,0161</b>	0,0055	0,2609	0,6587
Esnandes	-0,0324	0,7848	0,3071	0,0114	0,2519	0,6653	-0,0196	0,3140	0,6214
Bossys	NA	NA	NA	NA	NA	NA	-0,0148	0,8825	0,2228
Bellevue Oléron	0,0031	0,8529	0,2506	NA	NA	NA	0,0114	0,3949	0,5674
La Perrotine	-0,0012	0,1420	0,7540	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Chenal Luzac	NA	NA	NA	NA	NA	NA	-0,0031	0,4092	0,5581
Pointe Eguille	NA	NA	NA	0,0385	0,6389	0,4104	0,0093	0,9681	0,1144
Marais Brandelle	NA	NA	NA	-0,0007	0,2215	0,6880	0,0072	0,2836	0,6425
Bonne Anse	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0,0045	0,4276	0,5463
Mortagne	-0,0130	0,2386	0,6751	0,0347	0,8916	0,2136	0,0093	0,2393	0,6746



### Eléments importants de cette section :

- **Richesse spécifique**
  - En moyenne **5 espèces** par pêche (**1 à 10 espèces**)
  - **Plus importante en 2021** qu'en 2017 et 2019
  - **En 2021, plus importante** sur les sites **Triaize** et **Mortagne** et plus faible sur le site **Puyravault**
- **Diversité spécifique (indice de Shannon-Weaver)**
  - En moyenne **1**
  - **Plus importante en 2021 et 2017** qu'en 2019
  - **En 2021, plus importante** sur les sites **Chenal de Luzac** et **Marais de Brandelle** et plus faible sur les sites **Puyravault** et **Bellevue Oléron**
  - Baisse saisonnière significativement linéaire sur le site de la **Pointe de l'Eguille**
- **Abondances (CPUE)**
  - En moyenne **211 poissons par heure**
  - **Plus faibles en 2021** qu'en 2017 et 2019
  - **En 2021, plus importantes** sur les sites **Bossys** et **Mortagne** et plus faible sur les sites **Pointe de l'Eguille** et **Bellevue Oléron**
  - Variations saisonnières significatives pour le site de la **Pointe de l'Eguille** (baisse) et pour le site de **Bellevue Oléron** (augmentation)
- **Biomasses (CPUE)**
  - En moyenne **1574 g de poissons par heure**
  - **Plus faibles en 2021** qu'en 2017 et 2019
  - **En 2021, plus importantes** sur les sites **Arçay** et **Bossys** et plus faible pour sur les sites **Puyravault** et **Bellevue Oléron**





### 3-2-1-2 Espèces caractérisant les assemblages ichthyologiques

#### 3-2-1-2-1 Espèces présentes en 2021

En 2021, le taxon le plus fréquent était la famille des **mulets (Mugilidae)**. On retrouve des mulets dans toutes les pêches (Tableau 9). Les Mugilidae sp. (petits individus qui n'ont pas pu être identifiés à l'espèce), sont présents dans **89%** des pêches, les mulets porc (*Chelon ramada*) dans 67% des pêches et les mulets doré (*Chelon auratus*) dans 61% (

Tableau 10). Les **gobies (Gobiidae)** (principalement les gobies tachetés), les **bars (Moronidae)** (principalement les bars européens) et les **athérines (Atherinidae)** (l'athérine prêtre) sont présents respectivement dans **89, 89 et 61%** des pêches en 2021.

Tableau 9 : Fréquence d'occurrence par famille de poissons en 2021 (% des pêches en 2021 où l'on retrouve la famille). FO = Fréquence d'occurrence ( $F \leq 10\%$  : espèce accidentelle,  $10\% < F \leq 25\%$  : espèce rare,  $25\% < F \leq 50\%$  : espèce occasionnelle,  $50\% < F \leq 75\%$  : espèce commune,  $F \geq 75\%$  : espèce fréquente).

Familles	FO	FOclasses
Mulets	100	Fréquente
Gobies	89	Fréquente
Bars	89	Fréquente
Athérines	64	Commune
Epinoches	28	Occasionnelle
Anguilles	17	Rare
Clupéidés	14	Rare
Anchois	11	Rare
Syngnathes	11	Rare
Soles	8	Accidentelle
Flets	6	Accidentelle
Sparidés	6	Accidentelle
Lançons	3	Accidentelle
Cyprinidés	3	Accidentelle

Tableau 10 : Moyenne des CPUE par taxons de poissons de toutes les pêches en 2021, écart-type et Fréquence d'occurrence (% des pêches en 2021 où l'on retrouve l'espèce). FO = Fréquence d'occurrence ( $F \leq 10\%$  : espèce accidentelle,  $10\% < F \leq 25\%$  : espèce rare,  $25\% < F \leq 50\%$  : espèce occasionnelle,  $50\% < F \leq 75\%$  : espèce commune,  $F \geq 75\%$  : espèce fréquente). CPUE = Capture par Unité d'Effort. **sd** = Ecart-type de la moyenne des CPUE. **GUILDES** (FW = Eau douce, ER = Estuarienne, DIA = Diadrome, MJ = Juvénile marine, MS = Opportuniste marin, MA = Visiteur marin).



Guides	Familles	Especies	Nom vernaculaire	CPUE	sd	FO	FOclasses
MS	Mugilidae	<i>Mugilidae</i>	Mulet sp.	49,66	68,06	89	Fréquente
ER	Gobiidae	<i>Pomatoschistus microps</i>	Gobie tacheté	31,70	49,85	83	Fréquente
MJ	Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>	Bar européen	13,10	47,70	75	Fréquente
MS	Mugilidae	<i>Chelon ramada</i>	Mulet porc	8,18	20,95	67	Commune
MJ	Atherinidae	<i>Atherina presbyter</i>	Athérine prêtre	12,29	43,85	61	Commune
MS	Mugilidae	<i>Chelon auratus</i>	Mulet doré	10,14	21,31	61	Commune
MJ	Moronidae	<i>Dicentrarchus punctatus</i>	Bar tacheté	1,21	4,28	33	Occasionnelle
DIA	Gasterosteidae	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Epinoche	1,96	4,83	28	Occasionnelle
ER	Gobiidae	<i>Pomatoschistus</i>	Gobie sp.	0,62	3,05	19	Rare
DIA	Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i>	Anguille d'Europe	0,09	0,30	17	Rare
MJ	Moronidae	<i>Dicentrarchus</i>	Bar sp.	2,12	11,55	11	Rare
MS	Clupeidae	<i>Engraulis encrasicolus</i>	Anchois commun	0,27	0,99	11	Rare
ER	Gobiidae	<i>Pomatoschistus minutus</i>	Gobie buhotte	0,65	2,66	8	Accidentelle
ER	Syngnathidae	<i>Syngnathus rostellatus</i>	Syngnathe de Duméril	0,11	0,40	8	Accidentelle
MJ	Clupeidae	<i>Clupea harengus</i>	Hareng	0,02	0,10	6	Accidentelle
DIA	Pleuronectidae	<i>Platichthys flesus</i>	Flet commun	0,29	1,22	6	Accidentelle
MJ	Soleidae	<i>Soleidae</i>	Sole sp.	0,25	1,27	6	Accidentelle
DIA	Clupeidae	<i>Alosa fallax</i>	Alose feinte	0,01	0,09	3	Accidentelle
MA	Ammodytidae	<i>Ammodytes tobianus</i>	Lançon équille	0,00	0,02	3	Accidentelle
MJ	Atherinidae	<i>Atherina</i>	Athérine sp	4,22	25,33	3	Accidentelle
MA	Soleidae	<i>Buglossidium luteum</i>	Petite sole jaune	0,27	1,59	3	Accidentelle
FW	Cyprinidae	<i>Carassius</i>	Carassin sp.	0,01	0,09	3	Accidentelle
MS	Mugilidae	<i>Chelon labrosus</i>	Mulet lippu	0,00	0,02	3	Accidentelle
MJ	Clupeidae	<i>Clupeidae</i>	Clupéidés	0,01	0,08	3	Accidentelle
MS	Clupeidae	<i>Sardina pilchardus</i>	Sardine	1,37	8,21	3	Accidentelle
MA	Sparidae	<i>Sparus aurata</i>	Dorade royale	0,02	0,13	3	Accidentelle
MJ	Sparidae	<i>Spondylisoma cantharus</i>	Dorade grise	0,02	0,11	3	Accidentelle
ER	Syngnathidae	<i>Syngnathidae</i>	Syngnathidés	0,01	0,08	3	Accidentelle
MA	Carangidae	<i>Trachurus trachurus</i>	Chinchard	0,01	0,07	3	Accidentelle

Le site de Bellevue BH, est le seul site en 2021 où il n'y a pas eu de gobies (Tableau 11). On ne retrouve pas d'athérines prêtre (*Atherina presbyter*) sur les sites en Gironde (à **Bonne Anse** et **Mortagne**) contrairement aux autres sites. Le site à l'embouchure de la Sèvre Niortaise en Baie de l'Aiguillon (**Puyravault**), est le seul site où on ne retrouve pas de bar commun (*Dicentrarchus labrax*). Contrairement à tous les autres sites, le mulet doré (*Chelon auratus*) n'a jamais été pêché en Baie de l'Aiguillon (**Triaize**, **Puyravault** et **Esnandes**) sur les trois mois en 2021.

Tableau 11 : Fréquence d'occurrence de chaque taxon de poisson par site en 2021. (Vert = taxon présent sur les 3 pêches, bleu = taxon présent 2 pêche sur 3, jaune = taxon présent 1 pêche sur 3).





Taxons	Bellevue BH	Arçay	Triaize	Puyravault	Esnandes	Bossys	Bellevue Oléron	Chenal de Luzac	Pointe de l'Eguille	Marais de Brandelle	Bonne Anse	Mortagne
Mulet sp.	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Gobie tacheté	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Bar commun	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Mulet porc	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Athérine prêtre	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Mulet doré	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Bar tâcheté	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Epinuche	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Gobie sp.	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Anguille d'Europe	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Bar sp.	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Anchois commun	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Gobie buhotte	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Syngnathe de Duméril	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Hareng	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Flet commun	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Sole sp.	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Alose feinte	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Lançon équille	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Athérine sp.	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Petite sole jaune	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Carassin sp.	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Mulet lippu	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Clupéidés	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Sardine	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Dorade royale	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Dorade grise	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Syngnathidés	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Chinchard	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■

### 3-2-1-2-2 Familles présentes sur les trois années

Il n'y a pas eu de gobies (Gobiidae) sur les 3 années de pêche sur le site de la Réserve de la Casse de la Belle Henriette (**Bellevue BH**) ainsi qu'en 2017 sur le site **Indochinois** qui se trouve à côté (Figure 35). Ces sites semblent avoir une signature plus marine que les autres sites, des espèces comme le chinchard commun (*Trachurus trachurus*) ou la dorade royale (*Sparus aurata*) qui y ont été pêchées (Tableau 11). Ce sont pourtant des espèces rarement observables par petits fonds. Les bars (Moronidae) sont présents dans de fortes proportions sur les sites en Seudre et sur le site de l'île de Ré (les **Bossys**). On retrouve des anchois (Engraulidae) tous les mois sur un site en Baie de l'Aiguillon (**Triaize**). La famille des athérines (Atherinidae) n'est pas présente sur tous les sites. Il semble y en avoir eu très peu sur les sites en Baie de l'Aiguillon (**Triaize**, **Puyravault** et **Esnandes**) ainsi que sur les sites en Gironde (**Bonne Anse** et **Mortagne**).

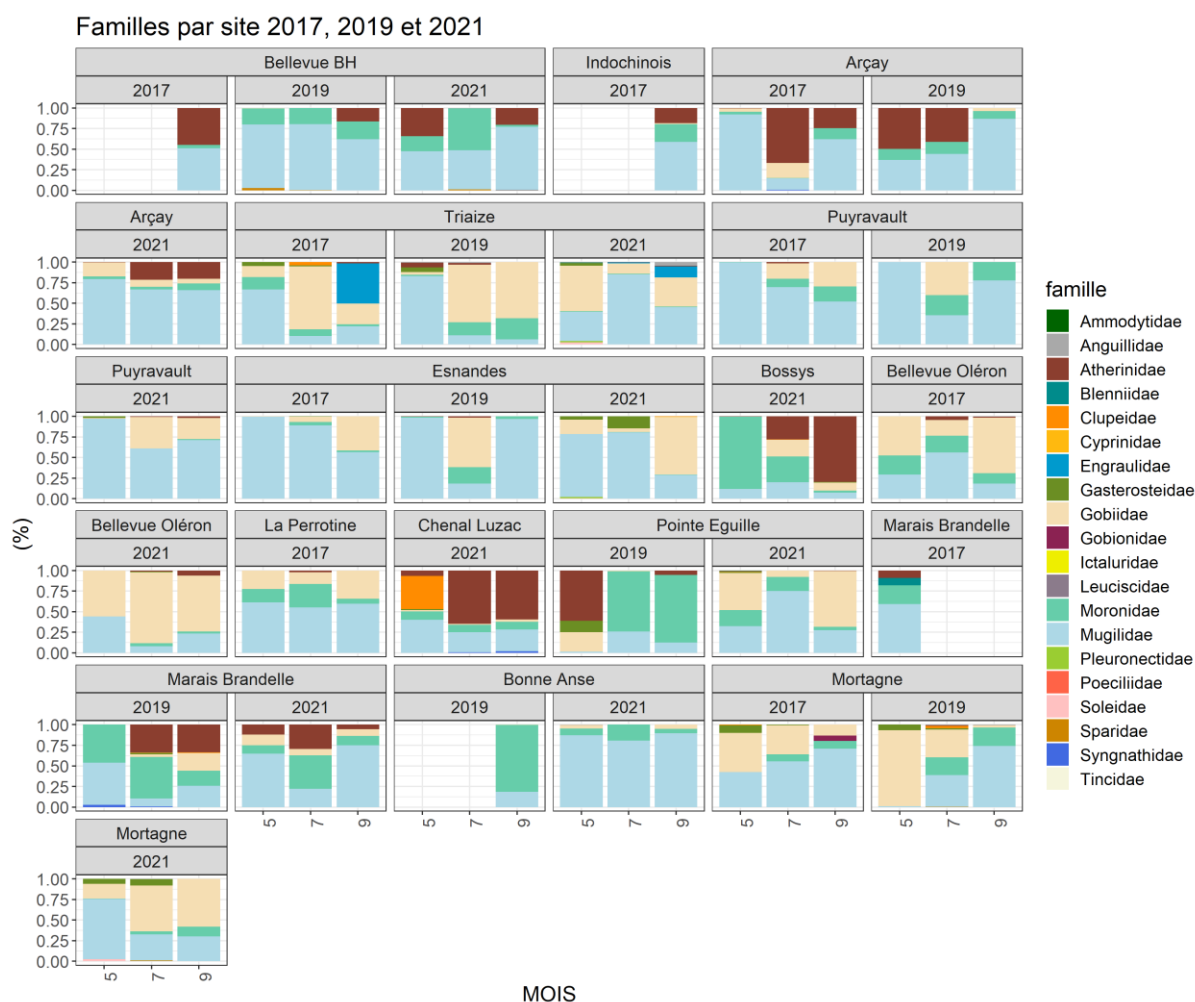


Figure 35 : Proportion des CPUE (ind/h) des familles de poissons par site et par mois en 2017, 2019 et 2021.

Pour la plupart des pêches, la famille la plus abondante est les mugilidés (Mugilidae) (Figure 36). Parfois les abondances de gobies sont plus importantes notamment sur le site d'Oléron : Bellevue Oléron. En 2017 et en 2019, sur deux sites en Baie de l'Aiguillon (**Puyravault** et **Esnandes**), il y a eu de très fortes abondances de mulets au mois de septembre.



### CPUE par famille de poissons par mois

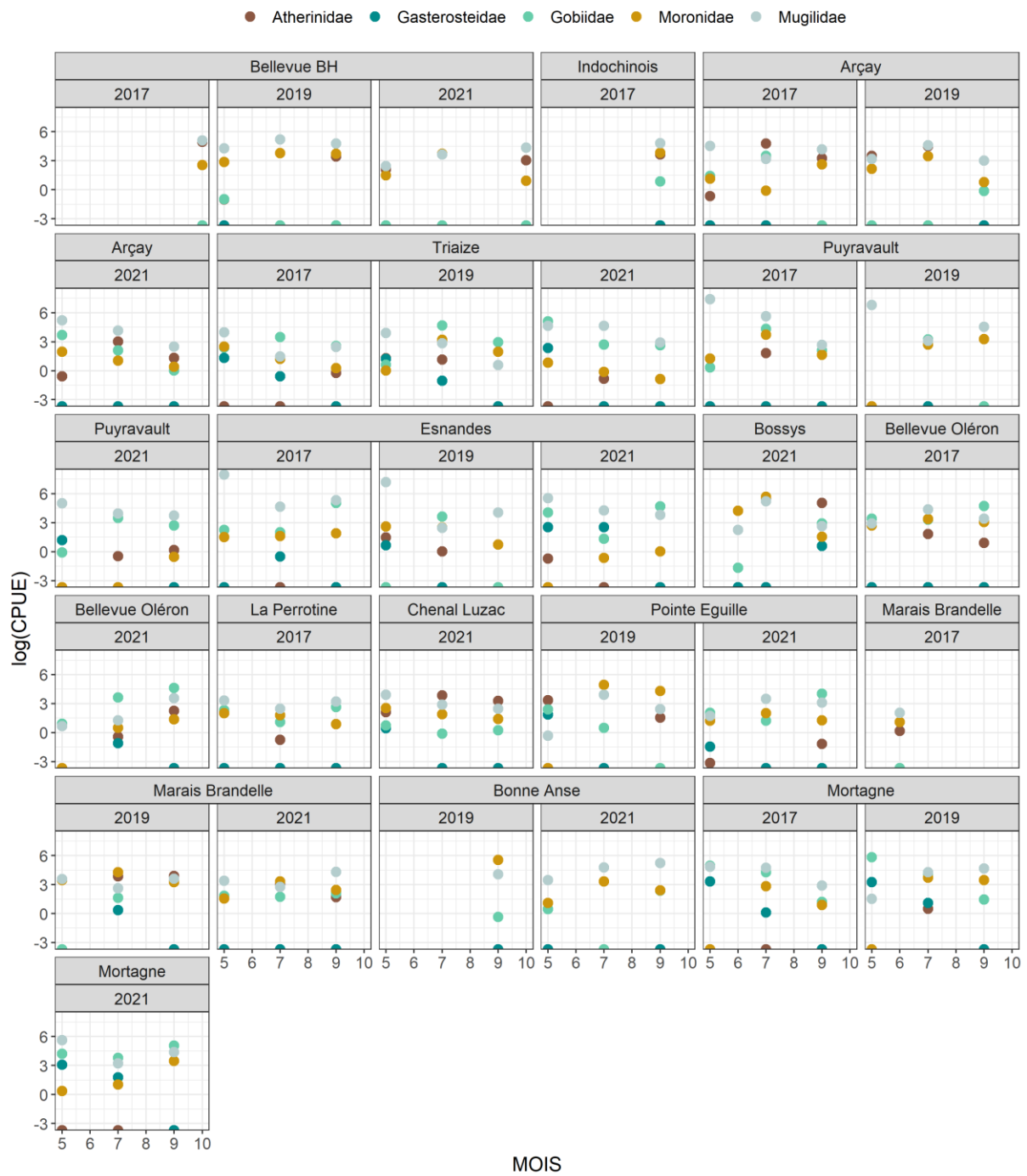


Figure 36 : log des CPUE des familles de poissons dominantes par mois, par site en 2017, 2019 et 2021 (Graphique non logé en annexe : Annexe 12).



### 3-2-1-2-3 Les guildes écologiques

Parmi les espèces identifiées dans les prés salés de cette étude, 4 espèces sont considérées comme **Diadrome (DIA)** : l'alose feinte (*Alosa fallax*), l'anguille d'Europe (*Anguilla anguilla*), l'épinoche à trois épines (*Gasterosteus aculeatus* et le felt (*Platichthys flesus*). On retrouve peu d'espèces diadromes dans les pêches (Figure 37). Les seuls sites où l'on en pêche sur les trois années sont un site en Baie de l'Aiguillon (**Traize**) et un site en Gironde (**Mortagne**).

6 espèces sont **estuariennes (ER)** : le gobie tacheté (*Pomatoschistus microps*), le gobie buhotte (*Pomatoschistus minutus*), le gobie de Lozano (*Pomatoschistus lozanoi*) et le syngnathe de Duméril (*Syngnathus rostellatus*). Le site sur la commune de la Faute-sur-Mer (Bellevue BH) est le seul site où l'on ne retrouve pas d'espèces estuariennes. C'est un des sites les plus éloignés d'un estuaire avec le site sur l'île de Ré (les Bossys). Il semble être un site particulièrement marin. Au niveau de l'embouchure de la Seudre dans les Marais Brandelle et sur le site Chenal de Luzac (CEN) on retrouve peu d'espèces estuariennes. C'est aussi le cas pour Bonne Anse qui se trouve également à l'embouchure de la Gironde. Pour le deuxième site en Gironde (Mortagne) et le site en fond de Seudre (la Pointe de l'Eguille), se trouvant plus loin dans l'estuaire, il y a de fortes proportions d'espèces estuariennes.

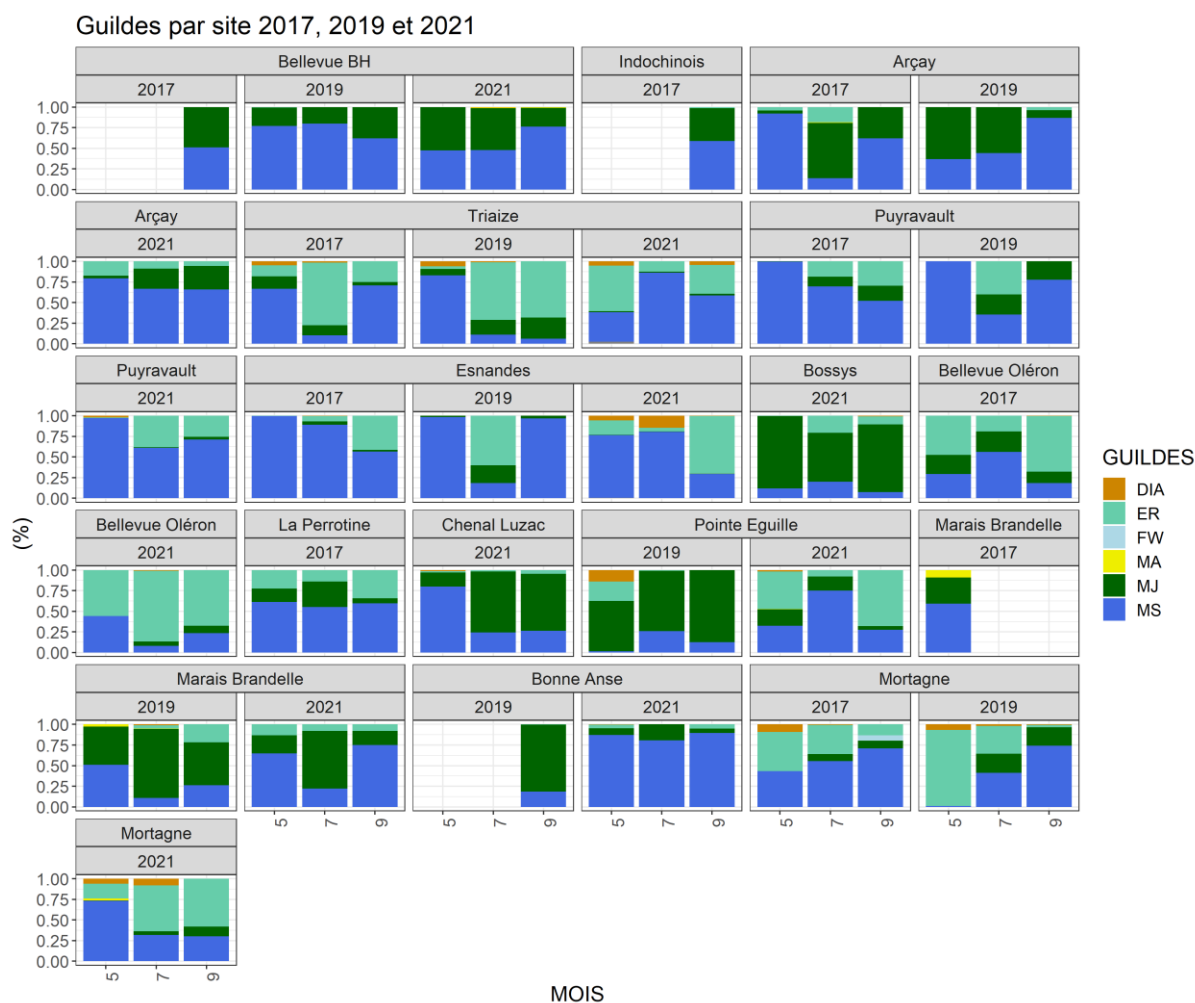
Parmi les espèces présentes 5 espèces sont des **juvéniles marins (MJ)** (l'athérine prêtre (*Atherina presbyter*), le hareng atlantique (*Clupea harengus*), le bar commun (*Dicentrarchus labrax*), le bar moucheté (*Dicentrarchus punctatus*) et la dorade grise (*Spondyliosoma cantharus*)). Sur l'île de Ré (Bossys RNNLDN), il a de fortes proportions de juvéniles marins parce qu'on y retrouve beaucoup de bars dont les juvéniles utilisent les milieux côtiers et estuariens comme nourricerie durant leurs premières années de vie. C'est également le cas pour les sites à l'embouchure de la Seudre (Chenal de Luzac et Marais de Brandelle).

Sur l'ensemble des sites, il n'y a pas ou très peu d'**espèces d'eau douce (FW)**. Il y a eu un individu identifié au genre *Carassius* à Esnandes en Baie de l'Aiguillon en septembre 2021 et une espèce invasive (*Pseudorasbora parva*) à Mortagne en Gironde en septembre 2017.

Parmi les espèces identifiées, 5 sont des **visiteurs marins (MA)** (le lançon équille (*Ammodytes tobianus*), la petite sole jaune (*Buglossidium luteum*), la blennie paon (*Salaria pavo*), la dorade royale (*Sparus aurata*) et le chinchard (*Trachurus trachurus*)). On retrouve peu d'espèces visiteurs marins lors des pêches. Certains individus sont pêchés au mois de mai sur un site en Seudre (Marais de Brandelle) en 2017 et 2019.



Sur l'ensemble des sites, il y a de fortes proportions d'**opportunistes marins (MS)**. Parmi les espèces identifiées, 5 sont des opportunistes marins (MS) : le mulot doré (*Chelon auratus*), le mulot porc (*Chelon ramada*), l'anchois (*Engraulis encrasicolus*), la sardine (*Sardina pilchardus*) et le sprat (*Sprattus sprattus*).



**Figure 37 : Proportion CPUE des guildes de poissons par site et par mois en 2017, 2019 et 2021.**

**DIA** (Diadrome) : taxons réalisant une partie de leur cycle de vie en milieu estuarien et/ou côtier et le reste en mer. **ER** (estuarienne) : taxons réalisant l'ensemble de leur cycle de vie dans les milieux estuariens côtiers. **FW** (eau douce) : taxons réalisant l'ensemble de leur cycle de vie dans les milieux dulcicoles (salinité <5). **MA** (Visiteur marin) : taxons marins visitant les milieux estuariens et côtiers de façon anecdotique. **MJ** (Juvénile marin) : taxons marins utilisant les milieux estuariens et côtiers principalement comme nourricerie lors de leurs premières années de vie. **MS** (Opportuniste marin) : taxons marins utilisant régulièrement les milieux estuariens et côtiers au cours de leur cycle de vie. (Elliott et al, 2007; Elliott & Dewailly, 1995).

### 3-2-1-2-4 La co-occurrence entre les espèces

La co-occurrence d'espèces mesure la fréquence à laquelle deux espèces coexistent dans un ensemble de sites et d'évaluer si cette fréquence est essentiellement aléatoire, positive ou négative (Figure 38). Il semble y avoir peu de relations positives ou négatives entre les espèces. La plupart des relations sont



aléatoires. Il y a une relation négative entre les athérines prêtre (*Atherina persbyter*) et les petits individus de mugilidés identifiés à la famille (Mugilidae). La présence de l'un interfère sur la présence de l'autre et réciproquement. Il y a également une relation négative entre les gobies tachetés (*Pomatoschistus microps*) et les épinoches à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*). Il existe au contraire une relation positive entre le mulot doré (*Chelon auratus*), les épinoches à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*) et les athérines (*Atherina sp. : petits individus identifiés à l'espèce*). Il y a également une relation positive entre les athérines (*Atherina sp.*) et les mulets (Mugilidae : *petits individus identifiés à l'espèce*). Une étude des co-occurrences entre les espèces de poissons, de crustacés et de cténophores a aussi été effectuée avec les pêches de l'année 2021 notamment pour évaluer les potentielles relations entre l'espèce invasive de cténophore et les poissons ou encore entre les poissons et les crabes verts qui peuvent être prédateurs des petits poissons et les espèces benthiques comme les gobies. Aucune relation positive ou négative n'a été mise en évidence entre ces espèces.

### Species Co-occurrence Matrix

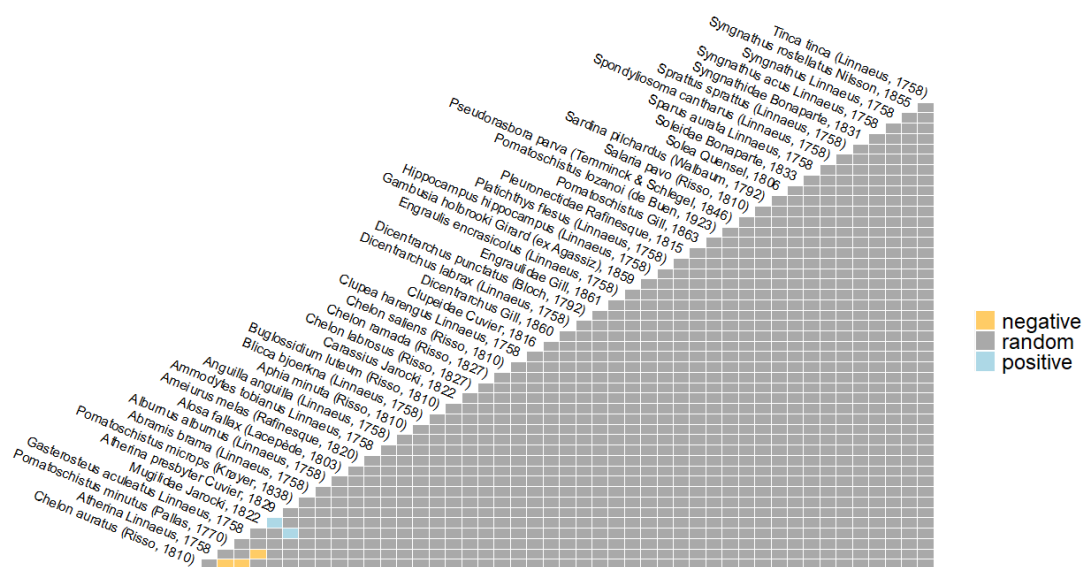


Figure 38 : Cooccurrence entre les taxons de poissons sur les pêches de 2017 à 2021.



### Éléments importants de cette section :

- Les 4 familles de poissons les plus abondantes
  - Mulets (Mugilidae)
  - Gobies (Gobiidae)
  - Bars (Moronidae)
  - Athérines (Atherinidae)
- Pas d'espèces estuariennes sur le site de Bellevue BH (RNNBH)
- Fortes proportions de bars en Seudre et sur l'île de Ré (Bossys)
- Peu d'athérines en Baie de l'Aiguillon et en Gironde
- Peu d'espèces diadromes sont pêchées sur les sites
- Peu d'espèces marines strictes sont pêchées sur les sites
- Peu d'espèces d'eau douce sont pêchées sur les sites
- Pas de co-occurrence entre les poissons et les cténophores et ou les crabes verts
- Relation négative entre les gobies tachetés et les épinoches
- Relation positive entre le mullet doré et les épinoches





### 3-2-1-3 Classification et comparaison inter-sites

La **classification ascendante hiérarchique** (Figure 39) rassemble les sites par année selon leur ressemblance en termes d'assemblage ichtyologique (décrit selon l'abondance par famille en CPUE). Pour obtenir la classification, il faut couper le dendrogramme à un certain degré de dissimilarité (pour créer des groupes de sites ayant des caractéristiques en commun). Une représentation graphique des sauts d'inertie de la CAH (Figure 40) permet de faire un choix du nombre de classes. Ce graphique permet de faire le choix de répartir les sites par année en **5 groupes** en choisissant le saut d'inertie le plus important. Cette classification montre que le site des Bossys en 2021 se distingue des tous les autres et que les assemblages ichtyologiques ne se distinguent pas de manière évidente selon les sites ou les contextes géographiques (estuaire, baie, etc).

- Un premier **groupe 1** est composé du site Arçay en 2017 et 2019, de deux sites en Seudre en 2019 (Marais de Brandelle et Pointe de l'Eguille), de deux sites en Seudre en 2021 (Marais de Brandelle et Chenal de Luzac) et du site à la réserve de la Casse de la Belle Henriette (Bellevue BH) en 2021.
- Le **groupe 2** regroupe tous les sites en Baie de l'Aiguillon en 2021 (Traize, Puyravault et Esnandes), un site à la pointe d'Arçay (Arçay) en 2021, un des sites en Gironde (Mortagne) sur les 3 années, le site à la réserve de la Casse de la Belle Henriette (Bellevue BH) en 2019 et le deuxième site de Gironde (Bonne Anse) en 2021.
- On trouve dans le **groupe 3** un des sites à Oléron (Bellevue Oléron) en 2017 et 2021, le deuxième site à Oléron (La Perrotine) la seule année où il y a eu une pêche sur ce site (2017), un site en Seudre (Pointe de l'Eguille) en 2021 et un site en Baie de l'Aiguillon (Traize) en 2017 et 2019.
- Le **groupe 4** est composé d'un seul site : le site sur l'île de Ré (les Bossys) la seule année où ont eu lieu des pêches (2021).
- Le **groupe 5** regroupe deux sites en Baie de l'Aiguillon (Esnandes et Puyravault) en 2017 et 2019.

Le test **ANOSIM** a été réalisé pour mesurer la significativité des différences entre ces groupes d'échantillons. Ce test permet de dire que la différence est significative entre les groupes créés précédemment (ANOSIM :  $R = 0.8719$  p-val = **0.001**). Les résultats du **bootstrap** (cf Annexe 13), permettent de valider la significativité des classes. Les valeurs de p-value sont majoritairement  $\geq 95$  et indiquent que les classes ont des différences qui sont significatives.





En 2021, les sites en Baie de l'Aiguillon semblent homogènes en termes de communautés ichtyologiques en 2021 comparés aux autres années. En effet, en 2021 ces sites sont dans le même groupe (Groupe 2) contrairement aux deux autres années. Les pêches sur Oléron (Bellevue Oléron en 2017 et 2021 et La Perrotine en 2017) sont également homogènes en termes d'assemblage puisqu'elles se trouvent dans le même groupe (Groupe 3). C'est également le cas pour les sites en Gironde (Mortagne les trois années et Bonne Anse la seule année où il y a eu 3 pêches). Les sites en Seudre se trouvent presque tous dans le même groupe (Groupe 1). Seul le site de la Pointe de l'Eguille en 2021 est présent dans un autre groupe (Groupe 3). La ressemblance des sites en termes de communautés ichtyologiques est donc peut-être liée à leur proximité et à leur situation géographique. Il est intéressant de noter la similarité des sites en Baie de l'Aiguillon en 2021 et de ceux en Gironde malgré leur distance géographique.

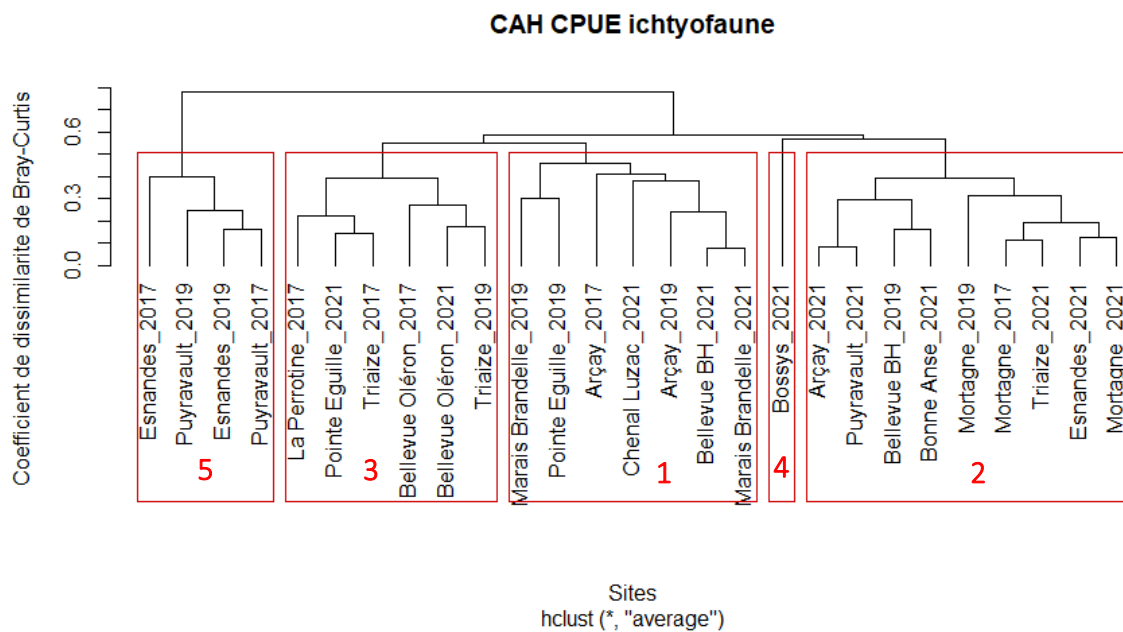


Figure 39 : Classification Ascendante hiérarchique (CAH) réalisée avec les CPUE/h par espèce pour chaque site avec le coefficient de dissimilarité Bray-Curtis

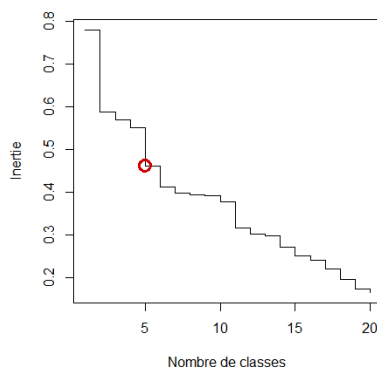


Figure 40 : Représentation graphique des sauts d’inertie de la CAH permettant de faire un choix du nombre de classes.

La contribution des différentes familles à la dissimilarité intergroupe a été évaluée à l’aide de la routine **SIMPER** (cf Annexe 14 et Annexe 15). Une représentation graphique (Figure 41) permet de caractériser les groupes par les descripteurs utilisés pour le groupement (abondances par familles).

- Dans le **groupe 1** se trouve notamment les sites en Seudre (sauf le site Pointe de l’Eguille en 2019). Ce groupe est caractérisé par de fortes abondances d’athérines (Atherinidae) et de bars (Moronidae). On note également une abondance globalement plus faible de mulets (Mugilidae) et de gobies (Gobiidae).
- Le **groupe 2**, composé notamment de tous les sites en Baie de l’Aiguillon en 2021 et par tous les sites en Gironde, est caractérisé par une forte abondance de mulets (Mugilidae) et de gobies (Gobiidae). On y retrouve moins de bars (Moronidae) et d’athérines (Atherinidae) que pour les autres groupes. Ce groupe semble également se caractériser par la présence d’épinoches (Gasterosteidae).
- Dans le **groupe 3** se trouvent les deux sites à Oléron (Bellevue Oléron et La Perrotine). Il est caractérisé par une abondance générale plus faible. La famille la plus présente dans ce groupe est la famille des gobies (Gobiidae) contrairement aux autres sites.
- Le **groupe 4** est composé du site sur l’île de Ré (Les Bossys) et est caractérisé par une très forte abondance. Les deux familles les plus abondantes sur ce site sont les athérines (Atherinidae) et les bars (Moronidae).
- Le **groupe 5**, composé de deux sites en Baie de l’Aiguillon (Puyravault et Esnandes) en 2017 et 2019, est caractérisé par une abondance de mulets (Mugilidae) très importante et par très peu d’athérines (Atherinidae). Les deux années de pêches réalisées sur le site de la Casse de la Belle



Henriette (Bellevue BH) ne sont pas dans le même groupe ce qui veut dire qu'il y a une différence communauté entre les deux années.

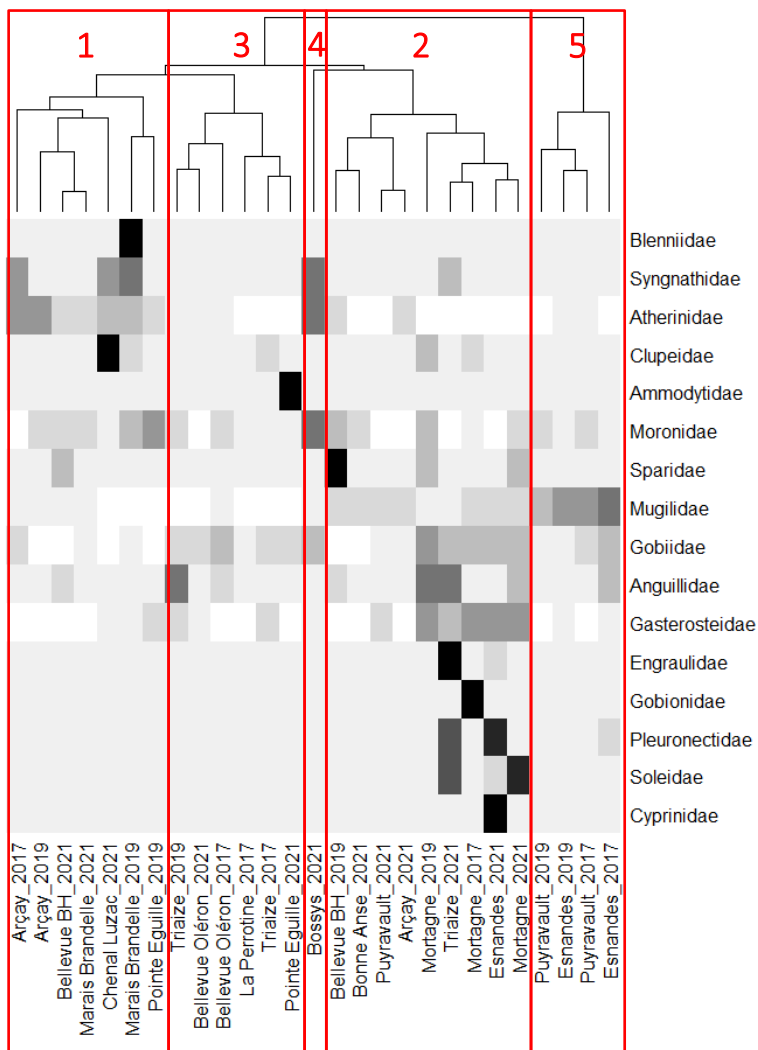


Figure 41 : Contribution des familles de poisson à la dissimilarité entre les sites en 2021



### Éléments importants de cette section :

- Tous les sites en Seudre (sauf La pointe de l'Eguille en 2019) :
  - + Athérines et bars
  - - Mulets et gobies
- Tous les sites en Baie de l'Aiguillon en 2021 et en Gironde :
  - + Mulets, gobies et épinoches
  - - Athérines et bars
- Tous les sites à Oléron :
  - - Abondance globale faible
  - + Gobies
- Le site de l'île de Ré :
  - + Abondance globale forte
  - ++ Bars et athérines
- Deux sites en Baie de l'Aiguillon en 2017 et 2019 :
  - + Abondance globale forte
  - ++ Mulets
  - - Athérines





### 3-2-2 Crustacés

Les crustacés sont pris en compte dans les pêches de façon homogène sur tous les sites seulement en 2021. Les données sur les crustacés de 2017 et 2019 ne sont donc pas analysées. L'abondance de crustacés était très importante sur un site en Gironde (**Mortagne**) en 2021 sur les 3 mois de pêche (Figure 42). Sur le site de l'île de Ré (**les Bossys**) et sur un site en Baie de l'Aiguillon (**Arçay**), l'abondance de crustacés est plus importante en juillet qu'en mai et qu'en septembre. Cet écart important sur le site des Bossys est peut-être dû au fait que les pêches ont été réalisées par une structure différente en juillet. La pêche de juillet a été réalisée par la LPO et celles de mai et septembre par le laboratoire LIENSs (UMRi 7266 La Rochelle Université – CNRS). Le même protocole a été utilisé pour les trois pêches mais peut-être qu'une différence de méthodes pourrait expliquer en partie cette variation d'abondance de crustacés entre la pêche de juillet et les autres pêches.

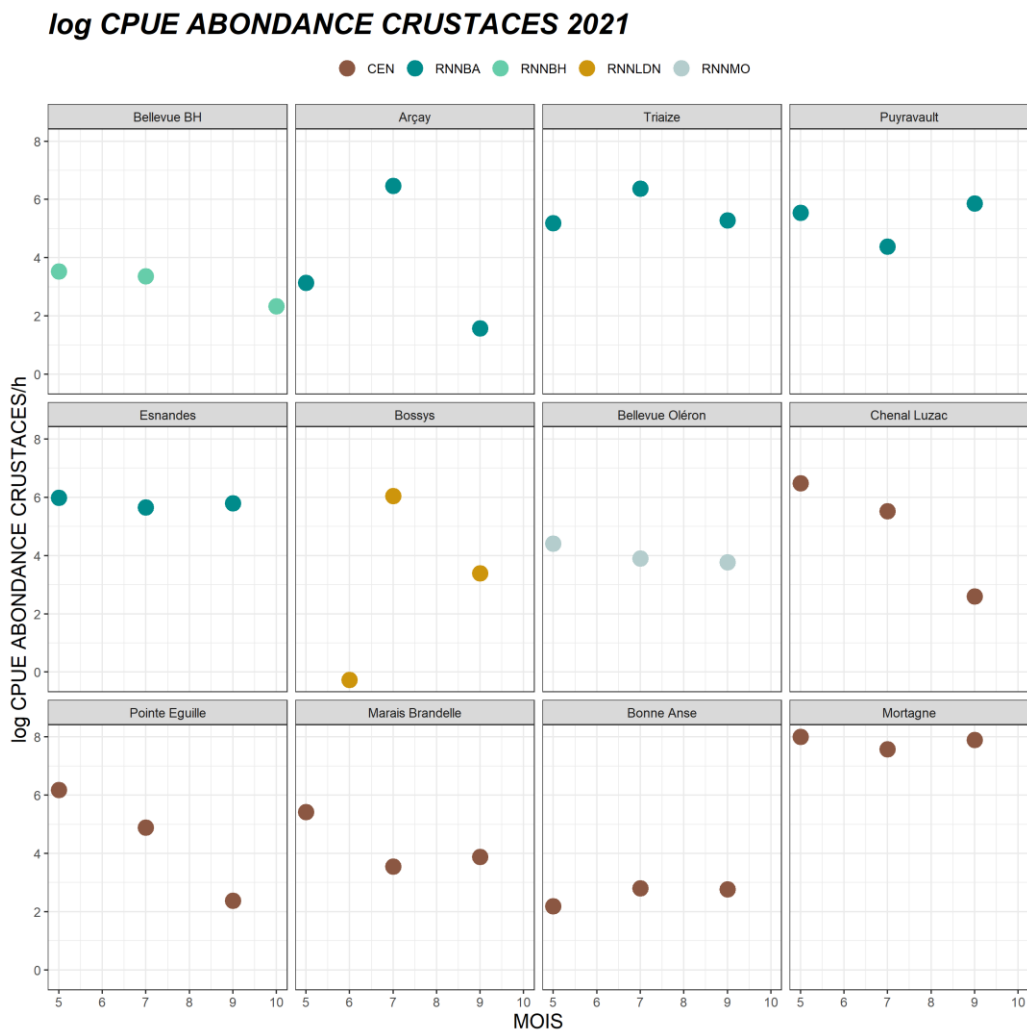


Figure 42 : Comparaison des logs de CPUE de crustacés par pêche entre les sites par mois en 2021 (Graphique non logé en annexe : Annexe 16).



Il existe une **variation mensuelle des effectifs de crustacés (CPUE)** qui n'est pas identique à tous les sites. En 2021 pour tous les sites, les variations des abondances entre les mois ne sont pas significatives (Tableau 12). Pour la plupart des sites, l'abondance de crustacés baisse entre mai et septembre. Il y a une augmentation de l'abondance de crustacés entre mai et septembre sur quelques sites mais avec un coefficient de détermination ( $R^2$ ) en général beaucoup moins important que pour les sites où il y a une diminution. Cela signifie que la droite de régression s'ajuste mal avec l'ensemble des points donnés. On observe une augmentation de l'abondance de crustacés sur deux sites en Baie de l'Aiguillon (**Triaize** et **Puyravault**), le site de l'île de Ré (**les Bossys**) et un site à l'embouchure de la Gironde (**Bonne Anse**). Cette augmentation n'est également pas significative.

Tableau 12 : Test de régression linéaire sur les logs d'abondance de crustacés (CPUE) entre 3 mois de pêche en 2021. (Vert = pente positive ou nulle, Orange = pente négative, en gras = les évolutions significatives).

Sites	Test régression linéaire CPUE abondance (entre les 3 mois de pêche)		
	2021		
	Pente	R <sup>2</sup>	p-value
Bellevue BH	-0,0092	0,8906	0,2146
Arçay	-0,0092	0,8906	0,2146
Triaize	0,0012	0,0108	0,9338
Puyravault	0,0023	0,0307	0,8879
Esnandes	-0,0017	0,3525	0,5953
Bossys	0,0231	0,1132	0,7815
Bellevue Oléron	-0,0067	0,9560	0,1345
Chenal Luzac	-0,0325	0,9132	0,1903
Pointe Eguille	-0,0323	0,9707	0,1094
Marais Brandelle	-0,0147	0,7436	0,3380
Bonne Anse	0,0044	0,7365	0,3432
Mortagne	-0,0015	0,1166	0,7782

En 2021, le taxon de crustacés le plus fréquent sur les pêches est les **carcinidés** (Tableau 13). Les crabes verts (*Carcinus maenas*) sont présents dans **94%** des pêches (Tableau 14). Les **palaémonidés** (principalement les crevettes bouquet des marais : *Palaemon varians*), les **crangonidés** (la crevette grise : *Crangon crangon*) et les **sphaeromes** (principalement le sphaerome du schorre *Lekanesphaera rugicauda*) sont présents respectivement dans **94**, **67** et **58%** des pêches en 2021.



Tableau 13 : Fréquence d'occurrence des crustacés en 2021 (% des pêches en 2021 ou l'on retrouve la famille). FO = Fréquence d'occurrence ( $F \leq 10\%$  : espèce accidentelle,  $10\% < F \leq 25\%$  : espèce rare,  $25\% < F \leq 50\%$  : espèce occasionnelle,  $50\% < F \leq 75\%$  : espèce commune,  $F \geq 75\%$  : espèce fréquente).

Familles	FO	FOclasses
Carcinidae	94	Fréquente
Palaemonidae	94	Fréquente
Crangonidae	67	Commune
Sphaeromatidae	58	Commune
Mysidae	28	Occasionnelle
Varunidae	25	Occasionnelle
Corophiidae	8	Accidentelle
Gammaridae	8	Accidentelle
Amphipoda	6	Accidentelle
Photidae	6	Accidentelle
Anilocra	3	Accidentelle
Cambaridae	3	Accidentelle
Hyperidae	3	Accidentelle
Idoteidae	3	Accidentelle
Pinnotheridae	3	Accidentelle
Porcellionidae	3	Accidentelle
Talitridae	3	Accidentelle
Upogebiidae	3	Accidentelle

Tableau 14 : Moyenne des CPUE par taxons de crustacés de toutes les pêches en 2021, écart-type, Fréquence d'occurrence (% des pêches en 2021 ou l'on retrouve l'espèce). FO = Fréquence d'occurrence ( $F \leq 10\%$  : espèce accidentelle,  $10\% < F \leq 25\%$  : espèce rare,  $25\% < F \leq 50\%$  : espèce occasionnelle,  $50\% < F \leq 75\%$  : espèce commune,  $F \geq 75\%$  : espèce fréquente). CPUE = Capture par Unité d'Effort. sd = Ecart-type de la moyenne des CPUE.

Familles	Espèces	Nom vernaculaire	CPUE	sd	FO	FOclasses
Carcinidae	<i>Carcinus maenas</i>	Crabe vert	13,64	16,79	94	Fréquente
Palaemonidae	<i>Palaemon varians</i>	Bouquet atlantique	133,02	187,05	86	Fréquente
Crangonidae	<i>Crangon crangon</i>	Crevette grise	10,77	27,89	67	Commune
Sphaeromatidae	<i>Lekanesphaera rugicauda</i>	Sphaerome du schorre	79,93	300,36	47	Occasionnelle
Mysidae	<i>Neomysis integer</i>	<i>Neomysis integer</i>	44,21	181,15	28	Occasionnelle
Varunidae	<i>Hemigrapsus takanoi</i>	Crabe à pinceaux	0,20	0,47	22	Rare
Sphaeromatidae	<i>Sphaeromatidae</i>	Sphaeromatidae	4,91	28,69	19	Rare
Mysidae	<i>Mesopodopsis slabberi</i>	<i>Mesopodopsis slabberi</i>	69,72	283,20	11	Rare
Palaemonidae	<i>Palaemon serratus</i>	Bouquet commun	0,26	1,35	11	Rare
Corophiidae	<i>Corophium</i>	Corophium	0,10	0,45	8	Accidentelle
Gammaridae	<i>Gammaridae</i>	Gammare	0,30	1,59	8	Accidentelle
Palaemonidae	<i>Palaemon elegans</i>	Crevette rose	0,29	1,59	8	Accidentelle
Palaemonidae	<i>Palaemon longirostris</i>	Crevette blanche	0,04	0,15	8	Accidentelle
Amphipoda	<i>Amphipoda</i>	Amphipode	0,02	0,07	6	Accidentelle
Mysidae	<i>Mysidae</i>	Mysidae	11,08	66,30	6	Accidentelle
Palaemonidae	<i>Palaemonidae</i>	Palaemonidae	7,60	40,81	6	Accidentelle
Photidae	<i>Photis reinhardi</i>	<i>Photis reinhardi</i>	0,03	0,12	6	Accidentelle
Mysidae	<i>Acanthomysis</i>	Acanthomysis	0,60	3,60	3	Accidentelle
Anilocra	<i>Anilocra</i>	Anilocre	0,01	0,05	3	Accidentelle
Varunidae	<i>Eriocheir sinensis</i>	Crabe chinois	0,01	0,07	3	Accidentelle
Cambaridae	<i>Faxonius juvenilis</i>	<i>Faxonius juvenilis</i>	0,01	0,05	3	Accidentelle
Gammaridae	<i>Gammarus zaddachi</i>	<i>Gammarus zaddachi</i>	0,01	0,04	3	Accidentelle
Hyperidae	<i>Hyperia galba</i>	<i>Hyperia galba</i>	0,02	0,09	3	Accidentelle
Idoteidae	<i>Idoteidae</i>	Idoteidae	0,05	0,30	3	Accidentelle
Talitridae	<i>Orchestia</i>	Orchestia	0,05	0,31	3	Accidentelle
Pinnotheridae	<i>Pinnotheres pisum</i>	Crabe de l'huître	0,03	0,16	3	Accidentelle
Porcellionidae	<i>Porcellio</i>	Cloporte	0,01	0,08	3	Accidentelle
Upogebiidae	<i>Upogebia stellata</i>	Crevette étoilée	0,00	0,02	3	Accidentelle



Très peu d'espèces de crustacés sont pêchées sur le site dans la réserve de la Casse de la Belle Henriette (**Bellevue BH**) (Tableau 15). Seulement trois espèces y ont été retrouvées (le crabe vert, le bouquet atlantique et le bouquet commun). Sur les autres sites, on retrouve entre 5 et 9 espèces de crustacés sur les trois pêches. Sur un site en Gironde (**Mortagne**) on retrouve sur toutes les pêches et en très grand nombre les deux espèces de mysidae (*Neomysis integer* et *Mesopodopsis slabberi*).

**Tableau 15 : Fréquence d'occurrence de chaque famille de poisson par site en 2021.** (Vert = taxon présent sur les 3 pêches, bleu = taxon présent 2 pêche sur 3, jaune = taxon présent 1 pêche sur 3).

Taxons	Bellevue BH	Arçay	Traize	Puyravault	Esnandes	Bossys	Bellevue Orléron	Chenal de Luzac	Pointe de l'Eguille	Marais de Brandelle	Bonne Anse	Mortagne
Crabe vert	Vert											
Bouquet atlantique	Vert											
Crevette grise		Bleu										
Sphaerome du schorre												
<i>Neomysis integer</i>		Jaune										
Crabe à pinceaux												
Sphaeromatidae												
<i>Mesopodopsis slabberi</i>												
Bouquet commun	Bleu											
Corophium												
Gammarus												
Crevette rose												
Crevette blanche												
Amphipode												
Mysidae												
Palaemonidae												
<i>Photis reinhardi</i>												
<i>Acanthomysis</i>												
Anilocre												
Crabe chinois												
<i>Faxonius juvenilis</i>												
<i>Gammarus zaddachi</i>												
<i>Hyperia galba</i>												
Idoteidae												
Orchestia												
Crabe de l'huître												
Cloporte		Jaune										
Crevette étoilée												





### 3-2-3 Cténophores

On retrouve une abondance (CPUE) très élevée de cténophores au mois de juillet sur un des sites en Baie de l’Aiguillon à **Triaise** (plus de 200 ind/h) (Figure 43). Des cténophores sont également pêchés en septembre sur deux autres sites en Baie de l’Aiguillon à **Arçay** et **Puyravault** et un site en Gironde (**Mortagne**). Sur ces sites, ils arrivent ponctuellement et ne sont pas présents à chaque pêche. Des cténophores ont également été pêchés en Seudre sur les sites du **Chenal de Luzac**, du **Marais de Brandelle** et de la **Pointe de l’Eguille**. En Seudre, les cténophores sont présents dans les filets lors des trois pêches. L’abondance semble régulière sur ces trois sites sauf en mai sur le site de la Pointe de l’Eguille.

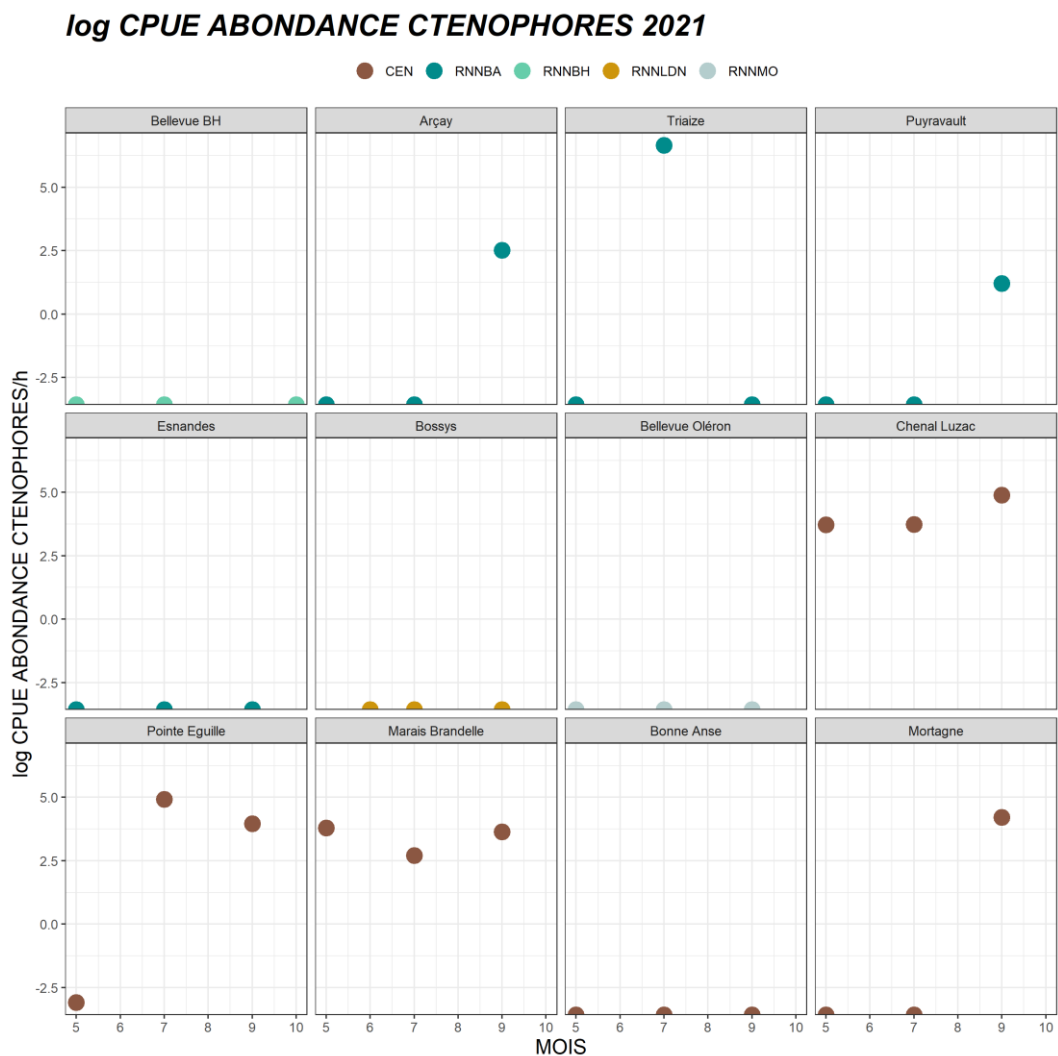


Figure 43 : Comparaison des logs de CPUE de cténophores par pêche entre les sites par mois en 2021 (Graphique non logé en annexe : Annexe 17).



En Seudre, l'abondance de cténophore (CPUE) semble augmenter linéairement entre mai et septembre pour les deux sites situés à l'embouchure mais de manière non significative (valeurs fortes des p-value) (Tableau 16). Alors que pour le site de la Pointe du l'Eguille qui se situe plus en amont du fleuve, l'abondance diminue dans le temps mais également de façon non-significative.

Tableau 16 : Test de régression linéaire sur les logs d'abondance de cténophores (CPUE) entre 3 mois de pêche en 2021. (Vert= pente positive ou nulle, Orange = pente négative, en gras = les évolutions significatives).

Sites	Test régression linéaire CPUE abondance (entre les 3 mois de pêche)		
	2021		
	Pente	R <sup>2</sup>	p-value
Chenal Luzac	0,0098	0,7425	0,3388
Pointe Eguille	-0,0028	0,0796	0,8180
Marais Brandelle	0,0592	0,6389	0,4104



### 3-2-4 Zooplancton

L'abondance en **proies potentielles capturées par le filet à plancton** évolue au cours de la saison de pêche (Figure 44). Les copépodes et les mysidés influencent de manière importante les tendances. Sur le site à la Faute-sur-Mer (**Bellevue BH**) la communauté est dominée par les gastéropodes contrairement aux autres sites. Sur les site d'**Arçay** et de la Baie de l'Aiguillon, il semble y avoir de fortes abondances de copépodes. On retrouve également des ostracodes et des isopodes. Sur le site sur l'île de Ré (**Les Bossys**) en juillet l'abondance en zooplancton est faible. Ce sont majoritairement des copépodes. En mai et en septembre, c'est le LIENSs qui a réalisé les pêches il n'y a pas eu de prélèvement de zooplancton. Sur le site à Oléron (**Bellevue Oléron**) et sur les sites en Seudre et en Gironde, le prélèvement de zooplancton n'a pas été effectué en mai parce que le matériel de prélèvement n'était pas disponible sur ces sites. Sur le site Bellevue Oléron, le zooplancton est également dominé par les copépodes. Sur les sites en Seudre, on retrouve aussi de fortes proportions de copépodes, mais également des larves de crabes sur le **Chenal de Luzac** et des tuniciers dans le **Marais de Brandelle**. Sur les sites en Gironde, une abondance très importante en mysidés est retrouvée en juillet. Ces premiers résultats permettent de dresser un premier inventaire taxons apportés par la marée, susceptibles de constituer des proies pour les carnivores comme le bar européen.

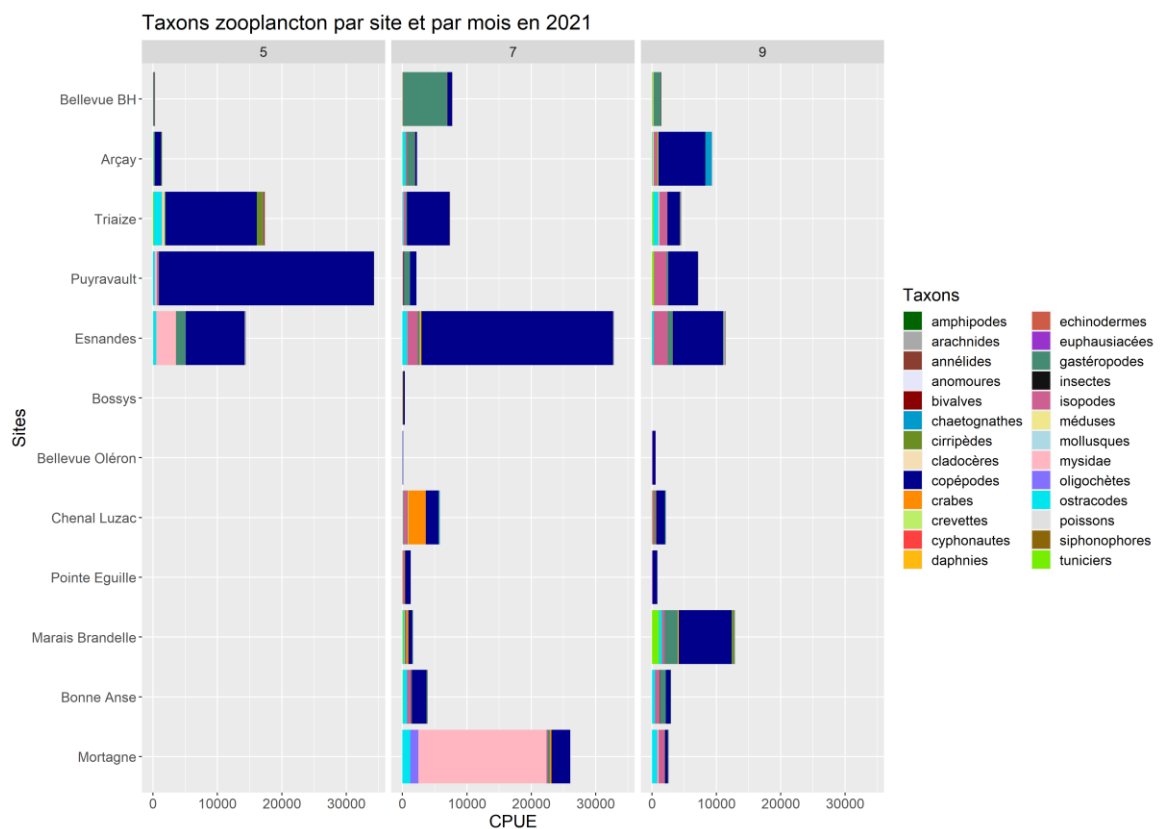


Figure 44 : CPUE des taxons de méso-zooplancton par site et par mois en 2021



### Eléments importants de cette section :

#### → Crustacés

- Fortes abondances sur le site **Mortagne**
- Abondances baissent entre mai et septembre pour la plupart des sites sauf pour deux sites en Baie de l'Aiguillon (Triaize et Puyravault), le site sur l'île de Ré (Bossys) et Bonne Anse en Gironde.
- Taxons les plus communs sont :
  - Les **carcinidés**
  - Les **palaemonidés**
  - Les **crangonidés**
  - Les **sphaeromatidés**

#### → Cténophores

- Abondances élevées ponctuellement sur un seul mois (juillet ou septembre) sur les sites Arçay, Triaize et Puyravault
- Présence tous les mois sur tous les sites en Seudre

#### → Zooplancton

- Majoritairement des **copépodes**
- **Gastéropodes** sur le site Bellevue BH
- **Larves de crabes** sur le Chenal de Luzac
- Beaucoup de **mysidés** en juillet sur le site Mortagne





### 3-3 Etudes des facteurs déterminants les assemblages ichthyologiques

#### 3-3-1 Caractérisation des sites

Nos données mettent en évidence une variation de la **température de l'eau** au cours de la saison avec des valeurs maximales atteintes au cours de l'été (Figure 45). La température semble stable au cours des pêches pour tous les sites. Les valeurs minimales de température sont comprises entre 10 et 15°C. Les valeurs maximales sont comprises entre 25 et 30°C. Sur les sites de la RNNBA, c'est au mois de septembre que la température de l'eau est la plus élevée en 2021. Pour les sites en Seudre et en Gironde c'est au mois de juillet.

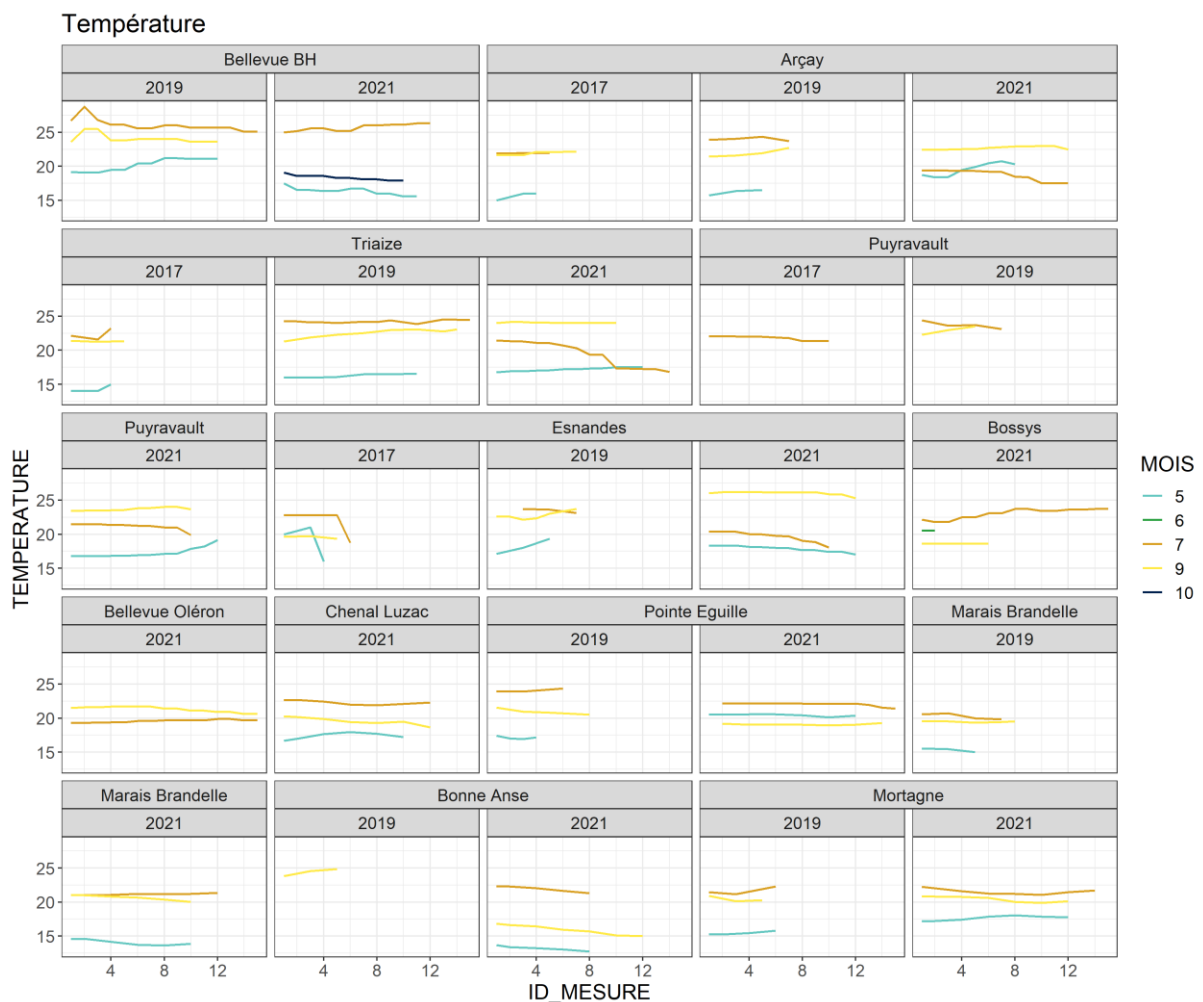


Figure 45 : Evolution des températures par mois par site en 2017, 2019 et 2021 (ID\_Mesure = numéro de la relève des filets).



Le pré salé est le réceptacle de flux marin (flot) et d'eau douce (précipitation, fleuve avec l'exemple de la Gironde et autres petits affluents). Ces flux ont un impact sur la **salinité** des eaux dans les prés salés. On observe une variation de la salinité dans les chenaux au cours des pêches avec des valeurs maximales atteintes à marée haute (Figure 46) (ID\_MESURE 1 = Première mesure au début des pêches). Sur certains sites on observe une chute de la salinité au cours de la pêche notamment sur les sites de la Baie de l'Aiguillon et sur le site à l'embouchure de la Gironde : Bonne Anse (une dessalure qui se répète d'année en année), en lien avec le retrait de la mer. Sur le site en Gironde (Mortagne), la salinité est plus faible que sur les autres sites. Bonne Anse se trouve à l'embouchure de la Gironde mais sa salinité est plus élevée que sur le site de Mortagne. La salinité à la pointe de l'Eguille, en Seudre, est également plus faible qu'aux sites à l'embouchure de la Seudre : Marais de Brandelle et Chenal de Luzac.

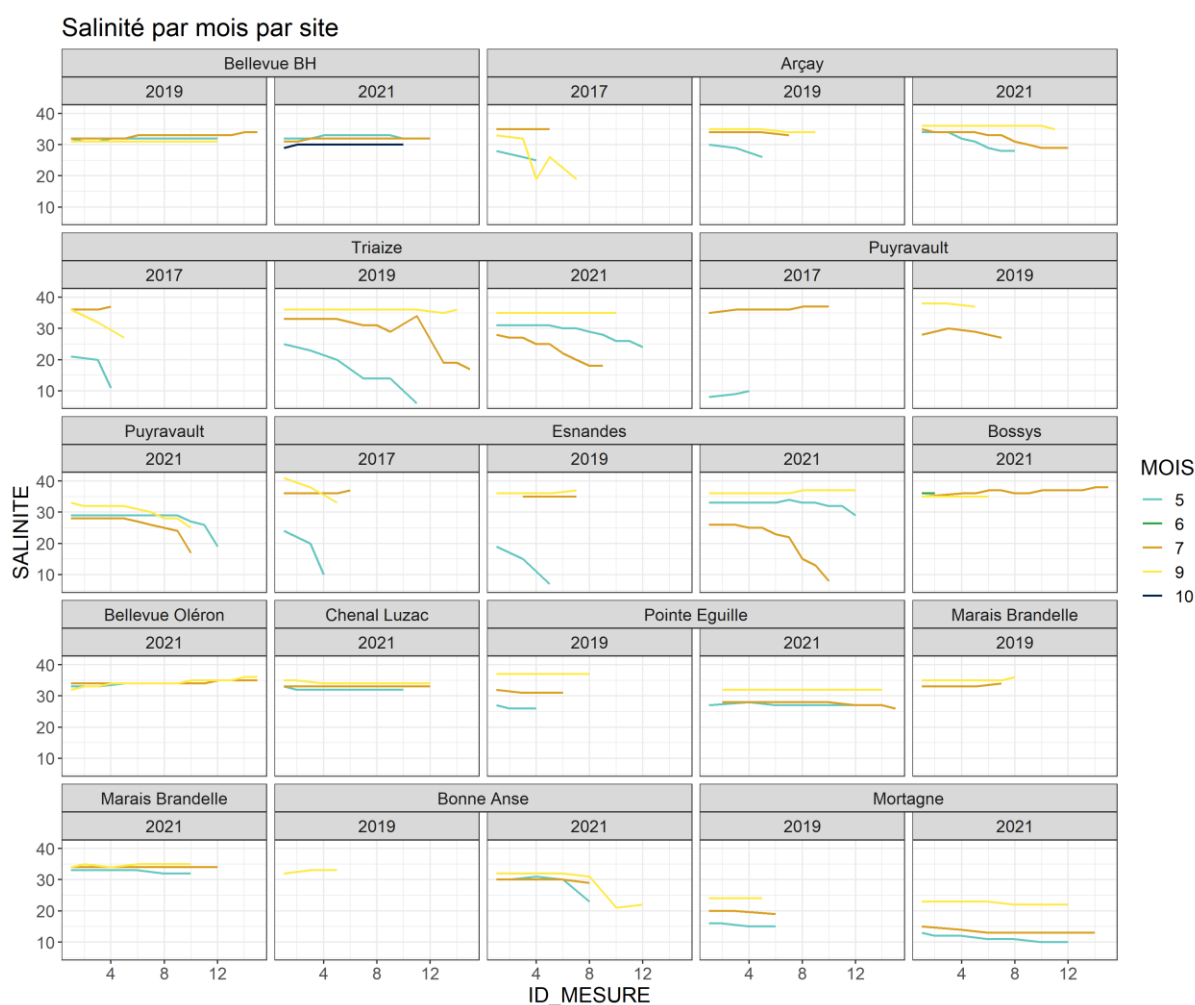


Figure 46 : Evolution des salinités par mois par site en 2017, 2019 et 2021 (ID\_Mesure = numéro de la relève des filets).



L'ACP ci-dessous nous permet de caractériser les sites de pêche en fonctions des variables numériques physiques (surface du chenal échantillonné, temps de submersion, etc) (Figure 47 et Figure 48). Les variables biologiques ne sont pas étudiées dans cette analyse. Les deux graphiques peuvent théoriquement se superposer.

- Le site de **Bellevue BH** à la réserve de la Casse de la Belle Henriette ne semble pas caractérisé par un facteur en particulier (Figure 47 et Figure 48).
- Les pêches en Baie de l'Aiguillon (**Arçay, Triaize, Puyravault et Esnandes**) sont caractérisées par un faible temps de submersion (Temps ou la végétation des prés salés est immergée durant le mois précédant la pêche). La distance de pré salé à la slikke en Baie de l'Aiguillon est plus importante sur les sites de Triaize et Esnandes que pour les sites d'Arçay et de Puyravault.
- Le site sur l'île de Ré (les **Bossys**) se caractérise quant à lui par un temps de submersion important. La salinité lors des débuts de pêches y était également élevée. La surface de chenal échantillonné ainsi que la largeur de l'entrée du chenal sont aussi importantes sur ce site.
- Le site **Bellevue Oléron** sur Oléron est caractérisé par un temps de submersion important.
- En Seudre, les sites de pêches (**Marais de Brandelle, Chenal de Luzac et Pointe de l'Eguille**) sont caractérisés par une faible distance des prés salés à la slikke et par une surface du chenal échantillonné (surface en m<sup>2</sup> du chenal amont du site de pêche) peu importante. Le temps de submersion sur ces sites est important sauf sur le site du Chenal de Luzac.
- Le site de **Bonne Anse** en Gironde ne semble pas caractérisé par un facteur en particulier. Le site de **Mortagne** situé en Gironde est caractérisé par une surface de chenal échantillonné importante (Figure 47 et Figure 48). Le temps de submersion (Temps ou la végétation des prés salés est immergée) est aussi important sur ce site. Il est également caractérisé par une salinité faible et une largeur de l'entrée de son chenal peu importante.

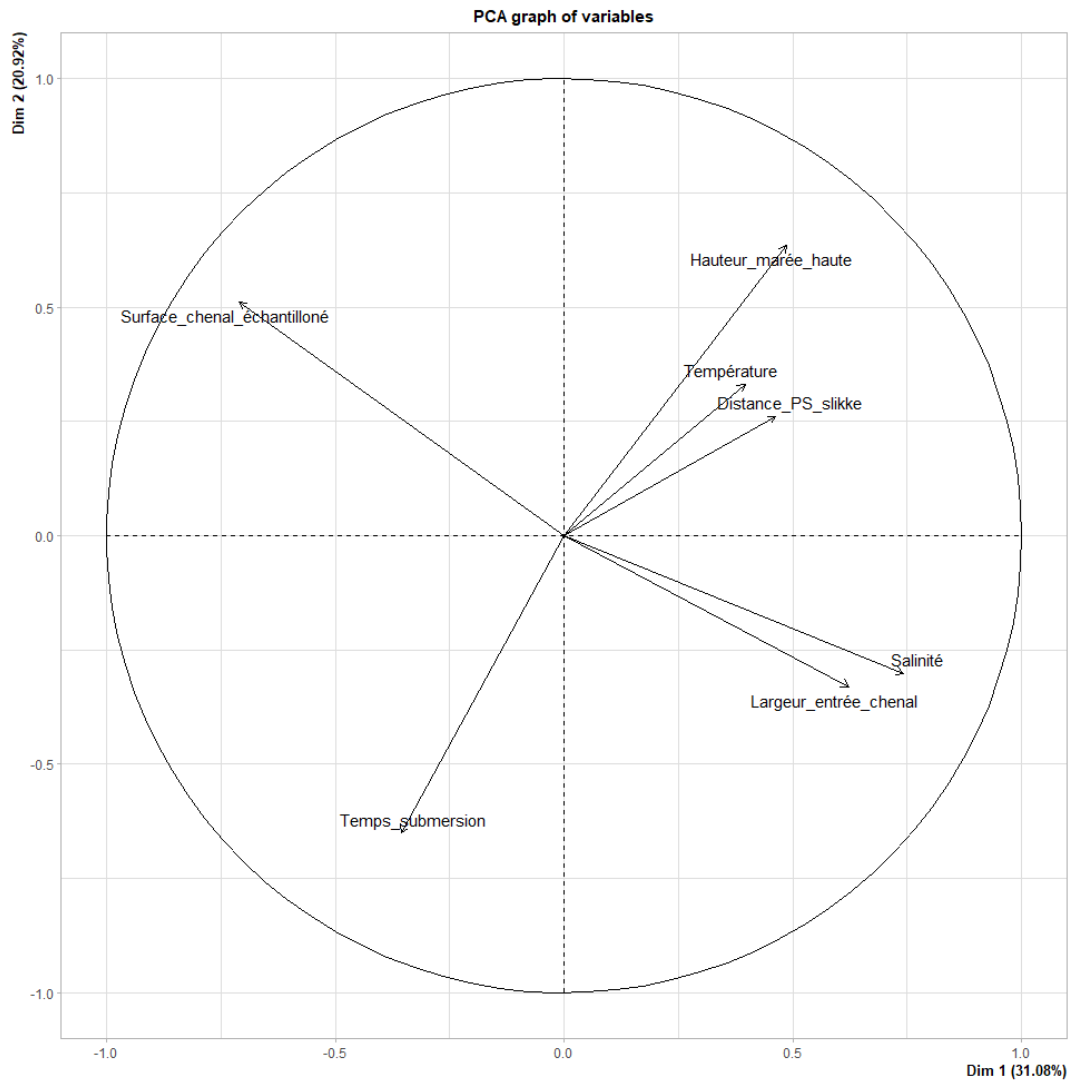


Figure 47 : ACP facteurs numériques pouvant avoir un impact sur les assemblages ichtyologiques (graphique des variables quantitatives)



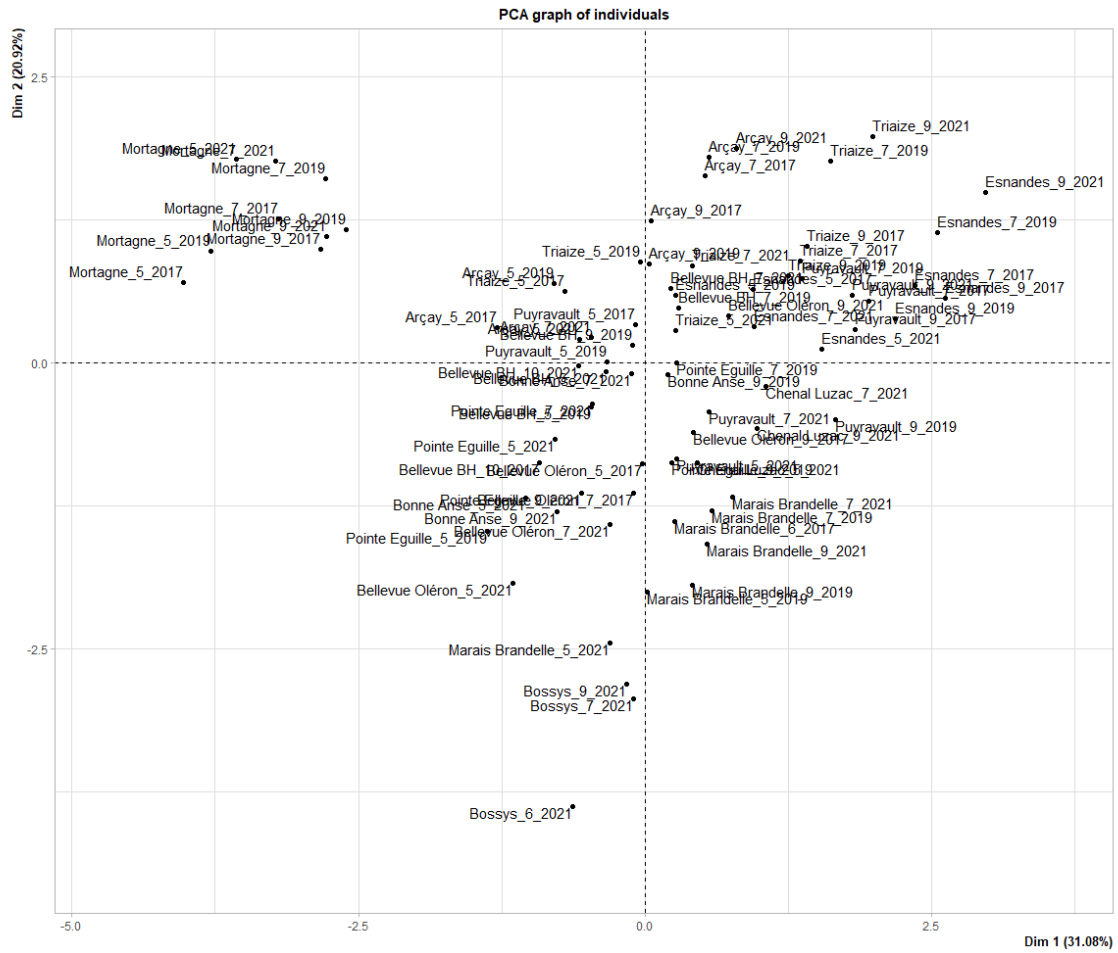


Figure 48 : ACP facteurs numériques pouvant avoir un impact sur les assemblages ichtyologiques (graphique des individus).



### 3-3-2 Les hypothèses de l'impact des facteurs sur les communautés ichthyologiques

Des **hypothèses** sur l'impact des différents facteurs sur les assemblages ichthyologiques sont posées à l'aide des observations terrain et de la bibliographie :

- Des **variations annuelles et mensuelles** de la richesse et de l'abondance sont attendues, en lien avec les cycles biologiques des espèces pêchées (arrivées des juvéniles, départ de certaines cohortes au large) sur l'ensemble des sites.
- Il est supposé que les différences de **coefficient de marée** et de **hauteur de marée haute** au moment des pêches aient un impact sur la richesse spécifique et l'abondance. Avec l'augmentation du coefficient de marée, il est attendu que davantage de poissons soient transportés dans les chenaux et donc que les CPUE et la richesse spécifique augmentent en conséquence.
- Le fait que les **coefficients** soient **en cours d'augmentation ou de diminution** (coefficient montant ou descendant) peut également avoir un impact sur les assemblages de poissons. Lorsque les coefficients sont en cours d'augmentation, il est attendu que davantage de poissons se déplacent avec les masses d'eau vers les chenaux et donc que les CPUE et la richesse spécifique augmentent. Les **poissons de petite taille colonisent les prés salés de manière passive. Ils y sont entraînés par le courant de marée.** Avec l'augmentation du coefficient de marée, il est possible que davantage d'individus soient entraînés par le courant.
- Selon leur situation géographique et de leur distance à la slikke, les prés salés ne sont pas inondés durant les mêmes durées. Les volumes d'eau qui entrent dans les prés salés ne sont donc pas les mêmes pour tous les sites. Lorsque les **temps de submersion** des prés salés sont importants on s'attend donc à ce que les zones soient plus préférentiellement fréquentées par les poissons. On peut penser que davantage de poissons soient transportés dans les chenaux et que les CPUE et la richesse spécifique augmentent en conséquence.
- Certains sites de pêche sont situés dans des estuaires et abritent des espèces appartenant à différentes guildes écologiques et présentant différentes tolérances aux variations de salinité. Il est donc probable que le cortège de poissons dépendent des conditions de **salinité**. Lorsque la salinité diminue, on s'attend à observer des espèces amphihalines en plus des espèces appartenant à des guildes marines, entraînant une augmentation de la richesse spécifique. On s'attend également à observer des abondances plus importantes parce que les milieux avec de fortes variations de salinité (comme les estuaires) sont caractérisés par de fortes abondances. On s'attend donc à obtenir un résultat similaire plus la **distance à l'embouchure de l'estuaire** est faible. La **situation géographique** des sites (si c'est un site présent dans un estuaire, sur un site



côtier ou sur une île) doit également avoir une influence sur la composition des assemblages ichthyologiques.

- Des **variations de l'application du protocole sur le terrain** peuvent potentiellement avoir un impact sur le bilan des pêches. Il est supposé que la **durée de la pêche** et le **nombre de relèves des filets de pêche** aient également un impact sur la richesse spécifique. Plus la pêche dure longtemps et plus le nombre d'espèces pêchées peut être important. Certaines pêches commencent le matin et d'autres l'après-midi ou le soir, **le moment où débute la pêche** a peut-être un impact sur la richesse spécifique. En effet certaines espèces peuvent préférer se nourrir à certains moments de la journée comme par exemple l'anguille européenne que l'on retrouve généralement en plus grand nombre la nuit. On s'attend donc à avoir une richesse spécifique plus importante pour les pêches du matin qui commencent généralement la nuit.
- Des ouvrages **ouverts vers des bassins** (qui ne se vident pas lors du jusant) sont présents sur certains sites. Ces bassins permettent l'apport de nutriments grâce aux volumes d'eau douce qui peuvent rejoindre les bassins lors du jusant (marée descendante). Des proies provenant des bassins ouverts par un ouvrage peuvent être disponibles et favoriser la présence de l'ichtyofaune sur ces sites. Il est donc possible que ces bassins aient un impact sur la richesse spécifique et l'abondance. La présence de bassins peut représenter un attrait pour les poissons en raison du stock de proies qui peut y être important. Il est attendu que davantage de poissons soient présents dans ces chenaux et donc que les abondances et la richesse spécifique soient plus élevées.
- La **présence d'herbier de zostères ou de tables ostréicoles au large** des sites peuvent constituer une zone refuge et de disponibilité de nourriture pour les poissons à marée basse. Il est donc attendu qu'il y est plus de poissons et plus d'espèces lorsque ces habitats sont présents au large des sites. Le volume d'eau qui arrive quotidiennement dans les prés salés est différent selon les sites.
- Un site en Baie de l'Aiguillon (Puyravault) est fauché régulièrement contrairement aux autres sites. Certaines études montrent que la fonction de nourricerie des prés salés semble impactée **par la perturbation de l'habitat et par les modifications de la végétation dominante à la suite de la gestion** (Joyeux et al., 2017; Lafaille et al., 2005; Parlier, 2006). On s'attend donc à avoir une abondance moins importante sur ce site fauché.
- La surface de bassin versant (km<sup>2</sup>), la surface d'estuaire à marée haute (km<sup>2</sup>), la longueur d'estuaire (km) et la largeur d'embouchure (km) exercent une influence majeure sur la présence et l'étendue des écotones dans les estuaires (Elliott & Whitfield, 2011). On peut se demander si ces paramètres pour les chenaux des prés salés influencent également la richesse



et l'abondance de poissons. Les sites de pêche diffèrent en termes de **surface de pré salé et du chenal échantillonné** ou encore de **largeur de l'entrée du chenal**. Les surfaces de chenal échantillonné les plus importantes sont sur les sites de Mortagne (CEN), d'Arçay (RNNBA) et des Bossys (RNNLDN). Il est donc attendu que davantage d'individus y soient concentrés par le courant de marée et donc que les CPUE et la richesse spécifique y soit plus élevée que sur les autres sites.

- La **distance du site ou du pré salé à la slikke** est différent pour tous les sites. Sur les sites avec des distances à la slikke importantes, les poissons ont une plus longue distance à parcourir entre la marée basse et la marée haute pour aller se nourrir. Lorsque la distance augmente, on s'attend à observer une abondance moins importante.

### 3-3-3 Les modèles (GLM)

Un travail de sélection des variables a été effectué afin d'éviter d'inclure des variables colinéaires dans l'analyse. La salinité et la température sont deux paramètres corrélés au mois (valeurs de corrélation 0,3 et 0,56) (cf Annexe 18). Seul le facteur mois est conservé pour la réalisation des modèles. Le moment où débutent les pêches (matin/soir) est lié au site parce que les choix des jours de pêches en fonction des coefficients étaient faits en fonction de l'organisation des gestionnaires. Certains gestionnaires ont fait le choix de commencer les pêches le matin et d'autres plutôt l'après-midi. Ce paramètre (matin/soir) n'est pas conservé pour les analyses. La durée de la pêche est corrélée à l'année (valeur de corrélation 0,49). En effet, les pêches ont duré globalement plus longtemps en 2021. Ce paramètre n'est donc pas conservé pour les analyses. La distance du site à la slikke et la distance du pré salé à la slikke sont corrélées parce que ce sont des facteurs qui sont trop similaires (valeur de corrélation 0,82). Seul le facteur distance du pré salé à la slikke est conservé parce qu'il est plus représentatif de la distance parcourue par les poissons entre la marée basse et la marée haute. La distance à l'estuaire est corrélée au temps de submersion (valeur de corrélation 0,59). Plus la distance à l'estuaire est importante plus le temps de submersion est important. Plus les sites sont éloignés de l'embouchure d'un estuaire, plus la marée inonde les prés salés rapidement. Le paramètre du temps de submersion est conservé pour les analyses. La présence d'herbier de zostères et de tables ostréicoles au large n'est pas étudiée lors de l'analyse. Ces paramètres sont liés à la situation géographique (sites offshore, côtier ou estuarien) des sites. L'effet de la fauche n'est pas conservé pour cette analyse parce que seulement un seul site sur les 12 est fauché régulièrement.

Les **variables d'entrée sélectionnées pour les modèles** sont donc : le site, le mois et l'année, le temps de submersion, la distance du pré salé à la slikke, la largeur de l'entrée du chenal, la surface du chenal



échantillonné, la hauteur de marée haute, la situation géographique des sites, la présence d'ouvrage ouverts vers des bassins ou non et le facteur coefficient montant ou descendant.

### 3-3-3-1 Modélisation de la richesse spécifique de l'ichtyofaune

La variabilité de la diversité des espèces de poissons a été analysée à l'aide d'un modèle linéaire généralisé afin d'étudier l'impact des différentes variables sélectionnées sur les assemblages ichtyologiques. La moyenne de la richesse pour les pêches sur les trois années est de 4,85 et l'écart type est de 1,63. L'hypothèse de sur-dispersion peut être rejetée. La **distribution de poisson** est donc utilisée. Aucun modèle ne se distingue des autres. En effet, le meilleur modèle est le modèle nul (Tableau 17). Aucune variable n'a d'incidence remarquable sur la diversité des espèces de poissons.

**Tableau 17 : Analyse de la variabilité de la diversité des espèces de poissons grâce à la sélection de modèles basés sur l'AIC** (Les variables explicatives d'entrée sont l'année, le mois, le site, le temps de submersion, la hauteur de marée haute, la présence d'ouvrage vers des bassins, la surface du chenal échantillonné, la largeur de l'entrée du chenal, la distance des prés salés à la slikke, la marée montante ou descendante), **K** = le nombre de paramètres estimés pour chaque modèle, **AICc** = le score de l'information du modèle (plus la valeur AIC est petite, meilleur est le modèle), **Delta\_AICc** = la différence de score AIC entre le meilleur modèle et le modèle à comparer, **ModelLik** = la vraisemblance relative du modèle compte tenu des données. **AICcWt** = la proportion de la quantité totale de puissance prédictive fournie par l'ensemble des modèles, **LL** = la valeur décrivant la probabilité du modèle, **CumWt** = la proportion cumulée de la quantité totale de puissance prédictive fournie par l'ensemble des modèles.

Nom du modèle	K	AICc	Delta_AICc	ModelLik	AICcWt	LL	Cum,Wt
richesse ~ 1	1	321,62	0,00	1,00	0,17	-159,78	0,17
richesse ~ OUVRAGE VERS DES BASSINS	2	321,88	0,26	0,88	0,15	-158,86	0,33
richesse ~ SURFACE CHENAL ECHNATILLONE	2	322,20	0,57	0,75	0,13	-159,02	0,46
richesse ~ ANNEE	3	322,53	0,91	0,63	0,11	-158,11	0,57
richesse ~ TEMPS SUBMERSION	2	322,81	1,19	0,55	0,10	-159,33	0,67
richesse ~ LARGEUR ENTREE CHENAL	2	322,89	1,27	0,53	0,09	-159,37	0,76
richesse ~ MAREE MONTANTE DESCENDANTE	2	323,59	1,97	0,37	0,06	-159,72	0,82
richesse ~ DISTANCE PRE SALE SLIKKE	2	323,66	2,04	0,36	0,06	-159,75	0,89
richesse ~ HAUTEUR MAREE HAUTE	2	323,69	2,07	0,35	0,06	-159,77	0,95
richesse ~ MOIS	3	325,05	3,43	0,18	0,03	-159,37	0,98
richesse ~ SITUATION GEOGRAPHIQUE	3	325,82	4,20	0,12	0,02	-159,76	1,00
richesse ~ SITES	12	334,77	13,15	0,00	0,00	-153,09	1,00

### 3-3-3-2 Modélisation des CPUE de l'ichtyofaune

La variabilité des abondances de poissons (CPUE) a été analysée à l'aide d'un modèle linéaire généralisé afin d'étudier l'impact des différentes variables sélectionnées sur les assemblages ichtyologiques. La moyenne de l'abondance pour les pêches sur les trois années est de 218 individus par heure et l'écart type est de 405. L'écart-type est largement supérieur à la moyenne, ce qui permet de tendre vers une hypothèse de sur-dispersion. Le ratio « residual deviance » est largement supérieur à 1 et permet de mettre en évidence la présence d'une sur-dispersion. Il est donc nécessaire d'utiliser une autre



structure d'erreur dans le modèle de régression. En cas de sur-dispersion, il est possible d'utiliser **une structure d'erreur quasi binomiale**, ce qui est le cas ici. Le premier modèle révèle qu'il y a un effet site important sur l'abondance de poissons (Tableau 18). Sur les trois années, les sites ou les abondances semblent les plus fortes sont Puyravault et Esnandes en Baie de l'Aiguillon (grâce à de fortes abondances en 2017 et en 2019 sur ces sites) ainsi que le site des Bossys sur l'île de Ré et les sites en Gironde (Bonne Anse et Mortagne) (Figure 50). La différence en termes d'abondance des sites de Puyravault et de Esnandes est significative par rapport au reste des sites (Pr du modèle = 0,02827 et 0,00108). Il a une incidence du site combiné à l'année. Comme vu précédemment, on observe une abondance plus faible en 2021 qu'en 2017 et en 2019 (Figure 49). Cependant il existe une différence significative seulement entre 2017 et 2021 (Test de Tukey sur le modèle Pr = 0,00183). Il y a également une incidence du mois de pêche sur les abondances de poissons (Figure 52). L'abondance médiane de poissons semble plus importante pour le mois de juillet que pour les mois de mai et de septembre. Il existe également une différence significative des abondances entre le mois de mai et septembre (Test de Tuckey sur le modèle Pr = <0,001). L'abondance en CPUE semble plus importante lorsque les pêches ont lieu à un coefficient montant c'est-à-dire à des coefficients qui augmentent plutôt qu'à des coefficients qui diminuent (Figure 51). Il existe une différence significative des abondances entre les pêches à des coefficients qui augmentent (montants) et les pêches à des coefficients qui baissent (descendants) (Test de Tukey sur le modèle Pr = 0,000396). Enfin, plus la largeur de l'entrée du chenal est importante sur les sites et plus l'abondance augmente (Pr du modèle = 0,000753) (Figure 53). Les autres variables ne semblent pas avoir un impact significatif sur l'abondance.



**Tableau 18 : Analyse de la variabilité de l'abondance de poissons (Capture par Unité d'Effort) grâce à la sélection de modèles basés sur l'AIC** (Les variables explicatives d'entrée sont l'année, le mois, le site, le temps de submersion, la hauteur de marée haute, la présence d'ouvrage vers des bassins, la surface du chenal échantillonné, la largeur de l'entrée du chenal, la distance des prés salés à la slikke, la marée montante ou descendante), **K** = le nombre de paramètres estimés pour chaque modèle, **AICc** = le score de l'information du modèle (plus la valeur AIC est petite, meilleur est le modèle), **Delta\_AICc** = la différence de score AIC entre le meilleur modèle et le modèle à comparer, **ModelLik** = la vraisemblance relative du modèle compte tenu des données. **AICcWt** = la proportion de la quantité totale de puissance prédictive fournie par l'ensemble des modèles, **LL** = la valeur décrivant la probabilité du modèle, **CumWt** = la proportion cumulée de la quantité totale de puissance prédictive fournie par l'ensemble des modèles.

Nom du modèle	K	AICc	Delta_AICc	ModelLik	AICcWt	LL	Cum.Wt
CPUE abondance ~ SITES	13	1019,80	0,00	1,00	0,38	-494,18	0,38
CPUE abondance ~ SITES + ANNEE	15	1020,46	0,66	0,72	0,27	-491,54	0,65
CPUE abondance ~ SITES + ANNEE + MOIS	17	1021,40	1,60	0,45	0,17	-488,84	0,82
CPUE abondance ~ SITES + ANNEE + MOIS + MAREE MONTANTE DESCENDANTE	18	1021,67	1,86	0,39	0,15	-487,32	0,96
CPUE abondance ~ MOIS	4	1025,61	5,81	0,05	0,02	-508,54	0,98
CPUE abondance ~ LARGEUR ENTREE CHENAL	3	1027,21	7,41	0,02	0,01	-510,45	0,99
CPUE abondance ~ MAREE MONTANTE DESCENDANTE	3	1029,17	9,37	0,01	0,00	-511,43	1,00
CPUE abondance ~ ANNEE	4	1030,17	10,37	0,01	0,00	-510,82	1,00
CPUE abondance ~ DISTANCE PRE SALE SLIKKE	3	1035,73	15,93	0,00	0,00	-514,71	1,00
CPUE abondance ~ HAUTEUR MAREE HAUTE	3	1037,33	17,53	0,00	0,00	-515,51	1,00
<b>CPUE abondance ~ 1</b>	2	1037,51	17,71	0,00	0,00	-516,68	1,00
CPUE abondance ~ OUVRAGE VERS DES BASSINS	3	1039,19	19,39	0,00	0,00	-516,44	1,00
CPUE abondance ~ SURFACE CHENAL ECHNATILLONE	3	1039,41	19,61	0,00	0,00	-516,55	1,00
CPUE abondance ~ TEMPS SUBMERSION	3	1039,56	19,76	0,00	0,00	-516,62	1,00
CPUE abondance ~ SITUATION GEOGRAPHIQUE	4	1040,86	21,06	0,00	0,00	-516,17	1,00

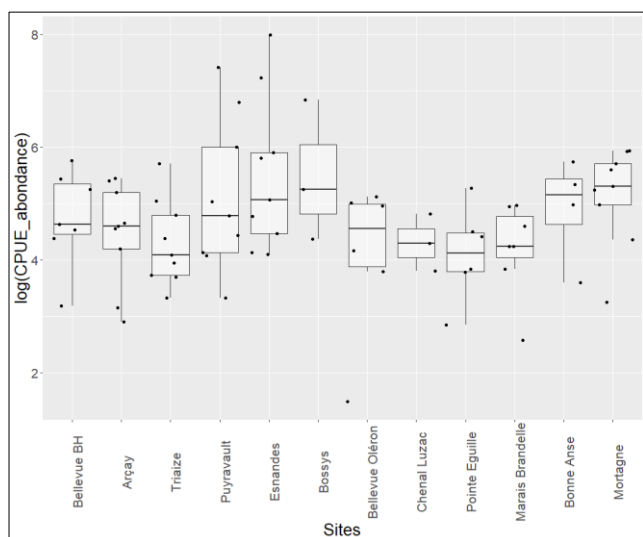


Figure 50 : log des CPUE abondances de poissons en fonction des sites

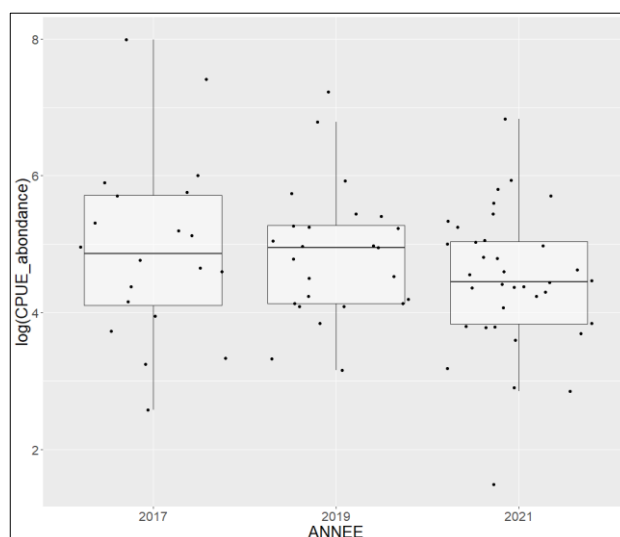


Figure 49 : log des CPUE abondances de poissons en fonction des années

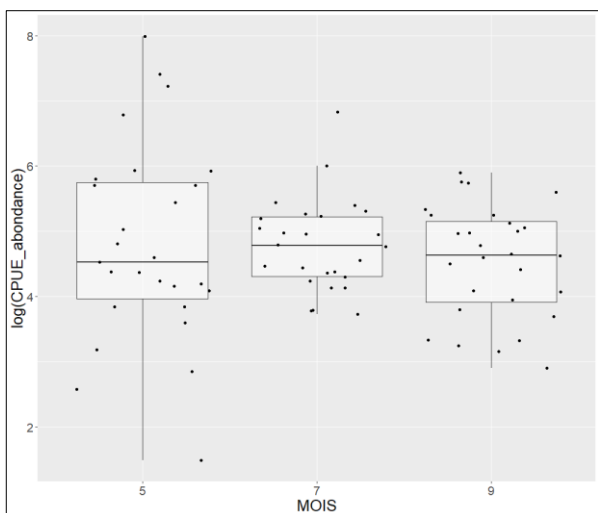


Figure 52 : log des CPUE abondances de poissons en fonction des mois

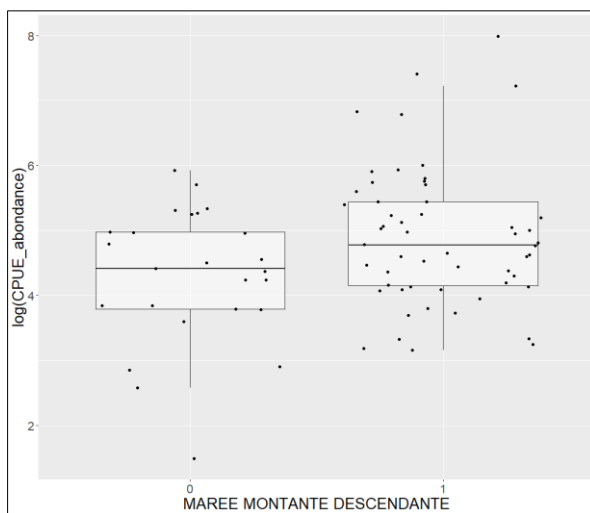


Figure 51 : log des CPUE abondances de poissons en fonction de site la marée est montante (1) ou descendante (0)

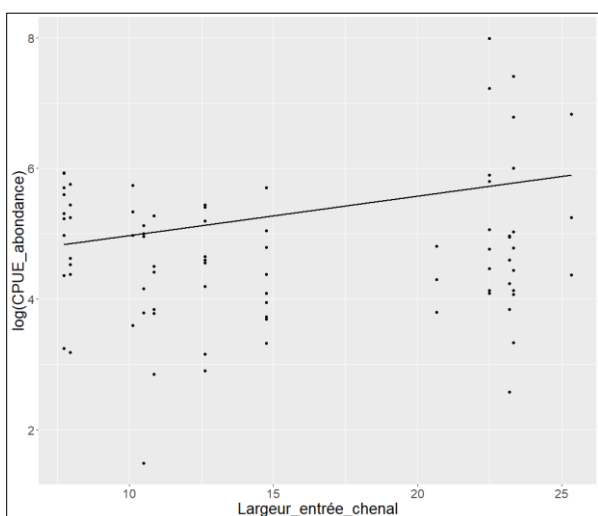


Figure 53 : log des CPUE abondances de poissons en fonction de la largeur de l'entrée du chenal des sites





### Éléments importants de cette section :

- **Modèle sur la richesse spécifique**
  - Aucune des variables considérées ne semble avoir d'effet sur la richesse spécifique de poissons
- **Modèle sur l'abondance**
  - Effet **site** important
  - Effet **année** et **mois** (abondance plus importante en 2021 qu'en 2017 et 2019 et plus importante en juillet qu'en mai et septembre)
  - Plus la **largeur de l'entrée du chenal** est importante et plus l'abondance de poissons est importante
  - Abondance plus importante lorsque les coefficients de marée sont en cours d'augmentation





### 3-4 Etudes des fonctions de nourricerie des prés salés pour une espèce (*Dicentrarchus labrax*)

#### 3-4-1 Critère 1 = Présence de grandes densités de juvéniles

Les **proportions de juvéniles de bar commun** (*Dicentrarchus labrax*) par rapport aux adultes sont très élevées sur tous les sites (Figure 54). Pour la plupart des pêches, 100% des individus sont des juvéniles. Cependant les **densités de juvéniles** ne sont pas toujours importantes notamment en 2021 (Tableau 19). Les sites avec les densités de bars juvéniles les plus élevées en 2021 sont le site de l'île de Ré (les Bossys) et le site à la Faute-sur-Mer (Bellevue BH). Les sites avec les densités de bars juvéniles les plus faibles en 2021 sont deux sites en Baie de l'Aiguillon (Esnandes et Puyravault). Moins de juvéniles ont été pêchés en 2021 qu'en 2019 pour beaucoup de sites (Tableau 19) cependant l'écart-type est importante en 2021. La fonction de nourricerie est donc plus difficile à étudier et évaluer.

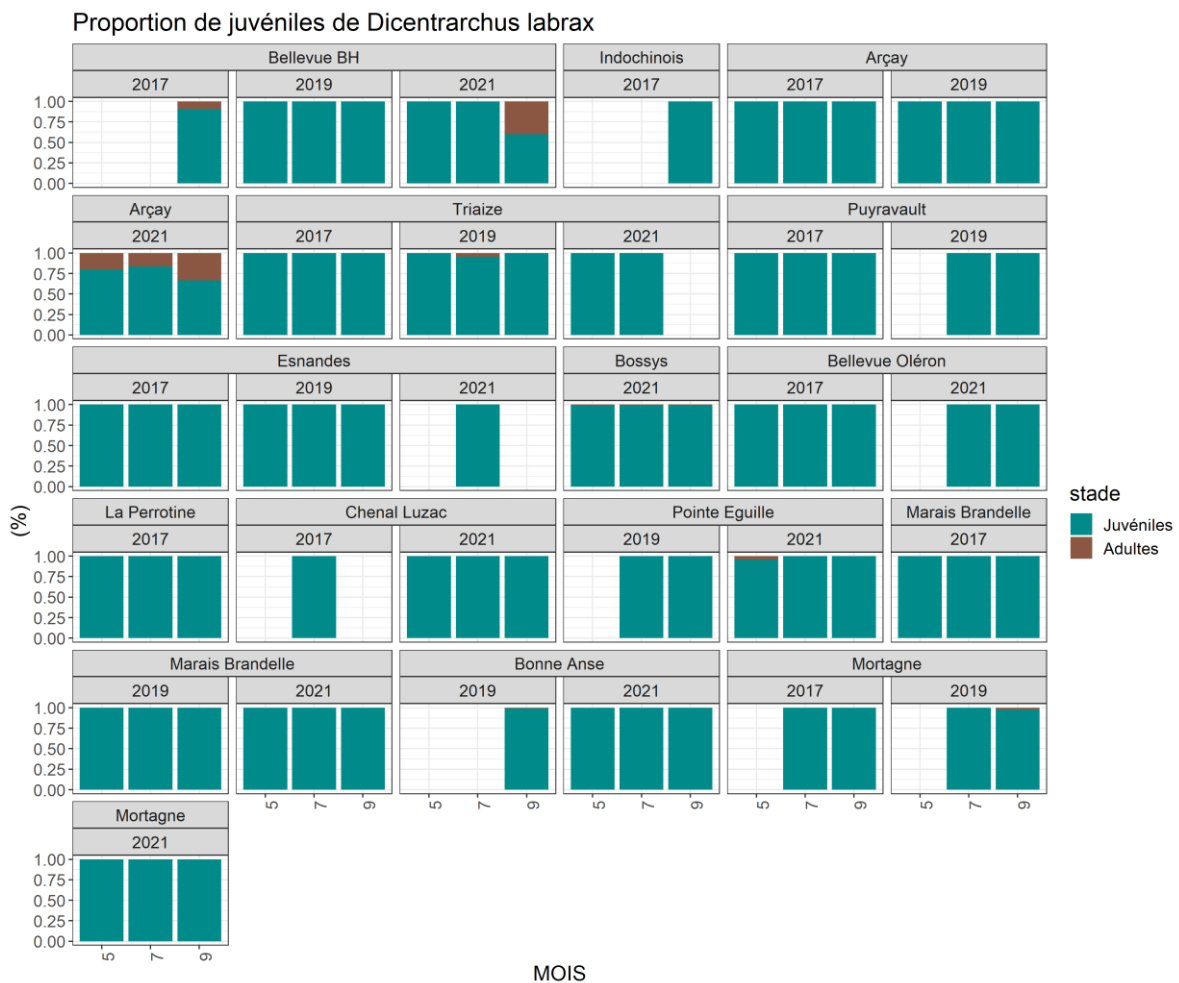


Figure 54 : Proportion de juvéniles de bar commun.



Tableau 19 : Abondances capturées par unité d'effort (CPUE) de juvéniles de bar commun (*Dicentrarchus labrax*) exprimées en nombre d'individus capturés / h. (Vert foncé >Q3, vert clair <Q3 & >médiane, jaune <médiane & >Q1, rouge <Q1, Q3 = 3<sup>ème</sup> quartile, Q1 = 1<sup>er</sup> quartile, NA = pas de pêche).

Sites	CPUE ABONDANCE juvéniles de bar commun (ind/h)									Moyenne 2021	Ecart-type 2021
	2017			2019			2021				
	5	7	9	5	7	9	5	7	9		
Bellevue BH	NA	NA	5,89	17,87	44,40	40,86	4,48	40,30	1,29	15,36	21,66
Indochinois	NA	NA	45,42	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Arçay	3,13	0,90	13,85	8,76	32,50	2,21	5,76	2,43	1,03	3,07	2,43
Triaise	12,06	3,34	1,31	1,03	23,60	7,07	2,31	0,87	0,00	1,06	1,17
Puyravault	3,44	41,38	5,09	0,00	15,10	26,54	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Esnandes	4,52	4,94	6,69	13,62	12,27	2,05	0,00	0,53	0,00	0,18	0,31
Bossys	NA	NA	NA	NA	NA	NA	38,48	284,48	15,64	112,87	149,06
Bellevue Oléron	14,89	29,08	21,06	NA	NA	NA	0,00	1,64	3,88	1,84	1,95
La Perrotine	7,37	6,04	2,38	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Chenal Luzac	NA	NA	NA	NA	NA	NA	12,56	6,79	3,68	7,68	4,51
Pointe Eguille	NA	NA	NA	0,00	142,04	73,74	3,34	6,57	3,55	4,48	1,80
Marais Brandelle	3,00	NA	NA	32,07	70,90	26,06	4,70	21,90	5,89	10,83	9,61
Bonne Anse	NA	NA	NA	NA	NA	98,12	2,74	28,16	8,48	13,13	13,34
Mortagne	0,00	16,98	2,39	0,00	40,46	31,17	1,42	2,23	7,26	3,64	3,16
Moyenne/an	10,63			30,50			14,51				
Ecart-type/an	12,33			34,34			47,37				
Moyenne totale										18,12	
Ecart-type										37,16	

Le critère est validé lorsque la moyenne des abondances (CPUE) de juvéniles de bar par site pour une année est supérieure à la médiane des CPUE de juvéniles de bars totale (abondances en vert dans le tableau 19). Le critère sur la présence en grande densité de juvéniles de bars est validé pour les trois années sur le site de la réserve naturelle de la Casse de la Belle Henriette (**Bellevue BH**). Il est également validé pour le site **Indochinois**. Une seule pêche sur ce site (situé à côté du site Bellevue BH) a eu lieu en septembre pour l'année 2017. Le critère 1 est validé sur le site de la pointe d'Arçay (**Arçay**) en 2017 et en 2019 mais pas en 2021. En Baie de l'Aiguillon, sur les sites **Traize**, **Puyravault** et **Esnandes**, le critère est validé en 2017 sauf pour Esnandes et en 2019. Le critère n'est pas validé en 2021 pour tous les sites à cause de l'abondance très faible de bars pêchés sur ces sites (Tableau 19). En 2021, le critère est validé sur le site de l'île de Ré (**les Bossys**). Pour les sites à Oléron, le critère est validé pour **Bellevue Oléron** en 2017. Il n'est néanmoins pas validé sur ce même site en 2021. Le critère n'est pas validé sur le site de **La Perrotine** en 2017. Le critère n'est pas validé 2017 sur un site en Seudre (**Marais de Brandelle**). L'étude des contenus stomacaux de bars n'a pas été réalisée sur ce site en 2017. Le critère est validé sur ce site en 2019 et 2021. Il est également validé pour un autre site en Seudre en 2021 (**Chenal de Luzac**). A la Pointe de l'Eguille le critère n'est pas validé en 2019 mais il est validé en 2021. En Gironde à **Bonne Anse** le critère est validé pour 2019 et 2021. Sur le site de **Mortagne** en Gironde le critère est validé en 2017 et en 2019 et pas en 2021. En 2017 et en 2019 sur ce site, l'analyse des contenus stomacaux n'a pas été réalisée.



### 3-4-2 Critère 2 = Présence durable de juvéniles

La reproduction du bar (*Dicentrarchus labrax*) a lieu de janvier à mars. La migration des sites de frai en zone hauturière vers les zones d'alimentation côtières a lieu entre avril et mai (Fritsch & Boucher, 2005). Chez le bar, le suivi a permis de mettre en évidence sur certains sites la présence de juvénile d'une taille inférieure à 20mm dès le mois de mai (Figure 55). Ces individus font partie de la cohorte de l'année (CO0). Cette cohorte est peu présente sur les sites en mai sauf pour certains sites comme sur le site de l'île de Ré (les Bossys), un site en Seudre (la pointe de l'Eguille) et le site Mortagne en Gironde en 2021. La taille moyenne de la cohorte de l'année précédente (CO1) se situe entre 100 et 150 mm. Celle de la cohorte de l'année (CO0) est entre 10 et 50 mm.

CO0 = Cohorte de l'année CO1 = Cohorte de l'année précédente

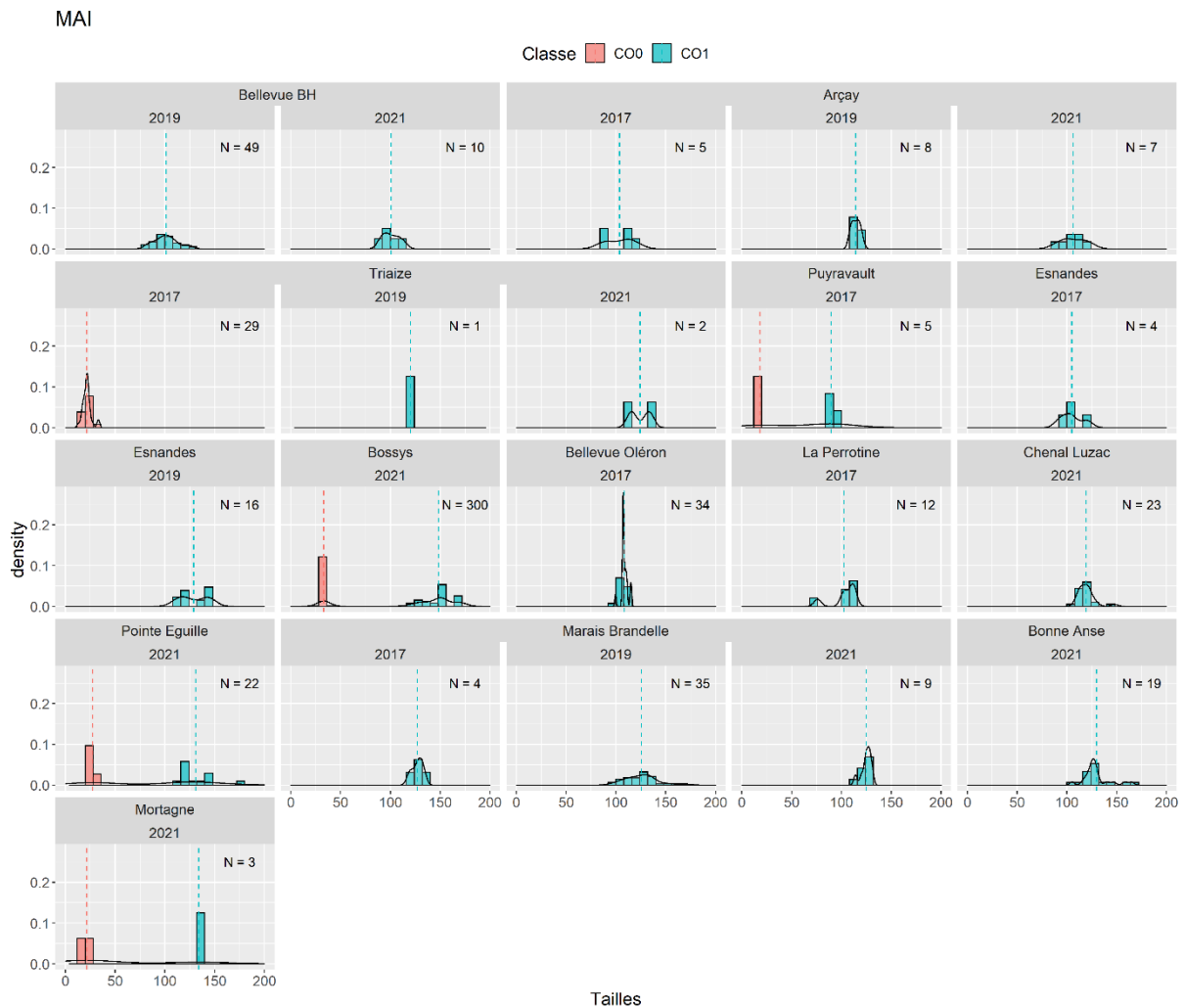


Figure 55 : Classes de tailles des bars par site en mai 2017, 2019 et 2021.



Sur presque tous les sites en juillet, la cohorte de l'année (CO0) est arrivée dans les prés salés (Figure 56). Sur certaines pêches, il n'y a même plus que la cohorte de l'année (exemple : Bellevue Oléron). Cela veut certainement dire que les individus de la cohorte de l'année précédente sont déjà partis se nourrir dans d'autres milieux.

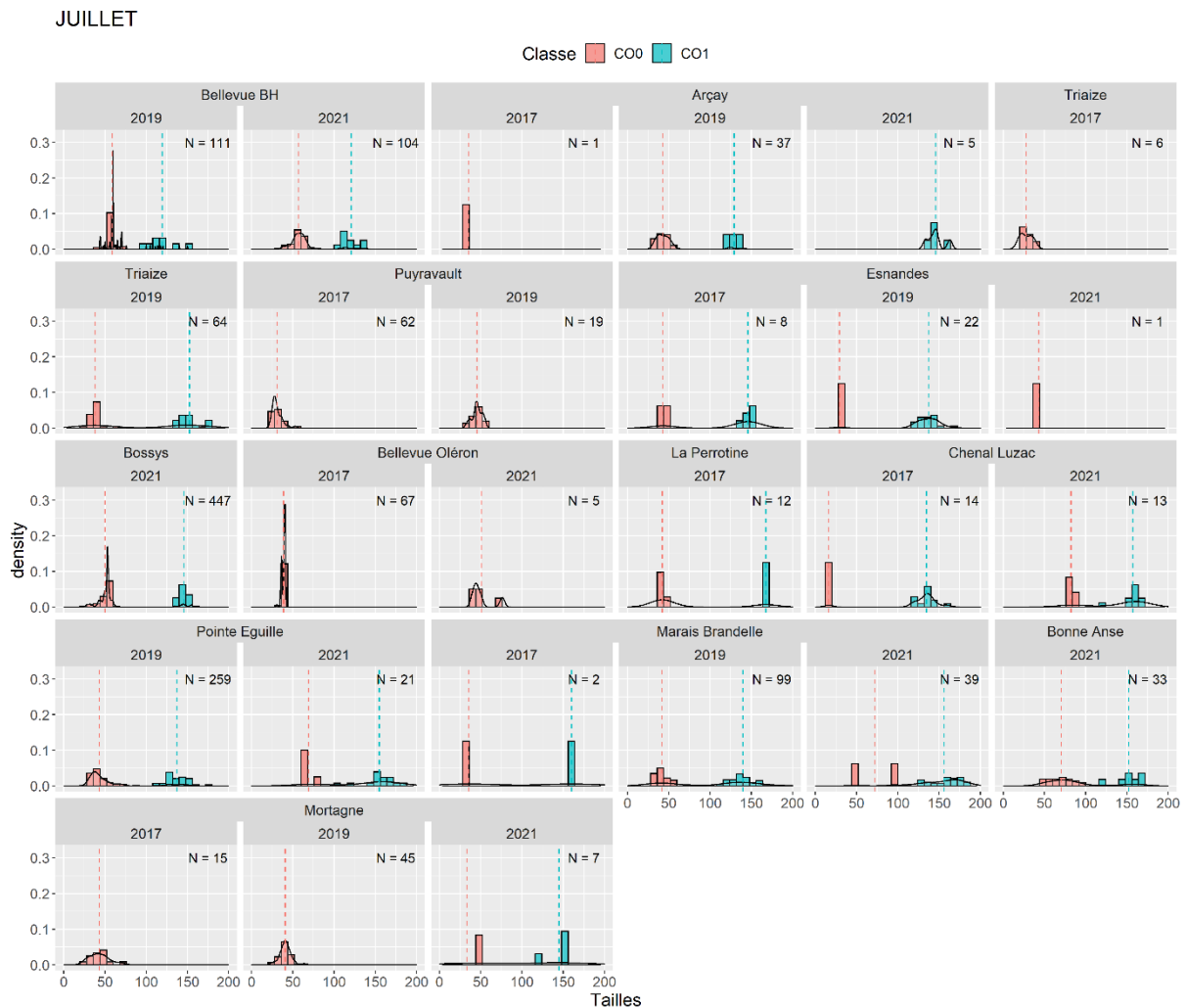


Figure 56 : Classes de tailles des bars par site en juillet 2017, 2019 et 2021

En septembre les tailles moyennes des cohortes augmentent pour la plupart des sites (Figure 57), on observe donc une croissance des individus sur les sites. La taille moyenne de la cohorte de l'année précédente (CO1) se situe entre 125 et 200 mm. Celle de la cohorte de l'année (CO0) est entre 10 et 125 mm. Certaines cohortes de l'année (CO0) disparaissent entre juillet et septembre. C'est par exemple le cas sur certains sites en Seudre en 2021 (la Pointe de l'Eguille en 2021 et Marais Brandelle en 2021). C'est certainement dû au fait qu'il n'y a pas eu assez d'individus de bars pêchés. Pour la plupart des sites, l'abondance augmente au mois de juillet par rapport au mois de mai puis baisse au mois de septembre (Tableau 19). Entre mai et juillet la cohorte de l'année arrive dans le chenal,



l'abondance augmente et en septembre la cohorte de l'année précédente quitte certainement le pré salé pour aller dans de nouveaux milieux.

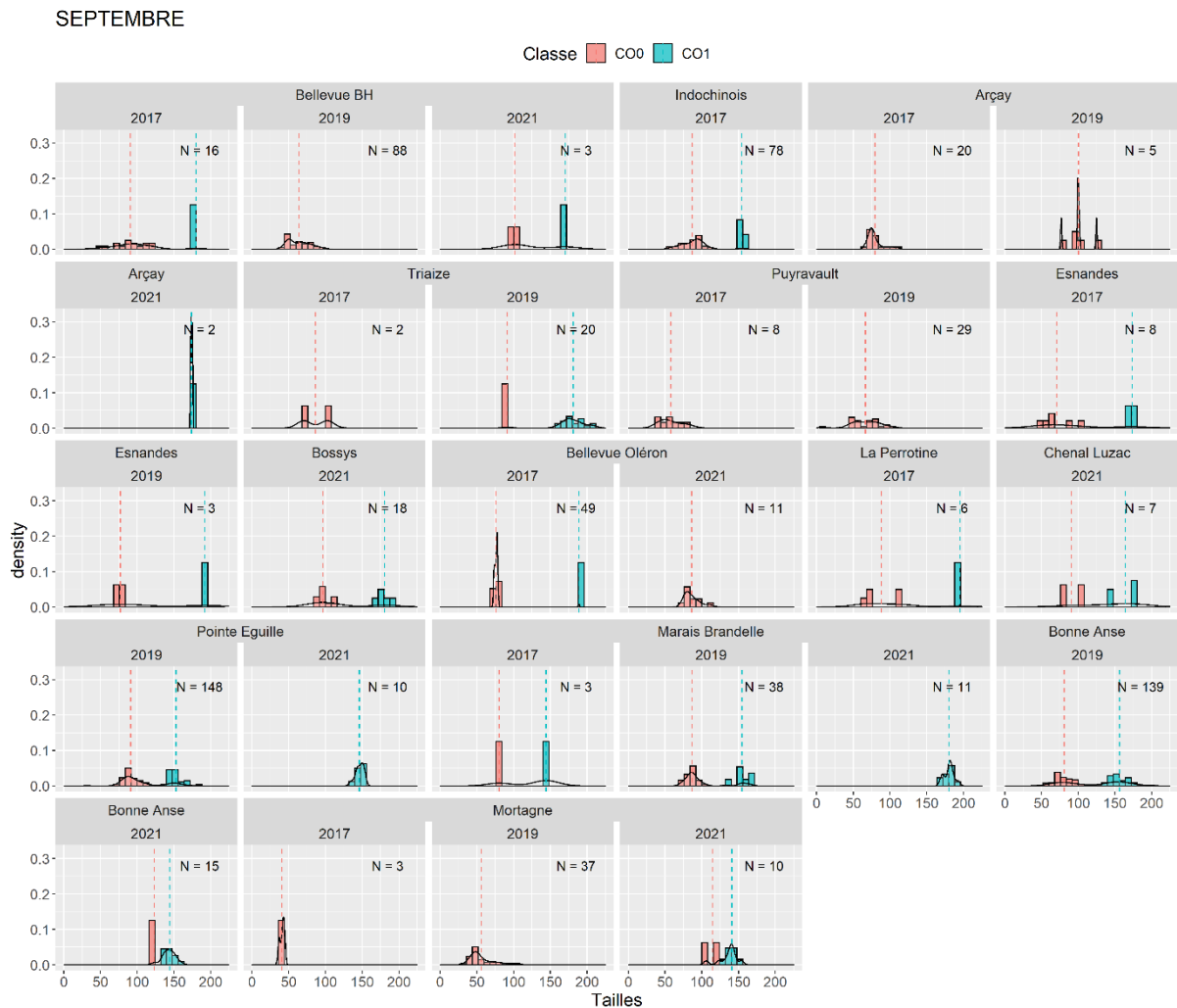


Figure 57 : Classes de tailles des bars par site en septembre 2017, 2019 et 2021

Les croissances moyennes de la cohorte de l'année précédente (CO1) sur les trois années sont de 0,49 mm/j (écart-type : sd 0,31) entre mai et juillet et de 0,33 mm/j (sd 0,28) entre juillet et septembre (Tableau 20). Les croissances moyennes de la cohorte de l'année (CO0) sur les trois années sont de 0,36 mm/j (sd 0,27) entre mai et juillet et de 0,82 mm/j (sd 0,6) entre juillet et septembre. De juillet à septembre il y a parfois des taux de croissances très faibles pour la cohorte de l'année CO1 (notamment sur les sites du CEN) (Figure 58). Il est probable que la taille moyenne de la cohorte baisse entre juillet et septembre parce que les plus gros individus quittent le pré salé.



Tableau 20 : Taux de croissance moyens des bars en mm/j sur les pêches de 2017, 2019 et 2021.

Cohorte	Croissance 05-07	Croissance 07-09
CO1	0,5 (sd 0,29)	0,34 (sd 0,27)
CO0	0,37 (sd 0,29)	0,83 (sd 0,6)

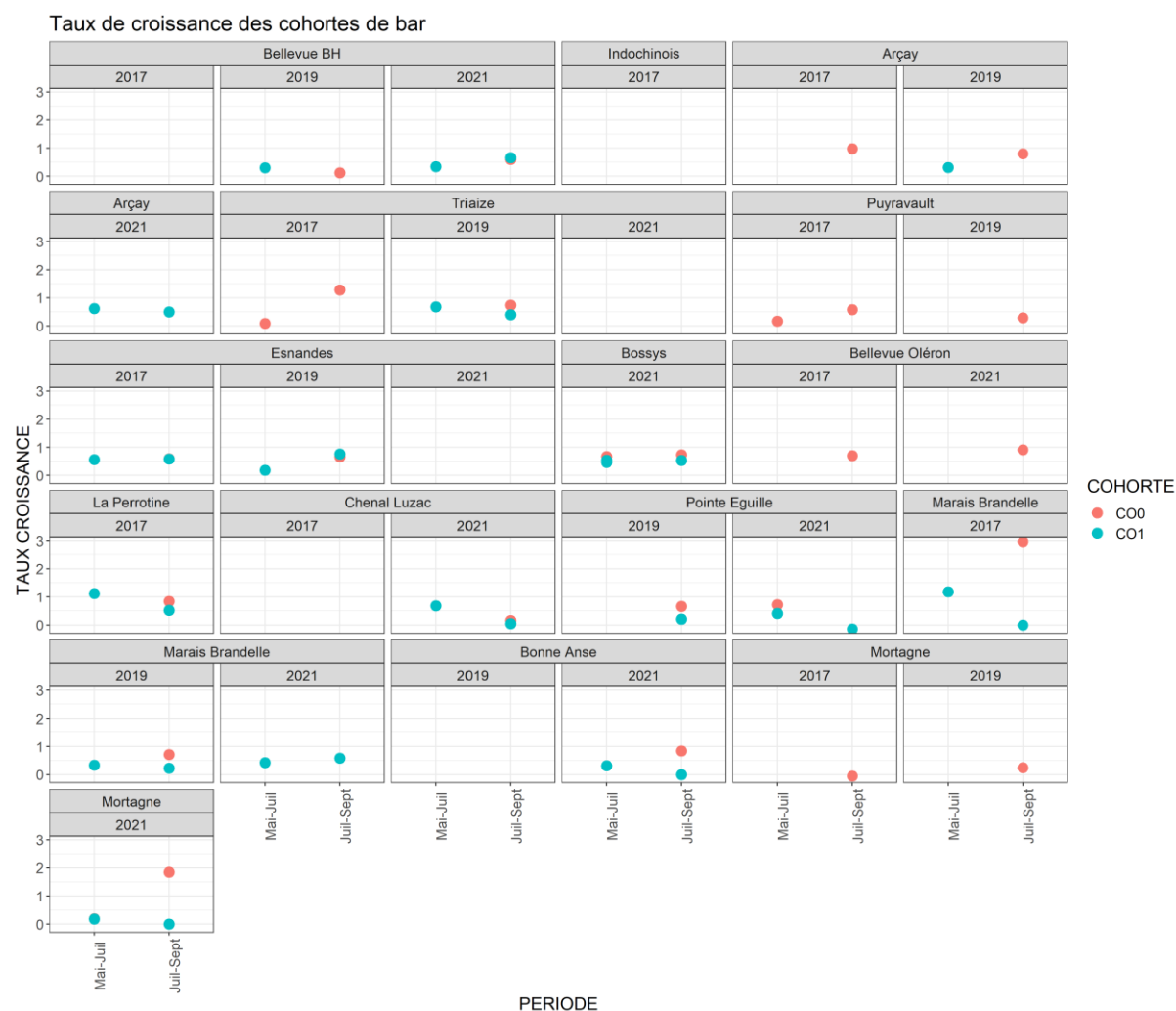


Figure 58 : Taux de croissance des bars en mm/j en 2017, 2019 et 2021.

**Le critère 2** est validé lorsque **le taux de croissance d'une des cohortes ou des deux est positif** (cf Annexe 19). Ces valeurs de taux de croissance montrent que les bars présentent des taux de croissance positifs dans presque tous les sites. Ce critère est validé pour tous les sites sauf pour un site en Gironde (Mortagne) sur l'année 2017 parce que le taux de croissance des juvéniles de bars de la cohorte **CO0** est de 0 entre juillet et septembre (Figure 58).



### 3-4-3 Critère 3 = Utilisation pérenne de la matière produite in situ pour la croissance

Le pourcentage des individus n'ayant pas de bol alimentaire dans l'estomac est faible pour tous les sites (Tableau 21). Ces valeurs montrent que le bar s'alimente bien dans les prés salés puisque la majeure partie des individus quittent les prés salés après y avoir capturé des proies. La vacuité la plus élevée en 2021 concerne des estomacs de poissons pêchés en mai sur le site de l'île de Ré (Bossys). Les bars étaient pourtant présents en grand nombre au mois à cette période (Tableau 19). Cette valeur plus faible est peut-être dû aux fortes températures lors de la pêche et donc aux conditions de conservation des échantillons qui ont peut-être entraîné une poursuite de la digestion des proies les plus fragiles. Elle peut également être dû à la forte compétition entre les poissons pour consommer les proies disponibles.

Tableau 21 : Vacuité (% des individus de bar qui n'ont pas un bol alimentaire dans l'estomac) par site par mois. (Vert <= 10%, Orange >10%).

Sites	Vacuité (%)									
	2017				2019			2021		
	5	7	9	10	5	7	9	5	7	9
Bellevue BH	NA	NA	NA	NA	2	0	4	0	10	0
Indochinois	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Arçay	0	0	0	NA	0	5	0	0	0	0
Triaize	67	0	0	NA	NA	11	0	0	NA	NA
Puyravault	0	15	0	NA	NA	0	NA	NA	NA	NA
Esnandes	0	0	14	NA	0	0	0	NA	0	NA
Bossys	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	20	2	NA
Bellevue Oléron	3	NA	37	NA	NA	NA	NA	NA	0	0
La Perrotine	8	55	57	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Chenal Luzac	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0	0	20
Pointe Eguille	NA	NA	NA	NA	NA	0	0	0	0	0
Marais Brandelle	NA	NA	NA	NA	20	0	0	0	0	0
Bonne Anse	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0	0	0
Mortagne	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0	0	0

Les **rations instantanées** correspondent à l'apport relatif de la masse du contenu stomacal par rapport à la masse de l'individu (%). Les rations instantanées sont plus élevées en 2019 et 2017 notamment pour les sites à Arçay et en Baie de l'Aiguillon (Tableau 22). Les valeurs sont faibles sur le site sur l'île de Ré (les Bossys) et le site de la Faute-sur Mer (Bellevue BH). Sur beaucoup de sites, les RI sont plus élevées en juillet. Les estomacs semblent moins remplis en septembre. Les valeurs sont fortes en Seudre et en Gironde notamment sur le site de Mortagne qui est un site où beaucoup de crustacés ont été pêchés.





Tableau 22 : Rations instantanées moyennes des bars par mois en 2017, 2019 et 2021 (Vert foncé >Q3, vert clair <Q3 - >médiane, jaune <médiane - >Q1, rouge <Q1 - Q3 = 3<sup>ème</sup> quartile, Q1 = 1<sup>er</sup> quartile, NA = pas de pêche).

Sites	Rations instantanées								
	2017			2019			2021		
	5	7	9	5	7	9	5	7	9
Bellevue BH Indochinois	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1,52 (sd 0,7)	2,13 (sd 1,8)	3,3 (sd 4,5)
Arçay	0,65 (sd 0)	1,6 (sd 0)	4,65 (sd 2,7)	3,02 (sd 0,6)	5,53 (sd 2,6)	2,98 (sd 1,8)	2,01 (sd 0,8)	5,27 (sd 2,4)	0,09 (sd 0)
Triaise	1,08 (sd 1,4)	NA	3,58 (sd 1,7)	NA	5,41 (sd 6,5)	4,08 (sd 0)	2,61 (sd 1,3)	NA	NA
Puyravault	2,51 (sd 3)	7,79 (sd 4,9)	4,82 (sd 2,9)	NA	2,54 (sd 2,0)	NA	NA	NA	NA
Esnandes	6,5 (sd 0)	5,61 (sd 2)	1,95 (sd 0,9)	4,34 (sd 2,2)	5,08 (sd 0)	3,44 (sd 0,7)	NA	1,33 (sd 0)	NA
Bossys	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0,86 (sd 0,8)	3,16 (sd 2,5)	NA
Bellevue Oléron	2,16 (sd 2,1)	NA	3,04 (sd 2,2)	NA	NA	NA	NA	6 (sd 1,8)	2,64 (sd 2,8)
La Perrotine	2,45 (sd 1,6)	1,33 (sd 1,5)	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Chenal Luzac	NA	NA	NA	NA	NA	NA	3,15 (sd 1,5)	3,2 (sd 1,4)	0,64 (sd 0,4)
Pointe Eguille	NA	NA	NA	4,24 (sd 1,8)	4,55 (sd 0,8)	NA	3,36 (sd 1,8)	3,56 (sd 3,7)	2,72 (sd 1,1)
Marais Brandelle	NA	NA	NA	3,66 (sd 1,9)	7,94 (sd 3,4)	NA	3,54 (sd 2)	3,58 (sd 2,2)	2,52 (sd 1)
Bonne Anse	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1,62 (sd 1,1)	6,84 (sd 2,8)	3,08 (sd 2,1)
Mortagne	NA	NA	NA	NA	NA	NA	7,94 (sd 0)	6,63 (sd 3,1)	2,77 (sd 0,8)

Les estomacs de bars analysés révèlent une diversité de proies comprise entre 1 et 8 sur les trois années et l'ensemble des sites. 30% des individus n'a consommé qu'un seul type de taxon, 30% des bars ont consommé 2 types et 19% ont consommé 3 taxons. Ceci met en évidence une faible diversité du régime alimentaire des bars pouvant être le fait d'un phénomène de spécialisation et/ou d'une recherche orientée vers les proies les plus abondantes dans le milieu. Le nombre de proies consommées par un bar se situe entre 1 et 422 (moyenne de 16,48 ± 41,8). 64% des bars avaient consommés entre 1 et 10 proies, 18% entre 10 et 20. Une grande diversité de proies a été identifiée en laboratoire (22 espèces et 67 taxons de proies identifiés sur les trois années sur l'ensemble des sites). 1001 estomacs ont été analysés dans le cadre de cette étude sur les trois années pour l'ensemble des sites.

Les décapodes, les isopodes, les amphipodes, les annélides, les mysidés et les poissons regroupent la majeure partie des proies consommées. Dans l'ordre des décapodes, on retrouve dans les estomacs des espèces comme le crabe vert (*Carcinus maenas*), la crevette bouquet des marais (*Palaemon varians*) (Figure 59A), la crevette grise (*Crangon crangon*), la crevette rose (*Palaemon elegans*) et le crabe à pinces de Takano (*Hemigrapsus takanoi*) qui est originaire du Japon et de la Chine. Parmi les isopodes, on retrouve plusieurs espèces de sphaeromes (*Lekanesphaera rugicauda* (Figure 59B) et *Sphaeroma serratum*) et plusieurs espèces d'idotea (*Idotea chelipes*, *Idotea pelagica* et *idotea neglecta*) ainsi qu'une espèce d'Anthura et une espèce d'Eurydice (*Anthura gracilis* et *Eurydice pulchra* respectivement). Certains parasites de poissons sont également retrouvés dans les estomacs comme les larves de gnathiidae (Figure 59C). Dans l'ordre des amphipodes (Figure 59D), on retrouve plusieurs espèces comme *Orchestia gammarellus*, *Corophium volutator* et *Gammarus zaddachi*. Les deux espèces de mysidés qui sont le plus retrouvées dans estomac sont *Mesopodopsis slabberi* et *Neomysis integer*.



Les annélides retrouvés dans les estomacs sont majoritairement des *Nereis sp.* (Figure 59E). Les poissons sont le plus régulièrement des gobies tachetés (*Pomatoschistus microps*) et des mugilidés.

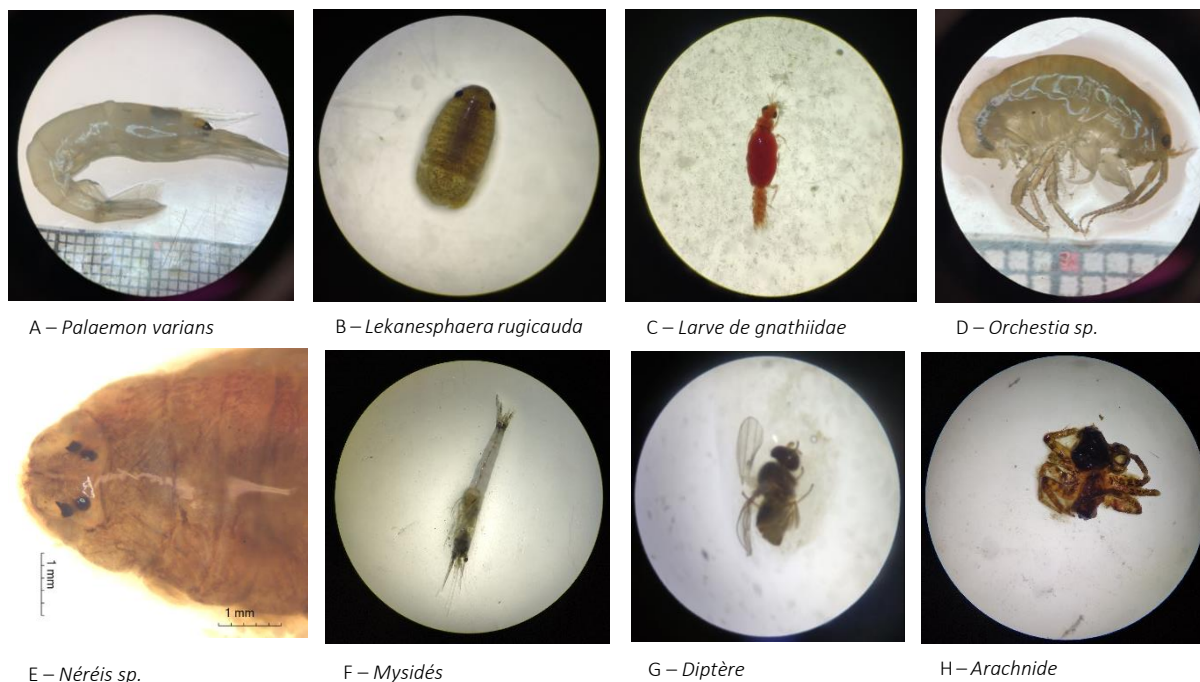


Figure 59 : Photos d'exemple proies retrouvées dans les estomacs de bar en 2021

Il existe une grosse variation de types de proies consommées entre les sites (Figure 60). Le site où il y a les plus grosses proportions d'insectes est le site de la Faute-sur Mer (Bellevue BH) notamment en 2019 sur ce site. Sur les sites de la pointe d'Arçay et de la Baie de l'Aiguillon, il semble y avoir des proportions de poissons dans les estomacs plus importantes en 2017 et 2019 qu'en 2021. Les proportions de décapodes sont importantes sur la plupart des sites notamment sur les sites en Seudre (Marais de Brandelle, Chenal de Luzac et Pointe de l'Eguille). Le site en Gironde (Mortagne) est le seul site où l'on ne retrouve pas d'amphipodes dans les contenus stomacaux. Sur ce site on retrouve une proportion importante de mysidae dans les estomacs. On en retrouve également de fortes proportions sur les sites en Seudre et sur l'île d'Oléron (Bellevue Oléron et la Perrotine) en 2021.

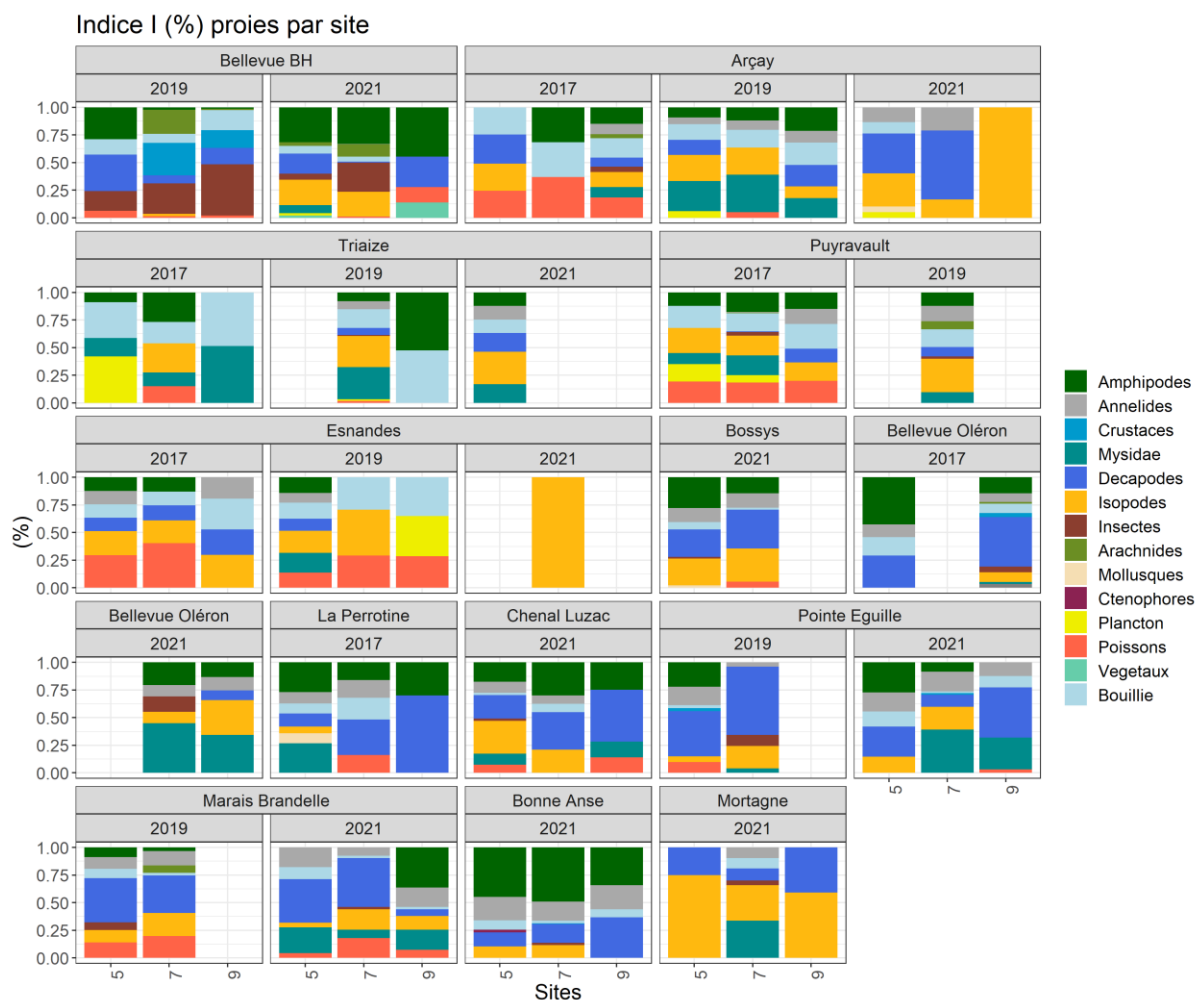


Figure 60 : Proportion indice I (%) des proies par site par année et par mois.

Peu d'individus de proies proviennent des secteurs végétalisés des prés salés i.e. origine terrestre (Figure 61). On retrouve des proies d'origine des terrestre sur le site de la réserve de la Casse de la Belle Henriette (Bellevue BH). Ce sont majoritairement des diptères (Diptera) (Figure 59G) et des araignées (Arachnida) (Figure 59H). Beaucoup de proies proviennent spécifiquement des chenaux des prés salés comme par exemple le sphaerome du schorre (*Lekanesphaera rugicauda*) ou la crevette bouquet des marais (*Palaemon varians*).

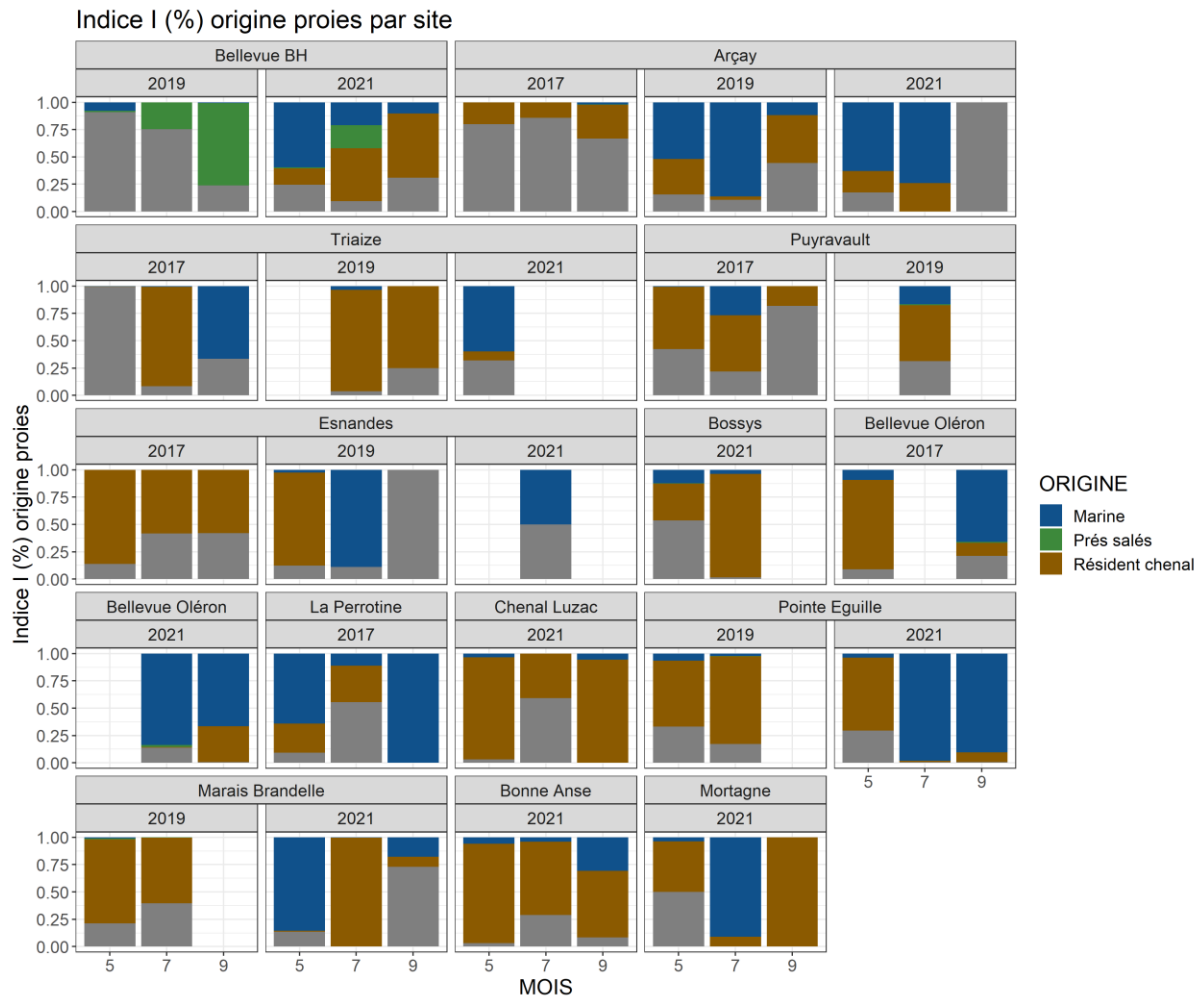


Figure 61 : Proportion indice I (%) origine des proies par site par année et par mois. (Bleu = proies marines, Vert = proies terrestres de la végétation des prés salés, Marron = proies des chenaux des prés salés, Gris = proies dont l'origine n'a pas pu être identifiée).

Le critère 3 est validé lorsque l'indice de vacuité est faible, que la ration instantanée est importante et lorsqu'il y a une proportion importante de proies des prés salés (terrestres et des chenaux des prés salés). Il n'est pas validé pour le site de la Perrotine à Oléron parce que la vacuité des estomacs est élevée notamment en juillet et en septembre (Tableau 21). Les valeurs des rations instantanées sont faibles sur ce site ce qui signifie que les estomacs des bars capturés étaient peu remplis. Ce critère n'est également pas validé pour le site Esnandes en Baie de l'Aiguillon parce que les valeurs de rations instantanées sont faibles et parce qu'il n'y a pas de proies d'origine terrestre ou provenant des chenaux dans les estomacs.



### 3-4-4 Critère 4 = Migration des subadultes vers les sites fréquentés à l'âge adulte

Le critère de migration des subadultes vers les zones fréquentées à l'âge adulte ne peut être validé que de façon hypothétique. La diminution des effectifs de la cohorte d'individus âgés d'un an (CO1), la diminution du taux de croissance de cette même cohorte entre juillet et septembre pourrait traduire cette migration. Les faibles proportions et abondances d'individus de grandes tailles peuvent également laisser penser que les individus ont migré vers des milieux fréquentés à l'âge adulte. Cependant, la validation de ce critère nécessiterait la mise en place d'un autre protocole permettant un suivi des adultes. Ce critère est donc validé de façon hypothétique pour tous les sites.

Ces quatre critères permettent d'étudier la fonction de nourricerie sur les différents sites. Lorsque les trois premiers critères sont validés pour un site par année, la fonction de nourricerie est validée (Tableau 23). La fonction de nourricerie est finalement validée sur un site lorsque la fonction est validée sur toutes les années. La faible abondance de juvéniles de bars n'a pas permis d'étudier certains critères en Baie de l'Aiguillon. La fonction totale est partiellement validée sur les sites Arçay, Triaize et Puyravault parce qu'elle a été validée pour les deux années précédentes (2017 et 2019).

#### Éléments importants de cette section :

Tableau 23 : Synthèse de la validation des critères de la fonction de nourricerie

Sites	Synthèse validation des critères												
	2017				2019				2021				
	1	2	3	Total	1	2	3	Total	1	2	3	Total	
Bellevue BH	✓*	NA	NA	NA	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Indochinois	✓*	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Arçay	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✗	✓	✓	✗	✗
Triaize	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✗	NA	✓	✗	✗
Puyravault	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✗	NA	NA	✗	✗
Esnandes	✗	✓	✓	✗	✓	✓	✓	✓	✗	NA	✗	✗	✗
Bossys	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	✓	✓	✓	✓	✓
Bellevue Oléron	✓	✓	✓	✓	NA	NA	NA	NA	✗	✓	✓	✗	✗
La Perrotine	✗	✓	✗	✗	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Chenal Luzac	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	✓	✓	✓	✓	✓
Pointe Eguille	NA	NA	NA	NA	✓	✓	✓	✓	✗	✓	✓	✗	✗
Marais Brandelle	✗*	✓*	NA	NA	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Bonne Anse	NA	NA	NA	NA	✓*	NA	NA	NA	✓	✓	✓	✓	✓
Mortagne	✓*	✗*	NA	NA	✓*	✓*	NA	NA	✗	✓	✓	✗	✗

\* qu'une seule pêche

\* bars non disséqués

✓ Critère validé

✗ Critère non validé

NA Pas de pêche ou impossibilité d'étudier les critères (pas de bars, pas de dissections, etc)



## 4 Discussion

Le projet CoEHCo associe l'OFB gestionnaire du parc marin, la LPO gestionnaire et co-gestionnaire d'espaces protégés et le CEN-NA propriétaire et gestionnaire d'espaces naturels autour de réflexions communes. La présente étude analyse pour la première fois les communautés de poissons de plusieurs prés salés gérés par différentes structures à l'échelle du Parc marin. Les objectifs étaient de proposer une analyse de données acquises avec le protocole RNF à l'échelle du Parc marin, d'analyser les communautés de poissons et leur lien aux facteurs environnementaux, d'évaluer les fonctions de nourricerie des prés salés et de proposer une base de réflexion sur la pertinence de la méthodologie pour répondre aux besoins évaluatifs de gestion. Ce travail s'inscrit dans une réflexion commune à chaque partenaire sur leurs enjeux de gestion notamment autour de la fonction de nourricerie des prés salés pour l'ichtyofaune. Le travail des gestionnaires pour la mise en place du protocole sur le terrain et en laboratoire ainsi que le temps accordé aux discussions mutuelles sur le sujet ont permis d'alimenter et d'enrichir la discussion concernant la pertinence de la méthodologie appliquée au regard des besoins de gestion.

### 4-1 Analyses des assemblages de poissons

#### 4-1-1 Diversité de l'ichtyofaune des prés salés

Au total, 26 espèces de poissons ont été inventoriées de 2017 à 2021 sur 14 sites de pêche dans le périmètre du Parc marin. Entre 1 et 10 espèces ont été identifiées par pêche sur les trois années (Tableau 2). Cela est comparable aux richesses des deux sites de la Réserve Naturelle Nationale de la Baie de Saint-Brieuc (Côtes d'Armor, 22), qui variaient entre 2 et 9 par pêche en Baie de Saint-Brieuc (Sturbois et al., 2016). Mortagne est le site qui comptabilise le plus d'espèces (7 espèces en moyenne par pêche) en 2021. 12 espèces ont été pêchées sur ce site lors des 3 années de pêche. La localisation du site dans l'estuaire de la Gironde semble favoriser cette forte diversité. Les travaux de l'IFREMER, qui se base sur des campagnes de pêche au chalut à grande ouverture vertical (GOV) dans l'estuaire de la Gironde en 2019 et 2021 (sur les mois d'août et septembre) font état de 54 espèces pêchées sur ces deux années (Source IFREMER – Système d'informations halieutiques – campagne NOURDEM). Le nombre d'espèces est possiblement plus élevé dans l'estuaire que dans le pré salé de Mortagne. Certaines espèces présentes dans les estuaires ne s'aventurent pas dans les prés salés en raison de la faible profondeur des chenaux ou des conditions qui sont parfois très variables (dessalures importantes au cours des pêches) (Allen et al., 2006). De plus, les volumes d'eaux qui entrent dans les prés salés sont bien moins importants ceux qui passent dans les estuaires. Le site de Puyravault est le site où le moins d'espèces de poissons a été pêchée (en moyenne 3 espèces par pêche en 2021) en lien avec de



faibles abondances comparées aux autres sites en Baie de l'Aiguillon où les abondances sont supérieures et où 7 et 6 espèces de poissons sont pêchées en moyenne (à Traize et Esnandes respectivement). Certaines espèces, présentes à Traize et Esnandes sont absentes sur le site de Puyravault comme le bar commun (*Dicentrarchus labrax*) et l'anchois commun (*Engraulis encrasicolus*). La richesse spécifique moyenne sur tous les sites est plus importante en 2021 qu'en 2019 malgré de faibles abondances cette année-là. Cette augmentation de la diversité n'est pas liée à une collecte de plus d'individus qui peut augmenter la probabilité de collecter des espèces supplémentaires (Gotelli & Colwell, 2001). Celle-ci est donc probablement due à un meilleur niveau d'identification taxonomique. En 2021, l'effort d'identification était important puisque plusieurs personnes ont été embauchées afin d'aider à la réalisation de l'étude sur l'ichtyofaune des prés salés.

Les valeurs parfois faibles de l'indice de diversité spécifique (Shannon) peuvent traduire une répartition peu équitable des effectifs de chaque espèce. Autrement dit, sur une même pêche, certaines espèces sont numériquement dominantes et d'autres sont plus rares, comme sur les sites de Puyravault (où les communautés sont majoritairement composées de mugilidés) et de Bellevue Oléron (où les communautés sont majoritairement composées de gobiidés). La valeur de l'indice moyen lors des trois années sur tous les sites dans le périmètre du Parc marin est de 1 (Tableau 3). En Baie de Saint Briec, la valeur moyenne de l'indice de Shannon sur les trois années de pêches (2012, 2013 et 2015) en Baie de de Saint-Briec est de 0,78 (Sturbois et al., 2016). Bien que le nombre d'espèces par pêche soient comparables, les effectifs sont un peu mieux répartis entre les espèces.

#### 4-1-2 Evolution des abondances et des biomasses des poissons dans les prés salés et au large

Les abondances et les biomasses de poissons des prés salés sont largement supérieures en 2017 et 2019 qu'en 2021 (Tableau 5 et Tableau 6). Le bilan des rapports IFREMER NURSE et NOURDEM permet une comparaison avec l'évolution temporelle des abondances et des biomasses de poissons dans les Pertuis Breton et d'Antioche et dans l'estuaire de la Gironde (Tableau 24 et Tableau 25). Une campagne NOURDEM est réalisée dans l'estuaire de la Gironde en 2019 et 2021 sur les mois d'août et septembre. L'engin de pêche utilisé est le chalut à grande ouverture vertical (GOV) et sert donc à pêcher les espèces démersales. Des campagnes NURSE ont eu lieu dans l'embouchure de la Gironde et dans les Pertuis Breton et d'Antioche en 2017, 2019 et 2021 sur les mois d'août et septembre. L'engin de pêche utilisé est le chalut à perche qui sert à pêcher les espèces benthiques (Source IFREMER – Système d'informations halieutiques – campagne NOURDEM et NURSE). Ces travaux montrent que les abondances et les biomasses totales de l'ichtyofaune au large suivent globalement une tendance inverse de celle des prés salés, mais les abondances et biomasses des espèces communes ont des



évolutions temporelles comparables (inférieures en 2021) (Tableau 24). En moyenne, le nombre d'individus pêchés par trait de chalut lors des campagnes NURSE et NOURDEM est plus important en 2021 qu'en 2017 et 2019. La masse d'individus pêchée par trait de chalut est également plus important en 2021 qu'en 2017 et 2019 los de la campagne NOURDEM. Elle est au contraire plus faible en 2021 qu'en 2019 lors de la campagne NURSE (Tableau 25). Ces observations sont donc en contradiction avec ce qui est observé dans les prés salés. Cependant, lorsque l'on regarde le détail des abondances et des biomasses des espèces que l'on retrouve le plus fréquemment dans les prés salés (L'athérine prêtre, le bar commun, le mullet doré et le mullet porc), elles sont moins importantes en 2021 qu'en 2017 et 2019 (Tableau 24 et Tableau 25) lors des campagnes IFREMER. Le recrutement de juvéniles sur les sites des prés salés en 2021 est certainement moins important que pour les autres années. On peut se demander si cette variation de fréquentation des sites côtiers entre les années est un phénomène normal et observé régulièrement pour certaines espèces ou si cela peut être dû à des problèmes liés à la reproduction et au recrutement. Lors de la campagne NURSE dans les pertuis sur les trois années, aucun mullet et aucun gobie tacheté (*Pomatoschistus microps*) n'a été pêché. Cela souligne l'intérêt particulier des prés salés pour ces espèces.

Tableau 24 : Abondances (Nombre de poissons moyen par trait de chalut) des espèces de poissons les plus fréquentes dans les prés salés collectés lors des campagnes IFREMER NURSE en 2017, 2019 et 2021 et NOURDEM en 2019 et 2021 dans les Pertuis Breton et d'Antioche et dans l'estuaire de la Gironde (Vert = densité plus importante que l'année précédente, Orange = densité plus faible que l'année précédente, NA = espèce non retrouvée lors des pêches sur toutes les années).

Espèces	Nombre d'individus par heure moyen			Nombre d'individus moyen par trait de chalut (≈ 15mn)				
	Données campagne ichtyofaune des prés salés dans le périmètre du parc marin			Données campagne NURSE (Pertuis breton, Pertuis d'antioche et Estuaire Gironde)			Données campagne NOURDEM (Estuaire Gironde)	
	2017	2019	2021	2017	2019	2021	2019	2021
Poissons (toutes les espèces)	317,62	213,31	138,63	32,00	48,00	50,00	368,00	455,00
Athérine prêtre ( <i>Atherina presbyter</i> )	18,17	11,93	16,22	0,45	0,31	0,00	3,40	0,00
Bar commun ( <i>Dicentrarchus labrax</i> )	10,10	30,56	15,37	0,28	0,34	0,06	13,50	3,45
Mulet doré ( <i>Chelon auratus</i> )	12,65	14,51	9,84	NA	NA	NA	0,01	0,20
Mulet porc ( <i>Chelon ramada</i> )	30,54	112,23	7,74	NA	NA	NA	4,00	0,75
Gobie tacheté ( <i>Pomatoschistus microps</i> )	16,23	25,84	30,03	NA	NA	NA	NA	NA





Tableau 25 : Biomasses (Masse de poissons moyenne par trait de chalut) des espèces de poissons les plus fréquentes dans les prés salés collectés lors des campagnes IFREMER NURSE en 2017, 2019 et 2021 et NOURDEM en 2019 et 2021 dans les Pertuis Breton et d'Antioche et dans l'estuaire de la Gironde (Vert = biomasse plus importante que l'année précédente, Orange = biomasse plus faible que l'année précédente, NA = espèce non retrouvée lors des pêches sur toutes les années).

Espèces	Masse d'individus (g) par heure moyen			Masse d'individus moyenne (kg) par trait de chalut (≈ 15mn)				
	Données campagne ichtyofaune des prés salés dans le périmètre du parc marin			Données campagne NURSE (Pertuis breton, Pertuis d'antioche et Estuaire Gironde)			Données campagne NOURDEM (Estuaire Gironde)	
	2017	2019	2021	2017	2019	2021	2019	2021
Poissons (toutes les espèces)	1757,41	1860,18	1255,49	0,54	1,37	0,57	10,00	29,50
Athérine prêtre ( <i>Atherina presbyter</i> )	15,40	7,25	13,46	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00
Bar commun ( <i>Dicentrarchus labrax</i> )	179,04	583,03	413,08	0,04	0,04	0,02	0,84	0,45
Mulet doré ( <i>Chelon auratus</i> )	414,17	494,35	207,68	NA	NA	NA	0,00	0,03
Mulet porc ( <i>Chelon ramada</i> )	897,39	599,53	283,72	NA	NA	NA	0,77	0,10
Gobie tâcheté ( <i>Pomatoschistus microps</i> )	4,88	6,22	8,95	NA	NA	NA	NA	NA

#### 4-1-3 Comparaison intersites des abondances et des biomasses

En 2021, les abondances d'ichtyofaune plus importantes sur le site de l'île de Ré (les Bossys) et le site dans l'estuaire de la Gironde (Mortagne) (Tableau 5) suggèrent que ces prés salés sont probablement de meilleurs qualités en termes de nourricerie pour les espèces présentes. Sur ces deux sites on note la présence dans le chenal d'ouvrages ouverts à des bassins d'eau salé (qui ne se vident pas lors du jusant). Ces bassins permettent l'apport de nutriments grâce aux volumes d'eau douce qui peuvent rejoindre les bassins lors du jusant (marée descendante). Des proies provenant des bassins ouverts par un ouvrage peuvent être disponibles et favoriser la présence de l'ichtyofaune sur ces sites. En 2021, ce sont les sites de la Pointe de l'Eguille (estuaire de la Seudre) et de Bellevue Oléron (île d'Oléron) qui présentent les abondances moyennes les plus faibles. Le constat d'une abondance plus faible sur le site à Oléron par rapport aux autres sites, notamment par rapport aux sites en Baie de l'Aiguillon conforte les observations faites en 2017 (Richard, 2018).

Les variations saisonnières de l'abondance et de la biomasse ne sont pas les mêmes pour tous les sites en lien avec des compositions de communautés spécifiques aux sites (Tableau 7). Sur les sites d'Arçay, de Bonne Anse et de Mortagne, on observe une dominance de mulets : mulet porc (*Chelon ramada*) et mulet doré (*Chelon auratus*). Sur ces sites, l'abondance des poissons diminue entre mai et septembre. La période de ponte du mulet porc s'étale de l'automne à l'hiver. Le recrutement côtier commence au cours de l'hiver et se prolonge jusqu'au début de l'été. Le mulet doré se reproduit entre les mois d'août et de février. Le recrutement des alevins s'étend de l'automne à l'été (Keith et al., 2011). Les autres sites sont caractérisés par une dominance de bars communs (*Dicentrarchus labrax*) et d'athérines prêtres (*Atherina presbyter*) dans les assemblages de poissons et par une augmentation de l'abondance



entre mai et septembre. Les bars européens quittent les zones de nourricerie en automne pour rejoindre les sites de frai comme la zone de frayère au large du Parc marin (sur le Plateau de Rochebonne). La reproduction a lieu de janvier à mars. La migration des sites de frai en zone hauturière vers les zones d'alimentation côtières a lieu entre avril et mai (Fritsch & Boucher, 2005). Pour l'athérine prêtre, le pic de reproduction a lieu d'avril à mai (Pajuelo & Lorenzo, 2000). Les espèces remontent et redescendent les chenaux à des périodes différentes tout au long de la marée selon leur capacité de déplacement et leur utilisation de cet habitat (Lafaille et al., 2000). Les périodes de reproduction des espèces dominantes expliquent certainement la différence de variation mensuelle de l'abondance entre les sites. Les juvéniles de mulets arrivent potentiellement plus tôt et repartent plus tôt des sites que les athérines et les bars ce qui explique une diminution de l'abondance entre mai et septembre que sur les sites où il y a beaucoup de mulets. Sur les sites où il y a le plus de bars et d'athérines, les juvéniles arrivent plus tard et restent plus longtemps sur les sites ce qui explique une augmentation de l'abondance au cours de l'été.

#### 4-1-4 Spécificité des communautés ichthyologiques dans les prés salés et au large

Parmi les 26 espèces retrouvées dans les prés salés, les espèces que l'on retrouve le plus fréquemment (Tableau 9) sont une espèce estuarienne (ER) : le gobie tacheté (*Pomatoschistus microps*), trois espèces de juvéniles marins (MJ) : le bar européen (*Dicentrarchus labrax*), le bar tacheté (*Dicentrarchus punctatus*) et l'athérine prêtre (*Atherina presbyter*), deux espèces opportunistes marins (MS) : le mullet doré (*Chelon auratus*) et le mullet porc (*Chelon ramada*) et une espèce diadrome (DIA) : l'épinoche à trois épines (*Gasterosteus aculatus*). Les familles les plus présentes sur les sites sont donc la famille des mulets (Mugilidés), la famille des gobies (Gobiidés), la famille des bars (Moronidés) et la famille des athérines (Atherinidés). Les espèces le plus fréquemment retrouvées dans les prés salés sont des espèces qui dépendent des estuaires et des milieux côtiers en tant que zones de nourricerie et d'alimentation. Leur présence suggère que les chenaux des prés salés dans le périmètre du Parc marin sont des habitats qui remplissent ces fonctions et sont favorables à leur développement.

Il existe une variation interannuelle particulièrement importante des communautés pêchées sur le site de la réserve de la Casse de la Belle Henriette (Bellevue BH) (Figure 39) en raison de la dynamique propre au site. La Casse de la Belle Henriette est une lagune qui évolue très rapidement au gré des influences marines. Cela explique peut-être la différence en termes d'assemblage ichthyologique observée entre les années sur ce site. La différence de communauté entre 2021 et les années 2017 et 2019 est également marquée sur les sites de la Pointe d'Arçay et de la Baie de l'Aiguillon dû à de fortes abondances de mullet en 2017 et 2019. La ressemblance entre les sites en termes d'assemblage



ichtyologique semble néanmoins liée à leur proximité et leur situation géographique (sites offshores, côtiers, estuariens). Les mulets se nourrissent de biofilm microphytobenthique à la surface des vasières et en bordures de chenaux, composé de diatomées et de détritiques de plantes halophytes. La forte production primaire et détritique des prés salés favorise leur présence (Parlier, 2006). Les grandes surfaces de vasières en Baie de l'Aiguillon et en Gironde peuvent particulièrement expliquer la présence de mulets en grande quantité qui s'y nourrissent à marée basse. Au large du site de l'île de Ré on retrouve des fonds rocheux et sableux qu'apprécient particulièrement les bars (Fritsch & Boucher, 2005), expliquant certainement leur présence en grand nombre sur ce site.

Nos résultats suggèrent une co-occurrence négative entre les gobies tachetés (*Pomatoschistus microps*) et les épinoches à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*) dans les chenaux des prés salés (Figure 38). La présence de l'un interfère avec la présence de l'autre et réciproquement. Ces deux espèces occupent potentiellement la même niche écologique et se nourrissent des mêmes proies. Les épinoches sont connus pour se nourrir fréquemment de leurs propres œufs (Keith et al., 2011), ils prédatent peut-être également les œufs de gobies limitant ainsi leurs reproductions sur les sites.

Notre étude montre que la composition des communautés ichtyologiques des sites de la Baie de l'Aiguillon se distinguent des autres par l'absence de mulets doré (*Chelon Auratus*) et par les faibles abondances d'athérines. Ces résultats peuvent être comparés avec les données acquises dans le cadre des suivis DCE des peuplements ichtyologiques réalisés sur le fleuve qui se jette dans l'anse de la Baie de l'Aiguillon (la Sèvre Niortaise). Des pêches d'espèces benthiques sont réalisées par le bureau d'étude SEANEO en 2019, 2020 et 2021 (Figure 62). En **Sèvre Niortaise** en mai et octobre 2019, les espèces les plus fréquentes étaient le bar commun (*Dicentrarchus labrax*), le mullet porc (*Chelon ramada*), l'Anguille (*Anguilla anguilla*), la sole sénégalaise (*Solea senegalensis*), le gobie buhotte (*Pomatoschistus minutus*) et le flet (*Platichthys flesus*). Les athérines (*Atherina presbyter*) sont également peu fréquentes (4.3% des traits de chalut en mai 2019 et 18% des traits de chalut en octobre 2019) et on note également une absence de mulets doré (*Chelon Auratus*) (Martin, Néauport, et al., 2019; Martin, Pages, et al., 2019).

Les espèces les plus fréquemment pêchées en 2017, 2019 et 2021 dans le **Pertuis Breton** (situé entre la côte nord de l'île de Ré et le continent), lors de la campagne NURSE (Figure 62) sont des espèces qui ne sont pas présentes dans les prés salés (le dragonnet lyre (*Callionymus lyra*) présent dans 30% des traits de chalut et la sole commune (*Solea solea*) présente dans 27% des traits de chalut). Les espèces aussi présentes dans les prés salés : le bar commun (*Dicentrarchus labrax*), l'anchois commun (*Engraulis encrasicolus*) et les athérines (*Atherina sp.*) étaient pêchées dans 6, 6 et 0,5% des traits de chalut respectivement (Source IFREMER – Système d'informations halieutiques – campagne NURSE).



L'espèce la plus fréquemment pêchée en 2017, 2019 et 2021 dans le **Pertuis d'Antioche** (situé du nord de l'île de Ré au sud de l'île d'Oléron), lors de la campagne NURSE (Figure 62) est une espèce qui n'est pas présente dans les prés salés (le dragonnet lyre (*Callionymus lyra*) présent dans 30% des traits de chalut). Le gobie buhotte (*Pomatoschistus minutus*) que l'on retrouve dans les prés salés de façon anecdotique (dans 8% des pêches en 2021) est présent 25% des traits de chalut. Les espèces retrouvées régulièrement dans les prés salés : le bar commun (*Dicentrarchus labrax*) et les athérines (*Atherina sp.*) étaient pêchés dans 6 et 6% des traits de chalut respectivement (Source IFREMER – Système d'informations halieutiques – campagne NURSE). L'engin de pêche utilisé pour les campagnes NURSE est le chalut à perche, il vise donc en particulier les espèces benthiques. Les bars et les athérines sont des espèces démersales ce qui explique qu'on les retrouve peu fréquemment dans les traits de chalut. Il semble y avoir plus fréquemment des athérines dans le pertuis d'antioche que le pertuis breton. Cela explique peut-être pourquoi on retrouve de plus grosses proportions d'athérines en Seudre que sur les autres sites lors de nos pêches.

Les espèces les plus fréquemment pêchées de 2019 à 2021 dans l'**estuaire de la Gironde**, lors de la campagne NURSE (Figure 62) sont des espèces qui ne sont pas ou peu présentes dans les prés salés (le maigre commun (*Argyrosomus regius*), présent dans 66% des traits de chalut en moyenne sur les trois années d'échantillonnage, la sole commune (*Solea solea*), présente dans 54 % des traits de chalut, le chinchard (*Trachurus sp.*), présent dans 47% des traits de chalut,). Les espèces retrouvées dans les prés salés : l'anchois commun (*Engraulis encrasicolus*) et le bar européen (*Dicentrarchus labrax*) étaient pêchés dans 42 et 38% des traits de chalut respectivement (Source IFREMER – Système d'informations halieutiques – campagne NURSE). Lors de la campagne NURSE qui cible les espèces benthiques, dans l'estuaire de la Gironde, on ne retrouve pas de gobie tacheté qui est pourtant retrouvé très régulièrement en 2021 dans les prés salés à Mortagne et en baie de Bonne Anse (dans les prés salés en Gironde). Cela souligne l'importance des prés salés pour cette espèce. Les assemblages ichtyologiques dans les prés salés semblent être différents des communautés présentes dans les pertuis et les estuaires. Les espèces ne sont pas présentes dans les mêmes proportions.

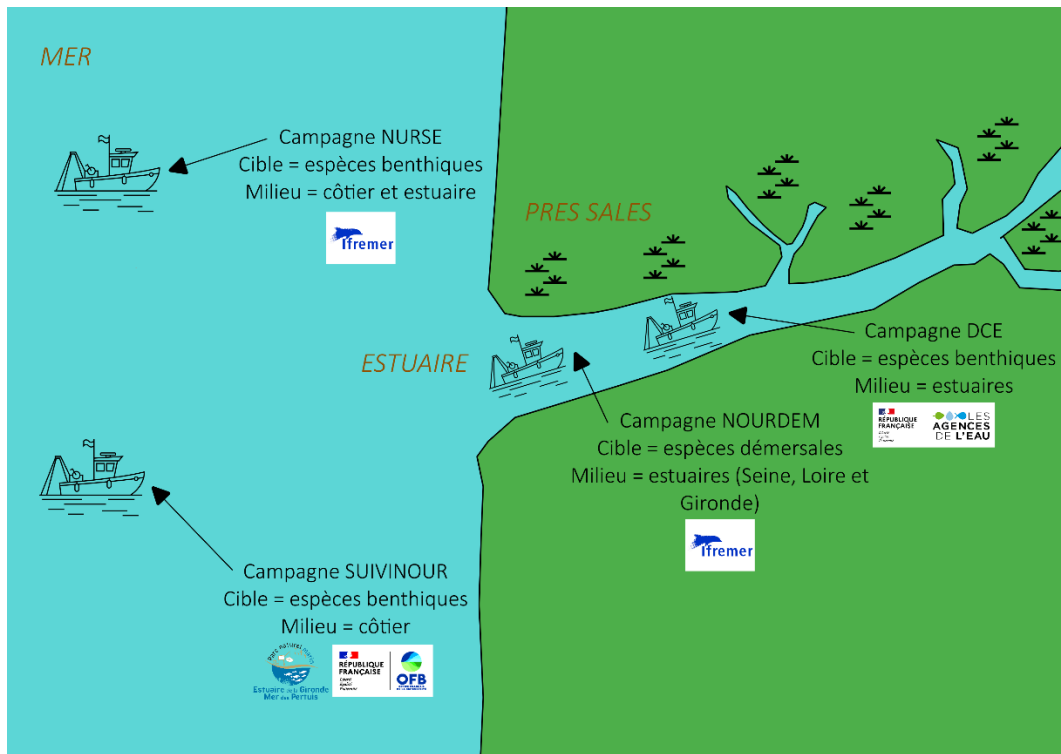


Figure 62 : Campagnes de pêches scientifiques existantes dans le périmètre du parc marin

## 4-2 Espèces pouvant avoir expliqué la structure des communautés de poissons

### 4-2-1 Crustacés

En 2021, les familles de *crustacés* que l'on retrouve le plus fréquemment lors des pêches sont les carcinidés : le crabe vert (*Carcinus maenas*), les palaemonidés : la crevette bouquet des marais (*Palaemon varians*), la crevette bouquet commun (*Palaemon serratus*), la crevette rose (*Palaemon elegans*) et la crevette blanche (*Palaemon longirostris*), les crangonidés : la crevette grise (*Crangon crangon*) et les sphaeromatidés : le sphaerome du schorre (*Lekanesphaera rugicauda*) (Tableau 13). On retrouve de fortes abondances de crustacés sur le site de Mortagne en Gironde. Cela explique peut-être les fortes abondances de poissons en 2021 sur ce site puisque certaines espèces de poissons comme le bar ou les gobies se nourrissent en partie de crustacés (Léauté, 1984; Sturbois et al., 2016). Une prédation des crabes verts sur les poissons a régulièrement été observée lors des pêches. Néanmoins, aucune co-occurrence négative n'a pu être identifiée entre les espèces de poissons et le crabe vert. Nos résultats montrent que les prés salés sont caractérisés par des espèces de crustacés spécifiques qui ne sont pas observés dans les estuaires et les Pertuis comme par exemple la crevette bouquet des marais (*Palaemon varians*) et le sphaerome du schorre (*Lekanesphaera rugicauda*) (Martin, Néauport, et al., 2019; Martin, Pages, et al., 2019; Source IFREMER – Système d'informations halieutiques – campagne NURSE et NOURDEM). Les crevettes bouquet des marais vivent dans les mares



et les fossés d'eau saumâtre ou presque douce. Les sphaeromes du schorre vivent dans des zones estuariennes abritées, souvent dans les marais salés (Hayward & Ryland, 2017). Les crustacés dont viennent se nourrir les poissons dans les chenaux des prés salés (et qui ont été retrouvés lors de la dissection des estomacs de bars lors de l'étude) sont donc fréquemment des espèces que l'on ne retrouve que dans les prés salés.

#### 4-2-2 Cténophores

Des cténophores étaient régulièrement présents parmi les captures parfois dans de fortes quantités (Figure 43). La présence de l'espèce invasive *Mnemiopsis leidyi* a été quantifiée en 2021. Cette espèce exerce une activité de prédation sur plusieurs taxons de proies de poissons comme le microplancton, les copépodes ainsi que les œufs et larves de poissons (Colin et al., 2010; Shiganova et al., 2001). L'invasion de ce cténophore peut avoir un impact sur les écosystèmes et modifier la structure des réseaux trophiques en altérant par exemple le succès de recrutement de certaines espèces de poissons (Haslob et al., 2007; Shiganova et al., 2001; Ivanov et al., 2000). *Mnemiopsis leidyi* a certainement des effets importants sur les poissons pêchés et sur leurs proies potentielles. L'espèce a par exemple été à l'origine de l'effondrement de la pêche de l'anchois en Mer noire en 2000 (Ivanov et al., 2000). Il est supposé que la réduction du nombre d'anchois est la conséquence de la concurrence pour la nourriture avec *Mnemiopsis leidyi* (Budisa et al., 2021). Nos résultats ne montrent pas de co-occurrences négatives entre les espèces de poissons et les cténophores. L'étude de co-occurrence est réalisée seulement sur l'année 2021, il serait intéressant d'étudier cette interaction sur plusieurs années. Les sites en Seudre en 2021 sont peut-être des zones refuges pour l'espèce car sa présence est régulière (elle est présente tous les mois lors des pêches). D'autres sites comme Triaize en Baie de l'Aiguillon sont plutôt caractérisés par des épisodes de bloom de cténophores ponctuel (en juillet). Ce bloom est certainement dû à des conditions environnementales qui sont favorables aux cténophores. Il est important de rester vigilant par rapport à cette espèce invasive. Il est nécessaire de suivre ce phénomène de bloom afin d'étudier son impact sur la faune dans la colonne d'eau côtière.

#### 4-2-3 Zooplancton

Les taxons de zooplancton pêchés à l'aide du filet à plancton sont majoritairement des copépodes sur la plupart des sites (Figure 44). On observe un fort bloom de mysidés en septembre sur le site Mortagne en Gironde à mettre en lien avec les fortes abondances de crustacés retrouvés sur ce site et dans les estomacs de bars. Ces premiers résultats permettent de dresser un premier inventaire global des taxons apportés par la marée et qui peuvent potentiellement être des proies pour les carnivores comme le bar. Il est intéressant de constater que l'abondance respective de chaque proie



potentielle varie au cours de la saison. Le manque de recul dans ce domaine ne permet pas de réaliser des analyses et interprétations sur l'état de la colonne d'eau mais encourage à poursuivre les efforts de recherche dans cette direction

### 4-3 Observations des facteurs pouvant expliquer les différences en termes de communauté ichthyologique sur les sites

#### 4-3-1 Salinité et température

Le paramètre de la **température** ne reflète pas les températures saisonnières et la comparabilité inter-sites de ce site est hasardeuse. En fonction des conditions de marées et de la disponibilité des équipes, les différents sites ont été échantillonnés à des moments différents de la journée et à des jours différents. Les valeurs minimales sont comprises entre 10 et 15°C et les valeurs maximales entre 25 et 30°C (Figure 45).

Le pré salé est le réceptacle de flux marin (flot) et d'eau douce (Précipitation, fleuve avec l'exemple de la Gironde et autres petits affluents). Ces flux ont un impact sur la **salinité** des eaux dans les marais. Sur certains sites des dessalures sont observés au cours du jusant notamment sur les sites de la Baie de l'Aiguillon et sur le site de Bonne Anse à l'embouchure de la Gironde (une dessalure qui se répète d'année en année) (Figure 46). Lors du jusant (marée descendante) des volumes d'eau douce peuvent rejoindre l'estran entraînant une baisse globale de la salinité suite à un mélange avec l'eau marine. En juillet 2021, il y a eu des épisodes de forte pluviométrie au cours des pêches à la Baie de l'Aiguillon. Cette pluie pourrait également expliquer en partie la dessalure. D'un site à l'autre, les salinités sont différentes. Les sites de Mortagne Sur Gironde et de l'Eguille sur Seudre présentent les salinités les plus faibles en raison de la forte influence des eaux estuariennes. Les salinités des sites d'embouchures d'estuaires : Bonne Anse (Gironde), Marais de Brandelle et Chenal de Luzac (Seudre) sont plus élevés. En période estivale, un phénomène d'évaporation peut entraîner une augmentation de la salinité dans les chenaux (par exemple en 2017 au mois de juillet sur le site de Puyravault). Malgré une forte attractivité due à une production primaire importante les poissons qui s'aventurent dans les chenaux doivent être capables de supporter de fortes variations de salinité et de température. C'est par exemple le cas pour le bar européen (*Dicentrarchus labrax*) qui est un poisson eurytherme et euryhalin capable de supporter de grands écarts de température (de 2°C à 32°C) et de grandes variations de salinité (de 0.5% à 40%) (Fritsch & Boucher, 2005).

#### 4-3-2 Incidence des variables sur la richesse spécifique

Les **variables considérées** sont : le site, le mois et l'année, le temps de submersion, la distance du pré salé à la slikke, la largeur de l'entrée du chenal, la surface du chenal échantillonné, la hauteur de marée



haute, la situation géographique des sites, la présence d'ouvrage ouverts vers des bassins ou non et le facteur coefficient montant ou descendant.

Aucune des variables considérées ne semblent avoir une incidence sur la **richesse spécifique** (Tableau 17). Le fait que les pêches aient été réalisées le matin ou l'après-midi ne semble pas avoir d'incidence sur la richesse spécifique. Cependant, toutes les espèces qui fréquentent les chenaux des prés salés ne sont pas échantillonnées puisque certaines semblent avoir une activité dans les prés salés seulement la nuit. En effet, le projet PAMPAS, porté par le LIENSs, a mis en avant les différentes communautés d'ichtyofaune fréquentant les prés salés de jours et de nuit sur le site de Bossys sur l'île de Ré. Plus d'espèces ont été pêchées de nuit que de jour. Certaines espèces comme l'Anguille européenne (*Anguilla anguilla*) et la dorade royale (*Sparus aurata*) ne sont pêchées que de nuit (Données LIENSs PAMPAS). Les anguilles jaunes ne s'activent que lorsque les températures sont assez basses, le reste du temps elles se cachent dans le sédiment (Keith et al., 2011).

#### 4-3-2 Incidence des variables sur l'abondance

Il y a un effet site important sur les **abondances de poissons (CPUE)** sans prendre en compte l'effet année et mois ce qui veut dire que les assemblages de poissons diffèrent significativement entre les sites (Tableau 18). La variabilité des abondances de poissons (CPUE) semble particulièrement marquée par le site combiné à un effet année. Les abondances de poissons en 2021 sont en effet en moyenne plus faibles qu'en 2017 et 2019. Il y a une différence significative entre l'abondance moyenne en 2017 et en 2021. On observe également un effet mois puisque l'abondance moyenne paraît être en moyenne plus importante au mois de juillet. L'abondance en CPUE semble également plus importante lorsque les pêches ont lieu à un coefficient montant c'est-à-dire à des coefficients qui augmentent plutôt qu'à des coefficients qui diminuent. Il est possible que d'avantage de poissons se déplacent avec les masses d'eau vers les chenaux lorsque les coefficients augmentent. Enfin, plus la largeur de l'entrée du chenal est importante sur les sites et plus l'abondance augmente. La surface de bassin versant (km<sup>2</sup>), la surface d'estuaire à marée haute (km<sup>2</sup>), la longueur d'estuaire (km) et la largeur d'embouchure (km) exercent une influence majeure sur la présence et l'étendue des écotones dans les estuaires (Elliott & Whitfield, 2011). Comme dans les estuaires, la largeur de l'embouchure du chenal semble avoir une influence sur l'abondance des assemblages ichtyologiques.

#### 4-4 Observations des fonctions de nurricerie pour le bar européen (*Dicentrarchus labrax*)

Le premier critère de la fonction de nurricerie est la **présence de grandes densités de juvéniles**. Les individus de bar européen pêchés dans les prés salés sur les trois années dans le périmètre du parc





marin sont majoritairement des juvéniles. Ce constat conforte l'hypothèse de départ qui met en avant le rôle prépondérant des prés salés en tant que nourricerie. Cependant, les densités de juvéniles ne sont pas toujours importantes notamment en 2021. Les faibles effectifs de juvéniles de bar pêchés en 2021 rendent l'étude des fonctions de nourricerie des prés salés difficiles. Des faibles effectifs de bars sont également constatés dans les pertuis Breton et d'Antioche et en Gironde en 2021 (Tableau 24) (Source IFREMER – Système d'informations halieutiques – campagne NOURDEM et NURSE). Ce critère est validé lorsque la moyenne des abondances (CPUE) de juvéniles de bar par site pour une année est supérieure à la médiane des CPUE de juvéniles de bars totale. En 2021, le critère 1 n'est donc pas validé pour le site à la pointe d'Arçay, les sites en Baie de l'Aiguillon, le site situé à Oléron, le site de la pointe de l'Eguille situé en Seudre et le site de Mortagne qui se trouve Gironde. La densité d'individus de bar pêchés sur ces sites est trop faible. La forte variabilité interannuelle des abondances de bar est connue et a notamment été mise en avant dans le rapport d'étude sur les nourriceries de la baie de Seine orientale et de l'estuaire de la Seine (Morin et al., 1999). Ainsi, une seule année de données n'est pas suffisante pour conclure sur le rôle de nourricerie d'un estuaire ou d'un pré salé. Le protocole sur plusieurs années permet d'avoir une vision dynamique interannuelle de la fonction de nourricerie d'un site.

Le deuxième critère est la **présence durable des juvéniles durant leur première année de vie**. Les classes de tailles des bars sont étudiées pour calculer leur taux de croissance dans les prés salés. Chez le bar, la croissance est fortement liée à l'activité de nourrissage (Lafaille et al., 2001). La phase de recrutement arrive pour beaucoup de sites en juillet. Elle correspond à l'apparition de juvéniles qui sont pour la plupart de la cohorte de l'année (CO0). Les taux de croissance de la cohorte de l'année (CO0) et/ou de la cohorte précédente (CO1) sont positifs sur presque tous les sites en 2021 ce qui démontre une augmentation de la taille moyenne des juvéniles dans les prés salés au cours d'une année et donc une présence durable des juvéniles. Le deuxième critère est donc validé sauf pour un site en Gironde (Mortagne) sur l'année 2017 parce que le taux de croissance des juvéniles de bars de la cohorte **CO0** est de 0 entre juillet et septembre (Figure 58). La croissance de la cohorte de l'année (CO1) est plus faible entre juillet et septembre qu'entre mai et juillet. Les plus gros individus quittent certainement le pré salé pour se rendre vers d'autres nourriceries plus adaptées à leur taille ou vers les sites de frai en zone hauturières. Seul, les plus petits individus de la cohorte continuent à se nourrir dans les prés salés, ce qui fait baisser le taux de croissance. Le gradient de température présent tout le long de l'aire de répartition du bar permet d'expliquer en grande partie les variations de croissances trouvées entre les régions (Fritsch & Boucher, 2005). Les taux de croissance des bars dans les prés salés plus au nord du Parc marin sont donc probablement plus faibles que sur les sites locaux. La taille moyenne de la cohorte



de l'année précédente (CO1) se situe entre 125 et 200 mm. Celle de la cohorte de l'année (CO0) est entre 10 et 125 mm au mois de septembre. Les classes tailles sont similaires à celles des bars pêchés en estuaire lors de la campagne NOURDEM (Le Goff et al., 2022).

Le troisième critère pour étudier la fonction de nourricerie est l'**utilisation pérenne de la matière produite *in situ* pour la croissance**. Les faibles valeurs de l'indice de vacuité (proportions des individus qui ont l'estomac vide) des jeunes bars confirment que ceux-ci s'alimentent bien dans les prés salés. Les rations instantanées (proportions moyennes du poids du bol alimentaire sur le poids des individus des bars) sont globalement élevées sur les sites, elles sont comprises entre 1 et 8% sur les trois années. Les valeurs sont faibles sur le site de l'île de Ré (les Bossys) en 2021 alors qu'on note la présence de beaucoup de juvéniles de bars notamment dans le canal des Bossys. La présence en grande quantité de juvéniles de bars a peut-être raréfié la présence de proies sur le site. Les estomacs de bar analysés révèlent une richesse spécifique de proies comprise entre 1 et 8 sur les trois années et l'ensemble des sites. 79% des individus n'a consommé qu'un, deux ou trois types de taxon. De façon générale, nos résultats d'analyse des contenus stomacaux montrent que les individus juvéniles de bars ne consomment pas une grande diversité de proies puisqu'il est rare que celle-ci dépasse trois espèces. Ces résultats correspondent à ce qui a déjà été mis en évidence dans d'autres études de contenus stomacaux de bars (Léauté, 1984; Sturbois et al., 2016). Nos travaux montrent que le nombre d'individus de proies consommées par un bar (juvéniles et adultes) se situe entre 1 et 422 (moyenne de  $16,48 \pm 41,8$ ). 64% des bars avaient consommés entre 1 et 10 proies et 18% entre 10 et 20. Le nombre de proies par estomac demeure limité par la taille des bars mais les proies les plus petites pouvaient parfois être présentes en très grand nombre (mysidae, sphaeromes, etc). Les décapodes, les isopodes, les amphipodes, les annélides, les mysidés et les poissons regroupent la majeure partie des proies consommées. Aucune proie ne se démarque comme proie principale ou essentielle à l'échelle de l'ensemble des sites, ce qui laisse supposer que, les jeunes bars sont plutôt opportunistes et se nourrissent de la nourriture disponible selon le site. Aucune proie ne se détache réellement par rapport aux autres et les valeurs de l'indice I varient d'un site à l'autre (Figure 60). Nos données montrent que les proies consommées par les bars sont peu d'origine terrestre. Il a été démontré récemment que la source de carbone d'origine terrestre contribuait en effet très faiblement à l'alimentation des bars juvéniles dans la baie du Mont Saint-Michel (Lafage et al., 2021). La majorité des proies sont d'origine marine ou du chenal des prés salés. Le sphaerome du schorre (*Lekanesphaera rugicauda*) ou la crevette bouquet des marais (*Palaemon varians*) sont par exemple des espèces inféodés aux chenaux des prés salés (Hayward & Ryland, 2017). La présence de grosses proportions de proies provenant des chenaux des prés salés dans les contenus stomacaux confirme l'importance des prés salés comme zone de



nourricerie. Notre étude précise néanmoins, que le type de proies consommées par les bars varie en fonction des sites. Le site de Bellevue BH est le seul site où les juvéniles de bars consomment régulièrement des proies terrestres (généralement des diptères et des araignées). Il est probable que les fréquentes surcotes en début de pêche sur ce site, générant l'immersion de la végétation (contrairement aux autres sites) (Figure 63) emportent les proies terrestres au cours du flot les rendant disponibles pour les poissons.



Figure 63 : Site de Bellevue BH (RNNBH) au début de pêche en septembre 2021

Le critère 3 ne peut pas être validé pour le site Esnandes parce que les valeurs de rations instantanées sont faibles et parce qu'il n'y a pas de proies d'origine du pré salé ou des chenaux dans les estomacs (Figure 60). Il a été validé pour tous les autres sites parce que l'on note la présence de proportions importantes d'espèces inféodés aux chenaux des prés salés dans les estomacs de bar. Le protocole RNF propose d'analyser les contenus stomacaux des Gobies tachetés (*Pomatoschistus microps*) lorsqu'il n'y a pas assez d'individus de bars. Dans cette étude, ils n'ont pas été analysés faute de temps et parce que les dissections sont plus complexes à réaliser sur de petits individus, néanmoins leur régime alimentaire se compose ordinairement de proies en partie similaires à celles consommées par les juvéniles de bars (copépodes, mysidacés, amphipodes, annélides...) (Pasquaud, 2006). Le rôle de nourricerie des prés salés est donc tout aussi important pour cette espèce. L'analyse des échantillons d'arthropodes (partie optionnelle du protocole RNF) est intéressante, à la fois pour connaître le



peuplement du pré salé et le comparer avec la communauté d'arthropodes retrouvée dans les estomacs ainsi que pour estimer la disponibilité en proies.

Le dernier critère est la **migration des subadultes vers les sites fréquentés à l'âge adulte**. Ce critère ne peut être que validé de façon hypothétique. L'application d'autres protocoles de suivi des subadultes et des adultes pourrait permettre d'évaluer ce critère plus finement. Par exemple, la microchimie des otolithes des adultes peut être utilisée pour identifier les traces du passage des individus adultes, capturés sur les zones de frai ou fréquentées à l'âge adulte, dans une nurricerie côtière comme un pré salé. L'otolithe conserve en effet les éléments chimiques simples qui composent la signature des écosystèmes fréquentés par les poissons. L'analyse des isotopes stables (atomes d'un même élément qui ont un nombre égal de protons et un nombre inégal de neutrons ce qui leur donne des poids légèrement différents) permet également de découvrir de nombreuses informations sur un poisson comme son régime alimentaire et l'environnement dans lequel il a grandi. La capture marquage recapture (CMR) entre les sites fréquentés par les juvéniles est ceux fréquentés par les adultes (Parlier, 2006) pourraient également permettre un suivi. Les méthodes de marquage sont cependant chronophages et très coûteuses. L'analyse de la microchimie des otolithes ou des isotopes stables pourraient être plus efficace. Le critère est validé de façon hypothétique sur tous les sites.

En conclusion, la fonction de nurricerie des prés salés pour le bar n'est pas validée pour le site de la pointe d'Arçay et les sites en Baie de l'Aiguillon en 2021 (alors qu'elle est validée en 2019) parce que les abondances de bars étaient trop faibles sur ces sites. Pour les mêmes raisons, la fonction n'est pas validée en 2021 pour le site de l'île d'Oléron (Bellevue Oléron), pour le site de la pointe de l'Eguille en Seudre et pour le site de Mortagne situé dans l'estuaire de la Gironde. Finalement, les fonctions de nurricerie des sites pour chaque année ont été évalués sur la base de ces critères (dès lors que les 3 critères sont validés) (Tableau 23). La raison principale pour laquelle les fonctions de nurricerie ne sont pas validés est le manque d'effectifs de juvéniles de bars.

#### 4-5 Réflexions sur le protocole

Plusieurs points d'interrogations sont à relever sur le protocole pour répondre aux questionnements liés à la gestion des prés salés. De nombreuses études ont déjà identifié les prés salés comme nurriceries jouant un rôle fondamental pour de nombreuses espèces de poissons durant les premières années de vie (Cattrijsse et al., 1994; Cattrijsse & Hampel, 2006; Green et al., 2009; Harrison-Day et al., 2021; Kneib, 1997). Cela pose question sur la nécessité de valider ou non la fonction de nurricerie des prés salés en soit.



La fonction de nourricerie des prés salés n'est étudiée que pour une seule espèce (le bar européen) alors que 7 espèces sont retrouvées régulièrement dans les prés salés. Dans le cadre d'une étude sur l'évaluation de la fonction de nourricerie des prés salés pour l'ichtyofaune sur la Réserve Naturelle Nationale de Moëze-Oléron en 2018 plusieurs estomacs de mulets ont été disséqués. Cela a permis de confirmer l'hypothèse selon laquelle les mugilidés dans les prés salés sont avant tout des consommateurs de micro-algues et de biofilm (Richard, 2018). Avec ce protocole, il est donc impossible d'évaluer la fonction de nourricerie pour les mugilidés qui sont pourtant la famille de poisson que l'on retrouve le plus fréquemment dans les prés salés.

Le bar est une espèce opportuniste. Elle se nourrit des proies qui sont disponibles sur les sites. La stratégie d'échantillonnage est ciblée sur les chenaux des prés salés à des coefficients particuliers (entre 70 et 90). Sur un mois, cet échantillonnage est représentatif de peu de jours. Le reste du temps, soit les chenaux ne sont pas remplis entièrement, soit la végétation des prés salés est submergée. Les pêches ne sont pas représentatives de l'ensemble de la fréquentation. En effet, lors des pêches la plupart des cortèges de poissons sont dominés par le mulot qui vient brouter le microphytobenthos des chenaux. Ils n'ont pas d'intérêt à exploiter la partie végétalisée des prés salés.

Le protocole nécessite un investissement humain et temporel important. Sur le terrain, la présence de 3 à 5 personnes est nécessaire pour une demi-journée de travail pour la réalisation de chaque pêche. Le temps passé en laboratoire est important. En moyenne, le nombre d'heures passées en laboratoire par site est entre 14 heures (Bellevue Oléron) et 40 heures (Mortagne) sur les échantillons des trois mois de pêches (durées estimées). Les plages de travail correspondant aux coefficients 70-90 sont limitées et conditionnent, tout comme le temps nécessaire aux analyses en laboratoire, le nombre de sites étudiables par une équipe (cet intervalle de coefficient se justifie néanmoins pour l'application du protocole sur le terrain).

La mise en œuvre terrain du protocole peut induire quelques biais selon les caractéristiques des sites étudiés. Par exemple, la profondeur des chenaux de la plupart des sites était supérieure à la hauteur des filets laissant à certains poissons la possibilité de s'échapper en passant entre le filet et le fond du chenal. Il est de ce fait possible que les abondances de poissons voire la richesse spécifique aient été sous-estimées, notamment pour les espèces benthiques telles que les gobies. Ajouter des lests aux filets, comme conseillé lors du COPIL (Trigodet, 2021), a permis d'atténuer ce problème. Il serait également possible d'utiliser des filets avec des hauteurs plus importantes. Beaucoup d'individus de mulets parvenaient à sauter au-dessus des trois filets pouvant biaiser les abondances, bien que ces individus aient été dénombrés autant que possible pendant les pêches.



Le protocole précise qu'il faut effectuer des relèves jusqu'à ce qu'il n'y ait plus d'eau dans les chenaux. Sur plusieurs sites, l'eau n'était pas évacuée en totalité à la fin des pêches soit parce qu'il restait encore beaucoup d'eau dans les chenaux qui ne s'évacuaient plus (comme ça a été le cas sur le site de Bellevue BH qui est une grande lagune connectée à la mer (Figure 64)), soit parce que le chenal reste connecté à des bassins d'eau par des ouvrages (comme c'est le cas aux Bossys). Sur ces sites à la morphologie particulière, il est donc probable que des poissons soient restés dans les prés salés après la fin des pêches.



Figure 64 : Site de Bellevue BH (RNNBH) à la fin de la pêche en septembre 2021

En laboratoire, le tri des petits individus ainsi que l'étude des contenus stomacaux nécessitent des compétences particulières et du matériel adapté. Pour la présente étude, l'échange de matériel entre les gestionnaires a facilité la mise en place du protocole. Certains équipements, comme les balances de précision, ne sont pas disponibles sur tous les sites. La mutualisation des équipements n'est parfois pas possible raison de la distance entre les sites ou le chevauchement des dates de pêches. Il faut également souligner l'impact de la mise en place du protocole sur les organismes puisque tous sont prélevés lors du jusant. La mortalité est limitée au maximum en remettant les plus gros individus à l'eau le plus rapidement possible, en utilisant des bulleurs et en réalisant des sous échantillonnages.

Les analyses de données ont fait l'objet de certains compromis qu'il est important de garder à l'esprit. Pour le calcul de la richesse spécifique, les taxons assimilés ont été regroupés dans le taxon le plus haut



identifié. Par exemple, lors d'une pêche avec des individus identifiés à la famille (par exemple mugilidés) et des taxons identifiés à l'espèce (*Chelon auratus* et *Chelon ramada*), on a considéré qu'il y avait deux espèces de mulets sans prendre en compte le fait qu'il pouvait y en avoir plus (des espèces identifiées seulement à la famille). Cela implique que la richesse spécifique a pu être sous-estimée dans les analyses. Les données d'abondance (CPUE) de la présente étude ont été mises en parallèle aux données de densité (nombre d'individus par une surface données) issus de campagnes en mer ou en estuaire (NURSE, NOURDEM, DCE). La comparaison des tendances évolutives temporelles des jeux de données a été faite mais les comparaisons des valeurs sont impossibles.

Les fonctions de nourricerie pour le bar européen ont été évaluées selon les critères de la définition de la nourricerie *sensu stricto* de Beck et al 2001. Le premier de ces critères est la présence de grandes densités de juvéniles. Lors de l'étude, s'est posée la question de définir ce qu'est une forte densité de juvéniles. L'approche choisie ici est relative (comparaison des abondances à la médiane de toutes les abondances) et les qualifications du critère sont dépendantes des sites inclus dans l'analyse. La validation de ce critère pour certains sites à l'échelle du Parc marin, ne serait peut-être pas confirmée à l'échelle nationale. Au vu des comparaisons de l'évolution temporelles des abondances de bars entre les données recueillis dans le cadre des campagnes en mer et en estuaire (NURSE et NOURDEM), on peut se demander si les densités de juvéniles sont un bon indicateur de la fonction de nourricerie ou s'ils reflètent simplement les tendances de recrutements à une plus grande échelle. Les critères sur la présence durable des juvéniles et sur l'utilisation de la matière produite in situ (critères 2 et 3) sont difficiles à évaluer lorsque les effectifs sont faibles, comme cela a été le cas en 2021 pour le bar. Le quatrième critère qui suppose la vérification de la migration des subadultes vers des zones fréquentées à l'âge adulte, ne peut être évalué selon ce protocole. Seul un protocole de suivi des adultes permettrait de répondre avec certitude à cette question. On peut se demander si l'état fonctionnel de nourricerie est un bon indicateur l'état écologiques des prés salés.

Peu de proies terrestres ont été retrouvées dans les estomacs de bar. Cela s'explique certainement par le fait que les pêches sont réalisées à de petits coefficients. L'eau reste dans les chenaux et n'inonde pas ou très peu la végétation. Réaliser des pêches à d'autres coefficients sur la végétation ou dans les vasières (à l'aide de verveux doubles par exemple) permettrait de voir si davantage de proies terrestres sont retrouvées dans les estomacs et pourrait permettre de capturer un cortège plus représentatif de la fréquentation des prés salés.



## 4-6 Ressemblances entre les sites

La question de la redondance des sites en termes de communautés ichthyologiques est exprimée par les gestionnaires afin d'éventuellement supprimer certains sites de pêche si la campagne se poursuit dans les années à venir dans le périmètre du parc. Les sites Esnandes et Puyravault en Baie de l'Aiguillon semblent se ressembler en termes de communautés (Figure 39). Ils sont caractérisés par de fortes abondances de mulets et de gobies et par peu d'athérines et de bars. Ces deux sites n'ont cependant pas la même gestion puisqu'une fauche a lieu régulièrement sur le site de Puyravault contrairement à Esnandes (Annexe 9). En 2021, la fonction de nourricerie n'est pas validée sur ces deux sites en raison d'une faible abondance de juvéniles de bars (Tableau 23). En 2019, elle est validée sur les deux sites et en 2017, elle est validée sur le site de Puyravault et pas sur le site d'Esnandes également par rapport à une faible abondance de juvéniles de bars. Les deux sites à l'embouchure de la Seudre (Chenal de Luzac et Marais de Brandelle) se ressemblent également en termes de communauté ichthyologiques (Figure 39). Ils sont caractérisés par de fortes abondances d'athérines, de bars et de mulets et par peu de gobies. La fonction de nourricerie pour le bar est validée pour ces deux sites. La ressemblance reste cependant à confirmer parce que la comparaison entre ces deux sites a été effectuée seulement pour l'année 2021 parce qu'il n'y a pas eu des pêches sur le site du Chenal de Luzac avant 2021 (Figure 3).

## 4-7 Perspectives

Les objectifs de gestion et les résultats attendus dans le cadre de l'étude, pour les réserves naturelles nationales dans le périmètre du parc, sont de maintenir et/ou améliorer l'état de conservation des prés salés et leurs fonctionnalités biologiques (comme la fonction de nourricerie pour l'ichtyofaune). Pour le parc naturel marin de l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis, l'objectif est de maintenir le bon état écologique et la couverture des prés salés dans le périmètre du parc. Ces objectifs nécessitent l'évaluation de l'état écologiques et des fonctions écologiques des prés salés.

La présente étude répond partiellement à ces objectifs puisqu'elle permet l'évaluation de la fonction de nourricerie des sites (avec certaines limites décrites dans la partie 4.5). La prise en compte d'autres compartiments ou processus du milieu comme par exemple la végétation, la macrofaune, les insectes ou encore la sédimentation et le piégeage du carbone donnerait une vision plus intégrative des prés salés et de leurs fonctionnalités. Des protocoles RNF optionnels au suivi de l'ichtyofaune des prés salés prennent en compte certains de ces éléments (suivi des arthropodes et suivi de la végétation) (Le Luherne & Caillot, 2018). Ces protocoles demandent beaucoup de temps et de compétences, sont mis en place pour dans l'objectif d'aider à l'étude des fonctions des prés salés pour l'ichtyofaune et ne répondraient pas en totalité aux objectifs de gestion. Bien que les résultats obtenus par le biais de ce





protocole présentent certaines limites (partie 4.5), ils permettent d'évaluer la fonction de nourricerie de façon relative, de faire un inventaire des espèces fréquentant les chenaux et de suivre ces effectifs dans le temps. Ce protocole apparaît également intéressant dans le cadre d'un suivi des espèces invasives comme *Mnemiopsis leidyi*. Il nécessiterait une simplification en fonction des objectifs.

Il est néanmoins à noter que l'évaluation de la fonction de nourricerie des prés salés peut se faire via l'application d'autres méthodes. Dans le cadre de la campagne IFREMER NOURDEM, afin d'étudier les différences de qualité des trois estuaires (L'estuaire de la Seine, l'estuaire de la Loire et l'estuaire de la Gironde), plusieurs paramètres ont été déterminés : les différences de croissance et des conditions corporelles des poissons entre nourriceries, les différences de niveaux de cortisol (hormones du stress) qui impactent la croissance des poissons et les différences de niveaux de contamination chimique qui influencent également la croissance. Ces paramètres sont étudiés pour les espèces retrouvées les plus fréquemment dans les estuaires (Le Goff et al., 2022). Ce protocole pourrait potentiellement être adapté aux prés salés. Il pourrait notamment permettre d'axer l'étude sur quelques espèces et de réduire le temps sur le terrain et en laboratoire. Il permettrait également d'inclure les espèces de mulets dans l'évaluation de qualité des fonctions de nourricerie. Certaines études récentes mettent également en évidence la pertinence de l'analyse des isotopes stables notamment pour évaluer les effets à long terme des changements de végétation et des perturbations humaines sur les poissons dans les prés salés (Lafage et al., 2021).

Les gestionnaires des aires protégées formulent aujourd'hui le besoin de travailler avec des indicateurs d'état écologique ou de conservation pour qualifier l'habitat et permettre le maintien ou l'amélioration de son état. Dans les estuaires français, une méthodologie a été développée dans le cadre de la DCE afin de créer un indicateur « poisson » capable de qualifier l'état écologique des masses d'eau de transition. Le choix des métriques constituant l'indicateur est basé sur un travail de modélisation et d'interprétation de la réponse induite par une pression d'origine anthropique sur chacune de ces métriques. Des travaux ont permis d'identifier et de valider sept métriques significativement impactées par des pressions identifiées pour constituer l'indicateur poisson ELFI dans les estuaires français. Ces métriques sont la densité totale des poissons, la densité de poissons diadromes, la densité de juvéniles marins, la densité de poissons d'eau douce, la densité d'espèces résidentes, la densité de poissons benthiques et la richesse taxonomique (Delpech & Lepage, 2012). L'indicateur ELFI ne peut néanmoins être directement appliqué aux données acquises via le protocole RNF puisque les méthodologies d'acquisition, les communautés d'ichtyofaune et les pressions auxquels les prés salés sont soumis diffèrent de celle des estuaires. Une méthodologie similaire adaptée aux prés salés pourrait être intéressante à mettre en place et permettre un suivi standardisé.



Une approche de suivi surfacique parait pertinente pour veiller au maintien de l'étendue de l'habitats, notamment en lien avec le changement climatique, et pourrait être couplée avec la mesure des conditions abiotiques du milieu (salinité et humidité édaphique, etc) et le niveau de perturbation (pertes physiques, apports en nutriments, modification des conditions hydrologiques, fauche, présence d'espèces invasives, proportions de thérophytes, etc).



## Conclusion

Pour la première fois, une étude multi-sites sur les fonctions de nourricerie des prés salés pour l'ichtyofaune est réalisée dans le périmètre du Parc marin de l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis. Le travail des équipes de gestionnaires des RNN, du CEN-NA, de la LPO et du Parc a permis la mise en application du protocole RNF afin d'évaluer les fonctions écologiques des prés salés pour l'ichtyofaune. Les données des trois années de suivi ont été valorisées et analysées dans le présent travail. Au total, 26 espèces de poissons ont été identifiées sur l'ensemble des sites. Les familles de poissons pêchées le plus fréquemment sur les sites sont les mugilidés (mulets), les moronidés (bars), les gobiidés (gobies) et les atherinidés (athérines). Beaucoup d'espèces retrouvées dans les prés salés dépendent du milieu estuarien et côtier pour accomplir l'ensemble ou une partie de leurs cycles biologiques. La variabilité interannuelle des abondances et des biomasses de poissons est importante. En 2021, de faibles effectifs de poissons ont été pêchés. Il existe des différences et similarités entre les communautés des sites liées à leur proximité et leur situation géographique (sites offshore, sites côtiers et sites estuariens). Les assemblages de poissons présentent également des variations entre les années pour un même site. Cela résulte certainement d'une évolution rapide du milieu ou de l'évolution des communautés au large des sites. L'étude a permis d'identifier la présence d'une espèce invasive de cténophore dans les chenaux des prés salés (*Mnemiopsis leidyi*). La fonction de nourricerie pour le bar européen (*Dicentrarchus labrax*) est étudié via la validation des critères de Beck et al., 2001. La fonction de nourricerie des prés salés pour le bar n'est pas validée pour le site de la pointe d'Arçay et les sites en Baie de l'Aiguillon en 2021. Cette même année, la fonction n'est pas validée pour le site de l'île d'Oléron (Bellevue Oléron), le site de la pointe de l'Eguille en Seudre et le site de Mortagne situé dans l'estuaire de la Gironde. Les invalidations sont toutes liées aux faibles abondances de bars pêchés qui ne permettent pas de mener l'analyse. Néanmoins les proies consommées par les juvéniles de bar proviennent majoritairement des chenaux des prés salés ce qui souligne l'importance de cet habitat comme zone de nourricerie. Le présent travail est le support de réflexion concernant la méthodologie mise en œuvre et l'analyse des données notamment aux regards de objectifs de gestions des sites. Plusieurs difficultés sont rencontrées dans l'étude des critères d'étude de la fonction de nourricerie pour le bar européen. Les individus de bars pêchés sur les sites sont majoritairement des juvéniles mais les densités sont trop faibles pour permettre l'évaluation de la fonction de nourricerie. Le critère sur la migration des subadultes présents dans les prés salés vers les sites fréquentés à l'âge adulte ne peut être évalué via le protocole appliqué ici, il nécessiterait la mise en place d'un autre protocole. La présente étude soulève d'autres réflexions. On peut se demander s'il est pertinent de chercher à confirmer le rôle de nourricerie des prés salés quand de nombreuses études font consensus à ce sujet.



On peut également se demander si la fonction de nourricerie traduit l'état écologique des prés salés et si c'est la manière la plus optimale de l'étudier. L'application du protocole nécessite un investissement important et répond partiellement aux objectifs de gestion concernant l'évaluation des prés salés pour le maintien ou le développement de l'état de conservation des prés salés et de leurs fonctionnalités biologiques. Les résultats de cette étude et les pistes de réflexions développées seront soumis à la discussion entre les différentes structures gestionnaires des sites associés et partenaires du projet CoEHCo, afin de réfléchir à l'optimisation des méthodologies mises en œuvre.



## Remerciements

**Aux personnels du Service espaces protégés et des Réserves Naturelles Nationales qui ont mis en place efficacement le protocole sur le terrain et qui ont apporté leur contribution technique et scientifique à cette étude :** La RNN de la Casse de la Belle Henriette, la RNN de la Baie de l'Aiguillon, la RNN de Lilleau des Niges et la RNN de Moëze-Oléron.

**Et plus particulièrement, aux personnes qui ont participé à l'étude sur le terrain et en laboratoire :** Jean-Pierre Gueret, Pamela Lagrange, Louise Froud, Clara Ortu, Régis Gallais, Sébastien Palier, Pierre Dolle, Stéphane Guenneteau, Loïc Jomat, Vincent Lelong, Jean-Christophe Lemesle et Julien Gernigon. Merci également à tous leurs collègues et aux bénévoles qui ont pu participer ponctuellement aux pêches. Merci également à Maxime Toma pour son travail sur la gestion des données du projet, à Ségolène Travichon pour le suivi du projet et pour ces conseils et à Anne Sinoquet pour la première relecture du rapport.

**Aux personnels du Conservatoire d'Espace Naturels de Nouvelle-Aquitaine qui ont également mis en place le protocole en Seudre et en Gironde et rédigé un rapport d'étude :** Yann Turgis, Emeline Le Port et Antoine Cassel. Merci à tous leurs collègues qui ont pu participer ponctuellement aux pêches. Merci à eu également pour le prêt du matériel de terrain et de leur salle de laboratoire.

**Aux personnels du parc naturel marin de l'estuaire de la Gironde et de la Mer des Pertuis :** Amandine Eynaudi et Adélaïde Aschenbroich. Merci à elles pour ces échanges toujours constructifs.

**A l'observatoire littoral de Réserves Naturelles de France** pour la dynamique engagée à l'échelle du réseau de site de la façade Manche Atlantique française et plus particulièrement Emmanuel Caillot pour les échanges permettant une telle mise en réseau.

**Aux personnels du laboratoire Littoral Environnement et Sociétés (LIENSs)** pour la mise en place le protocole sur l'île de Ré dans le cadre du projet PAMPAS (Evolution de l'identité Patrimoniale des Marais des Pertuis charentais en réponse à l'Aléa de Submersion marine), notamment à Elodie Réveillac et Mireia Kohler Pacino pour leur disponibilité et leurs conseils. Merci également à Christine Dupuy pour son efficacité sur le traitement des échantillons de méso-zooplancton.

**Aux chercheurs qui ont été de très bon conseil par rapport à l'espèce invasive retrouvée lors des pêches :** Cécile Massé (UMS PatriNat) et Jérôme Jourde (UMR LIENSs).

**Aux acteurs du groupe de travail sur l'ichtyofaune des prés salés,** notamment à Alexandre Carpentier pour sa disponibilité à répondre aux questions posées dans le cadre de l'étude.

**Enfin, aux personnels de l'IFREMER** pour le partage des données des campagnes « nourricerie » NOURDEM et NURSE.



## Bibliographie

- Allen, L., Pondella, D., & Horn, M. H. (2006). *Ecology of marine fishes : California and adjacent waters*.
- Ambapour, S. (2003). *Introduction à l'analyse des données*. BAMSIREPRINT. <https://apprendre.auf.org/wp-content/opera/13-BF-References-et-biblio-RPT-2014/BAMSIREPRINT04-1.pdf>
- Beck, M., Heck, K., Able, K., Childers, D., Eggleston, D., Gillanders, B., Halpern, B., Hays, C., Tisthammer, K., Sheridan, P., Weinstein, M., & Minello, T. (2001). The Identification, Conservation, and Management of Estuarine and Marine Nurseries for Fish and Invertebrates. *BioScience*, 51, 633-641. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0633:TICAMO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0633:TICAMO]2.0.CO;2)
- Bioret, F., Demartini, C., & Géhu, J.-M. (2017). Diachronie phytocœnotique des végétations de prés salés de la réserve naturelle nationale de la baie de Saint-Brieuc (Côtes-d'Armor). *An Aod*, V, 1-12.
- Bissot, R., Hermann, G., Thomassin, G., & ONCFS. (2016). Typologie phytosociologique des végétations de la Réserve naturelle nationale de la Baie de l'Aiguillon. Rapport final. *Audenge : Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique*, 111.
- Blaber, S., & Blaber, T. (2006). Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. *Journal of Fish Biology*, 17, 143-162. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1980.tb02749.x>
- Bonnot-Courtois, C., & Levasseur, J. E. (2012). Organisation de la végétation littorale des estrans vaseux. In : Triplet P., (Ed.), Manuel de gestion des oiseaux et de leurs habitats dans les écosystèmes estuariens et littoraux. *Estuaria*, 23-59.
- Bouchard, V., Tessier, M., Digaïre, F., Vivier, J.-P., Valery, L., GLOAGUEN, J.-C., & Lefeuvre, J.-C. (2003). Sheep grazing as management tool in Western European saltmarshes. *Comptes Rendus Biologies*, 326, 148-157. [https://doi.org/10.1016/S1631-0691\(03\)00052-0](https://doi.org/10.1016/S1631-0691(03)00052-0)
- Breaux, A., Farber, S., & Day, J. (1995). Using Natural Coastal Wetlands Systems for Wastewater Treatment : An Economic Benefit Analysis. *Journal of Environmental Management*, 44(3), 285-291. <https://doi.org/10.1006/jema.1995.0046>
- Budisa, A., Paliaga, P., Juretic, T., Lucic, D., Supic, N., Pasaric, Z., Djakovac, T., Mladinic, M., Dadic, V., & Tinicia, V. (2021). Distribution, diet and relationships of the invasive ctenophore Mnemiopsis leidyi with anchovies and zooplankton, in the northeastern Adriatic Sea. *Mediterranean Marine Science*, 22(4), 827-842. <https://doi.org/10.12681/mms.23305>
- Caillot, E., & Lombardi, A. (2015). Séminaire « Suivis des Prés salés » Quels descripteurs pour quels objectifs de conservation ? RNF, AAMP, AESM.
- Cattrijsse, A., & Hampel, H. (2006). European intertidal marshes : A review of their habitat functioning and value for aquatic organisms. *Marine Ecology-progress Series - MAR ECOL-PROGR SER*, 324, 293-307. <https://doi.org/10.3354/meps324293>
- Cattrijsse, A., Makwaia, E. S., Dankwa, H., Hamerlynck, O., & Hemmiga, M. A. (1994). Nekton communities of an intertidal creek of a European estuarine brackish marsh. *Marine Ecology Progress Series*, 109. <https://doi.org/10.3354/meps109195>
- Colin, S. P., Costello, J. H., Hansson, L. J., Titelman, J., & Dabiri, J. O. (2010). Stealth predation and the predatory success of the invasive ctenophore Mnemiopsis leidyi. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(40), 17223-17227.
- Connoly, R., Dalton, A., & Bass, D. (2006). Fish use of an inundated saltmarsh flat in a temperate Australian estuary. *Australian Journal of Ecology*, 22, 222-226. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1997.tb00662.x>



- Costello, J., Bayha, K., Mianzan, bullet, Shiganova, T., & Purcell, J. (2012). Transitions of *Mnemiopsis leidyi* (Ctenophora: Lobata) from a native to an exotic species: A review. *Hydrobiologia*, 690. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1037-9>
- Dahlgren, C., Kellison, G., Adams, A., Gillanders, B., Kendall, M., Layman, C., Ley, J., Nagelkerken, I., & Serafy, J. (2006). Marine nurseries and effective juvenile habitats: Concepts and applications. *Marine Ecology-progress Series - MAR ECOL-PROGR SER*, 312, 291-295. <https://doi.org/10.3354/meps312291>
- Dame, R. F., & Allen, D. M. (1996). Between estuaries and the sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 200(1), 169-185. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(96\)02642-1](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(96)02642-1)
- Delaporte, P., & Guéguen, M. (coord.). (2017). *Plan de gestion 2017-2026 de la Réserve Naturelle Nationale de Moëze-Oléron et du site de Plaisance*. LPO France; 278p.
- Delpech, C., & Lepage, M. (2012). *Indicateur ELFI : agrégation temporelle et incertitudes et état d'avancement de l'intercalibration européenne*. IRSTERA\_ONEMA.
- Elie, P., & Marchand, J. (1983). *Contribution à l'étude des ressources benthodémersales de l'estuaire de la Loire : Biologie et écologie des principales espèces*. IRSTEA UR ALBX - Aménagements des littoraux et aquaculture. <https://hal.inrae.fr/hal-02606703>
- Elliott, M., & Dewailly, F. (1995). The structure and components of European estuarine fish assemblages. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 29(3), 397-417. <https://doi.org/10.1007/BF02084239>
- Elliott, M., & Whitfield, A. K. (2011). Challenging paradigms in estuarine ecology and management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 94(4), 306-314. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.06.016>
- Elliott, M., Whitfield, A., Potter, I., Blaber, S., Cyrus, D., Nordlie, F., & Harrison, T. (2007). The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: A global review. *Fish and Fisheries*, 8, 241-268. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2679.2007.00253.x>
- Ford, H., Garbutt, A., Jones, L., & Jones, D. (2013). Grazing management in saltmarsh ecosystems drives invertebrate diversity, abundance and functional group structure. *Insect Conservation and Diversity*, 6. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2012.00202.x>
- Foucreau, N., Renault, D., Hidalgo, K., Luga, R., & Petillon, J. (2012). Effects of diet and salinity on the survival, egg laying and metabolic fingerprints of the ground-dwelling spider *Arctosa fulvolineata* (Araneae, Lycosidae). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 163(3), 388-395. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2012.07.001>
- Fritsch, M., & Boucher, J. (2005). *Traits biologiques et exploitation du bar commun *Dicentrarchus labrax* (L.) dans les pêcheries françaises de la Manche et du golfe de Gascogne*.
- Gallais, R., Froud, L., Gueret, J.-P., & Haie, S. (2019). *Répartition des populations nicheuses de Gorgebleue à miroir blanc *Luscinia svecica namnetum* dans l'ouest du Marais poitevin*. ONCFS/LPO. Observatoire Patrimoine naturel du Marais poitevin, 39p.
- Geslin, T., Eybert, MC., & Radureau, A. (2006). Influence of natural and anthropic perturbations on the distribution of salt marsh breeding birds in the Mont-Saint-Michel bay. *Cahiers de Biologie Marine*, 47.
- Gotelli, N., & Colwell, R. (2001). Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4, 379-391. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x>
- Gouin, A. (2012). *Stage de master 2 : Intérêt des marais salés de la baie de l'Aiguillon comme zone de nourricerie pour les poissons*. Univeristé de La Rochelle - LPO - ONCFS.
- Green, B. C., Smith, D. J., Earley, S. E., Hepburn, L. J., & Underwood, G. J. C. (2009). Seasonal changes in community composition and trophic structure of fish populations of five salt marshes along the Essex



coastline, United Kingdom. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 85(2), 247-256. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.08.008>

**Green, B. C., Smith, D. J., Grey, J., & Underwood, G. J. C.** (2012). High site fidelity and low site connectivity in temperate salt marsh fish populations : A stable isotope approach. *Oecologia*, 168(1), 245-255. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-2077-y>

**Harrison-Day, V., Prahalad, V., Kirkpatrick, J. B., & McHenry, M.** (2021). A systematic review of methods used to study fish in saltmarsh flats. *Marine and Freshwater Research*, 72(2), 149. <https://doi.org/10.1071/MF20069>

**Haslob, H., Clemmesen, C., Schaber, M., Hinrichsen, H.-H., Schmidt, J. O., Voss, R., Kraus, G., & Köster, F. W.** (2007). Invading *Mnemiopsis leidyi* as a potential threat to Baltic fish. *Marine Ecology Progress Series*, 349, 303-306. <https://doi.org/10.3354/meps07283>

**Hayward, P. J., & Ryland, J. S.** (2017). *Handbook of the marine fauna of North-west Europe* (Vol. 1-2). Oxford.

**Ivanov, V., Kamakin, A., Ushivtzev, V., Shiganova, T., Zhukova, O., Aladin, N., Wilson, S., Harbison, G., & Dumont, H.** (2000). Invasion of Caspian Sea by the come jellyfish *Mnemiopsis leidyi* (Ctenophora). *Biological Invasions*, 2, 255-258. <https://doi.org/10.1023/A:1010098624728>

**Joyeux, E., Carpentier, A., Corre, F., Haie, S., & Petillon, J.** (2017). Impact of salt-marsh management on fish nursery function in the bay of Aiguillon (French Atlantic coast), with a focus on European sea bass diet. *Journal of Coastal Conservation*, 21. <https://doi.org/10.1007/s11852-017-0501-0>

**Keith, P., Henri, P., Feunteun, E., & Allardi, J.** (2011). *Les poissons d'eau douce en France* (Biotope-Muséum national d'Histoire naturelle).

**Kerbes, R. H., Kotanen, P. M., & Jefferies, R. L.** (1990). Destruction of Wetland Habitats by Lesser Snow Geese : A Keystone Species on the West Coast of Hudson Bay. *Journal of Applied Ecology*, 27(1), 242-258. JSTOR. <https://doi.org/10.2307/2403582>

**Kneib, R.** (1997). The role of tidal marshes in the ecology of estuarine nekton. *Oceanography and marine biology*, 35, 163-220.

**Lafage, D., Carpentier, A., Duhamel, S., Dupuy, C., Feunteun, E., Lesourd, S., & Petillon, J.** (2021). Site Characteristics More Than Vegetation Type Influence Food Web Structure of Intertidal Salt Marshes. *Frontiers in Marine Science*, 8, 459. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.669759>

**Lafaille, P., Brosse, S., Feunteun, E., Baisez, A., & Lefeuvre, J.-C.** (1998). Role of fish communities in particulate organic matter fluxes between salt marshes and coastal marine waters in the Mont Saint-Michel Bay. *Hydrobiologia*, 373(0), 121-133. <https://doi.org/10.1023/A:1017079823670>

**Lafaille, P., Feunteun, E., & Lefeuvre, J.-C.** (2000). Composition of Fish Communities in a European Macrotidal Salt Marsh (the Mont Saint-Michel Bay, France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51, 429-438. <https://doi.org/10.1006/ecss.2000.0675>

**Lafaille, P., Lefeuvre, J.-C., Schricke, M.-T., & Feunteun, E.** (2001). Feeding ecology of o-group sea bass, *Dicentrarchus labrax*, in salt marshes of Mont Saint Michel Bay (France). *Estuaries*, 24(1), 116-125. <https://doi.org/10.2307/1352818>

**Lafaille, P., Petillon, J., Parlier, E. P., Valery, L., Ysnel, F., Radureau, A., Feunteun, E., & Lefeuvre, J. C.** (2005). Does the invasive plant *Elymus athericus* modify fish diet in tidal salt marshes. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 65, 739-746.

**Lavaud, L., Lechevalier, A., Coulombier, T., Bertin, X., & Martins, K.** (2020). *Effet de la végétation sur la dissipation des vagues au niveau d'un pré salé*. [https://www.paralia.fr/jngcgc/16\\_10\\_lavaud.pdf](https://www.paralia.fr/jngcgc/16_10_lavaud.pdf)





**Le conseil des communautés européennes.** (1992). *DIRECTIVE 92/43/CEE DU CONSEIL du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages.* 7.

**Le Goff, R., Drogou, M., Lebigre, C., Woillez, M., Cornou, A.-S., Berthelé, O., Delaunay, D., Martin, S., Le Rû, L., Barone, H., Bouché, L., Roy, A., Le Roy, D., Huet, J., Garren, F., Edin, L., Michelet, N., Denize, S., Nguyen, P., Weiss, J.** (2022). *NourDem 2019-2021. Rapport final* [Report]. <https://doi.org/10.13155/87408>

**Le Luherne, E., & Caillot, E.** (2018). *Définition d'un protocole national de surveillance scientifique des « Fonctions écologiques des prés salés (ouverts à la mer) pour l'ichtyofaune » et sa mise en place sur le Bassin Seine-Normandie en 2017.* Observatoire du Patrimoine Naturel Littoral (RNF-AFB).

**Le Port, E., Cassel, A., & Turgis, Y.** (2021). *SUIVI ECOLOGIQUE DES PRES SALES AU SEIN DU PARC NATUREL MARIN DE L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE ET DE LA MER DES PERTUIS DANS LE CADRE DU PROJET « CONNAISSANCE ET ETAT DES HABITATS BENTHIQUES COTIERS » (COEHCO).* CEN ; PNMEGMP.

**Léauté, J.-P.** (1984). Approche du régime alimentaire des juveniles de bars et de limandes en baie de Somme. In ISTPM (Éd.), *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes* (Vol. 48, Numéros 1-2, p. 55-63). <https://archimer.ifremer.fr/doc/00000/1789/>

**Lebart, L., Morineau, A., & Fenelon, J. P.** (1982). *Traitement des données statistiques, méthodes et programmes.* Dunod.

**Lefevre, J.-C., Bouchard, V., Feunteun, E., Grare, S., Lafaille, P., & Radureau, A.** (2000). European salt marshes diversity and functioning : The case study of the Mont Saint-Michel bay, France. *Wetlands Ecology and Management*, 8, 147-161. <https://doi.org/10.1023/A:1008440401950>

**Lefevre, J.-C., Lafaille, P., & Feunteun, E.** (1999). Do fish communities function as biotic vectors of organic matter between salt marshes and marine coastal waters? *Aquatic Ecology*, 33, 293-299. <https://doi.org/10.1023/A:1009956605842>

**Lefevre, J.-C., Lafaille, P., Feunteun, E., Bouchard, V., & Radureau, A.** (2003). Biodiversity in salt marshes : From patrimonial value to ecosystem functioning. The case study of the Mont-Saint-Michel bay. *Comptes Rendus Biologies*, 326, 125-131. [https://doi.org/10.1016/S1631-0691\(03\)00049-0](https://doi.org/10.1016/S1631-0691(03)00049-0)

**Lefort, T.** (2021a). *Cartographie des habitats et éléments phytosociologies de la RNN de la Belle-Henriette.* LPO France.

**Lefort, T.** (2021b). *RNN de Moeze-Oléron, cartographie des habitats et éléments phytosociologiques.* LPO France.

**Legendre, P., & Legendre, L.** (1984). *Numerical Ecology* (Masson).

**Lemesle, JC. (coord. ).** (2022). *Plan de gestion 2022-2031 de la Réserve Naturelle Nationale de Lilleau des Niges.* (560 p.). LPO France.

**Lloret, J.** (2018). *The uncertain future of salt marshes in an era of sea level rise* (p. 4-5).

**Lovelock, C., & Duarte, C.** (2019). Dimensions of Blue Carbon and emerging perspectives. *Biology letters*, 15. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0781>

**Macreadie, P., Hughes, A., & Kimbro, D.** (2013). Loss of 'Blue Carbon' from Coastal Salt Marshes Following Habitat Disturbance. *PloS one*, 8, e69244. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0069244>

**Martin, J., Néauport, M., Larrouy, C., Loyen, M., & Scourzic, T.** (2019). *Inventaire des poissons dans la Sèvre Niortaise. Rapport de terrain. Campagne de printemps 2019 sur la masse d'eau FRGT31.* 48.

**Martin, J., Pages, L., & Scourzic, T.** (2019). *Inventaire des poissons dans la Sèvre Niortaise. Automne 2019. Rapport de terrain.* 47.



- Mathieson, S., Cattrijsse, A., Costa, M., Drake, P., Elliott, M., Garden, J., & Marchand, J.** (2000). Fish assemblages of European tidal marshes : A comparison based on species, families and functional guilds. *Marine Ecology Progress Series*, 204. <https://doi.org/10.3354/meps204225>
- Moller, I.** (2006). Quantifying saltmarsh vegetation and its effect on wave height dissipation : Results from a UK East coast saltmarsh. *Salt Marsh Geomorphology: Physical and ecological effects on landform*, 69(3), 337-351. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.05.003>
- Morin, J., Riou, P., Bessineton, C., Vedieu, C., Lemoine, M., Simon, S., & Le Pape, O.** (1999). *Etude des nourriceries de la Baie de Seine orientale et de l'estuaire de la Seine. Synthèse des connaissances. Identification d'une nourricerie en estuaire de Seine. Analyse de la fonctionnalité de l'estuaire comme nourricerie.* DRV/RH/RST/99-05. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00736/84796/>
- Nelson, J., & Zavaleta, E.** (2012). Salt Marsh as a Coastal Filter for the Oceans : Changes in Function with Experimental Increases in Nitrogen Loading and Sea-Level Rise. *PloS one*, 7, e38558. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0038558>
- Odum, E. P.** (1968). A research challenge : Evaluating the productivity of coastal and estuarine water. *Proceedings of the second sea grant conference*, 63-64.
- Ortu, C., & Lagrange, P.** (2021). *Compte-rendu de l'analyse des données prés salés – poissons du protocole RNF sur la RNN baie de l'Aiguillon.* LPO/OFB.
- Pajuelo, J. G., & Lorenzo, J. M.** (2000). Biology of the Sand Smelt, *Atherina presbyter* (Teleostei : Atherinidae), Off the Canary Islands (central-east Atlantic). *Environmental Biology of Fishes*, 59(1), 91-97. <https://doi.org/10.1023/A:1007643732673>
- Parlier, E.** (2006). *Approche quantitative de la fonction de nourricerie des systèmes estuariens-vasières. Cas du bar européen (Dicentrarchus labrax, L. 1758 ; a.k.a. Morone labrax) dans cinq nourriceries du Ponant : Estuaire de la Seine, estuaire de la Loire, baie du Mont Saint-Michel, baie de Saint-Brieuc et baie de l'Aiguillon.*
- Pasquaud, S.** (2006). *THESE : Les relations trophiques : Éléments de structuration des peuplements ichtyologiques en milieu estuarien Application à l'estuaire de la Gironde.*
- Petillon, J., ERFANZADEH, R., Garbutt, A., Maelfait, J.-P., & Hoffmann, M.** (2009). Inundation Frequency Determines the Post-Pioneer Successional Pathway in a Newly Created Salt Marsh. *Wetlands*, 30, 1097-1105. <https://doi.org/10.1007/s13157-010-0115-x>
- Petillon, J., Georges, A., Canard, A., & Ysnel, F.** (2007). Impact of cutting and sheep grazing on ground-active spiders and carabids in intertidal salt marshes (Western France). *Animal Biodiversity and Conservation*, 30.
- PNMEGMP & LPO.** (2020). *Projet CoEHCo Connaissance et évaluation de l'Etat des Habitats benthiques Côtiers 2020-2023.* Parc naturel marin de l'Estuaire de la Gironde et de la Mer des Pertuis. [https://plan-gestion.parc-marin-gironde-pertuis.fr/drupal/sites/default/files/2021-05/Projet\\_FEAMP\\_COEHCO.pdf](https://plan-gestion.parc-marin-gironde-pertuis.fr/drupal/sites/default/files/2021-05/Projet_FEAMP_COEHCO.pdf)
- Prahalad, V., HARRISON-DAY, V., Mcquillan, P., & Creighton, C.** (2019). Expanding fish productivity in Tasmanian saltmarsh wetlands through tidal reconnection and habitat repair. *Marine and Freshwater Research*, 70, 140-151. <https://doi.org/10.1071/MF17154>
- Richard, F.** (2018). *Evaluation de la fonction de nourricerie des prés salés pour l'ichtyofaune sur la Réserve Naturelle Nationale de Moëze-Oléron.* LPO - RNNBA.
- Robin, F., Bergue, E., & Lelong, V.** (2017). *Contribution à la connaissance de l'écologie d'Epacromius tergestinus tergestinus (Charpentier, 1825), le criquet des salines, sur les prés salés de la Réserve naturelle de Moëze-Oléron.*



**Salgado, J., Cabral, H., & Costa, M.** (2011). Food Web Structure and Habitat Connectivity in Fish Estuarine Nurseries—Impact of River Flow. *Estuaries and Coasts*, 34, 663-674. <https://doi.org/10.1007/s12237-010-9315-0>

**Shiganova, T. A., Mirzoyan, Z. A., Studenikina, E. A., Volovik, S. P., Siokou-Frangou, I., Zervoudaki, S., Christou, E. D., Skirta, A. Y., & Dumont, H. J.** (2001). Population development of the invader ctenophore *Mnemiopsis leidyi*, in the Black Sea and in other seas of the Mediterranean basin. *Marine Biology*, 139(3), 431-445. <https://doi.org/10.1007/s002270100554>

**Sturbois, A., Ponsero, A., Maire, A., Carpentier, A., Pétilion, J., & Riera, P.** (2016). *Evaluation des fonctions écologiques des prés salés de l'anse d'Yffiniac pour l'ichtyofaune. Réserve naturelle nationale de la baie de Saint-Brieuc, 88p.* Réserve Naturelle de la Baie de Saint-Brieuc.

**Terrisse, J.** (2012). *Cartographie des habitats de la RNN de Lilleau des Niges 2ème campagne.* LPO France.

**Trigodet, E.** (2021). *COMPTE-RENDU Comité technique volet ichtyo-faune des prés salés—CoEHCo.* LPO.

**Van Klink, R., Van Der Plas, F., Van Noordwijk, C. G. E., Wallisdeevries, M., & Olff, H.** (2014). Effects of large herbivores on grassland arthropod diversity. *Biological Reviews*, 90. <https://doi.org/10.1111/brv.12113>

**Verger, F.** (1995). Slikkes et Schorres : Milieux et aménagement. *Norais*, 235-245. Persée <http://www.persee.fr>.

**Verhoeven, J. T. A., Arheimer, B., Yin, C., & Hefting, M. M.** (2006). Regional and global concerns over wetlands and water quality. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(2), 96-103. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.11.015>

**Wawrzynkowski, P.** (2017). *Etude de la fonction nourricière des marais salés de la Baie de l'Aiguillon pour l'ichtyofaune* (p. 29) [Rapport de Licence 3]. LPO/Aix-Marseille Université.

**Whitfield, A. K., Paterson, A. W., Bok, A. H., & Kok, H. M.** (1994). A comparison of the ichthyofaunas in two permanently open eastern Cape estuaries. *South African Journal of Zoology*, 29(2), 175-185. <https://doi.org/10.1080/02541858.1994.11448343>

**Wiersma, P., & Piersma, T.** (1994). Effects of Microhabitat, Flocking, Climate and Migratory Goal on Energy Expenditure in the Annual Cycle of Red Knots. *The Condor*, 96(2), 257-279. <https://doi.org/10.2307/1369313>

### Informations données IFREMER

IFREMER – Système d'informations halieutiques – données campagne NURSE : <https://doi.org/10.18142/138>.

IFREMER – Système d'informations halieutiques – données campagne NOURDEM :

"Les données ont été acquises dans le cadre du projet NourDem 2019-2021. Ce projet a été financé par l'Union Européenne (fonds FEAMP 40), le Ministère en charge de la Pêche et sa Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture (DPMA ; coordination globale du projet assurée par la DIRM MEMN) et France Filière Pêche. Le projet a été coordonné par l'Ifremer et le Comité National des Pêches Maritimes et Elevages Marins. Les Comité Régionaux des Pêches Maritimes et Elevages Marins de Normandie (CRPMN), des Pays de la Loire (COREPEM) et de Nouvelle Aquitaine (CRPMEMNA) ont également participé à ce projet".



# Annexes



## Fiche de terrain - conditions de pêche (1/2)

Nom(s) opérateur(s) : .....	Date : ...../...../.....
Site : .....	Station : .....
Id_campagne : .....	

Coefficient de marée : .....	Hauteur eau : .....
Heure théorique de marée haute : .....	

Position de la station	
Latitude <input style="width: 20px; height: 20px; border: 1px solid black;" type="text"/> <input style="width: 20px; height: 20px; border: 1px solid black;" type="text"/> <input style="width: 20px; height: 20px; border: 1px solid black;" type="text"/> <input style="width: 20px; height: 20px; border: 1px solid black;" type="text"/> <input style="width: 20px; height: 20px; border: 1px solid black;" type="text"/> <input style="width: 20px; height: 20px; border: 1px solid black;" type="text"/>	Longitude <input style="width: 20px; height: 20px; border: 1px solid black;" type="text"/> <input style="width: 20px; height: 20px; border: 1px solid black;" type="text"/> <input style="width: 20px; height: 20px; border: 1px solid black;" type="text"/> <input style="width: 20px; height: 20px; border: 1px solid black;" type="text"/> <input style="width: 20px; height: 20px; border: 1px solid black;" type="text"/> <input style="width: 20px; height: 20px; border: 1px solid black;" type="text"/>

Id_peche correspondante	Id_mesure	Heure	Salinité	Température	Oxygène (mg.L <sup>-1</sup> )
P1	M1				
	M2				
P2	M3				
	M4				
P3	M5				
	M6				
P4	M7				
	M8				
P5	M3				
	M10				
P6	M11				
	M12				
P7	M13				
	M14				

### Filet à plancton

Id_peche_zoo	Heure début pêche	Heure fin pêche	Nombre de flacon(s)
Z1			
Z2			
Z3			
Z4			
Z5			
Z6			
Z7			

### Macrofaune benthique

Id_sous-station	Latitude	Longitude
B1		
B2		
B3		
B4		

Fiche de terrain 'fonctions écologiques des prés salés pour l'ichtyofaune'



## Fiche de terrain - conditions de pêche (2/2)

### Verveux à ailes

Id_peche	Heure début pêche	Heure fin pêche	Sous-échantillonnage (oui/non)	Nombre d'échantillon(s) restant(s)	Fractionnement
P1					
P2					
P3					
P4					
P5					
P6					
P7					

### Filet droit – maille 26 mm

Id_peche	Heure début pêche	Heure fin pêche	Sous-échantillonnage (oui/non)	Nombre d'échantillon(s) restant(s)	Fractionnement
P1					
P2					
P3					
P4					
P5					
P6					
P7					

### Filet trémail – maille 50 mm

Id_peche	Heure début pêche	Heure fin pêche	Sous-échantillonnage (oui/non)	Nombre d'échantillon(s) restant(s)	Fractionnement
P1					
P2					
P3					
P4					
P5					
P6					
P7					





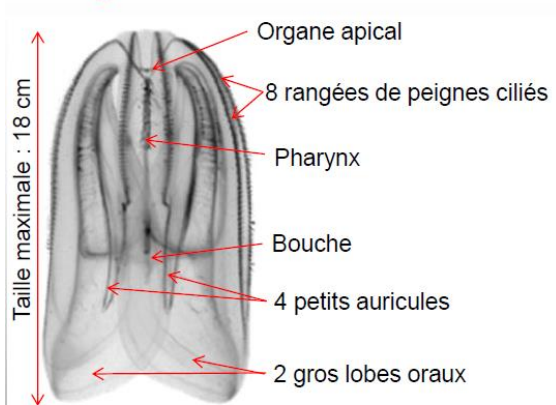








## Signalez vos observations de la noix de mer *Mnemiopsis leidyi*



- Mnemiopsis leidyi* est un organisme gélatineux planctonique originaire des côtes atlantiques américaines.
- Elle figure sur la liste de l'UICN des 100 espèces parmi les plus **envahissantes** au monde.
- Contrairement aux méduses, **cette espèce n'est pas urticante.**
- Vorace**, elle se nourrit de zooplancton notamment de petits crustacés, de larves de mollusque, d'oeufs et larves de poisson

**Si vous observez cet organisme, envoyez un message à**

**memo@ifremer.fr**

**Nous avons besoin de vous!**

Envoyez les informations suivantes **avec photos**:

**LOCALISATION** : (Nom et/ou coordonnées géographiques), en zone côtière, au large, port, bord de plage, ...)

**ABONDANCE** : moins de 10, 10-50, 50-100, 100-500, 500-1000, plus de 1000

**REPARTITION VERTICALE** : en surface, près du fond, toute la colonne d'eau

**TAILLE DES INDIVIDUS (CM)**: <2 cm, 2-5 cm, 5-10 cm, >10 cm

**OBSERVATIONS REALISEES LORS DE** : plongée, natation, pêche, ...



Annexe 7 : Fiche de signalement et d'identification *Mnemiopsis leidyi* (Elvire ANTAJAN (IFREMER Arcachon))



Sites	Dates	Coefficient	Hauteur marée haute	Durée pêche (mn)	Heure début pêche	Matin ou soir	Nombre de relèves	Salinité	Température	Marée montante ou descendante	Temps submersion (h)	Richesse	CPUE abondance
Bellevue BH	03/10/2017	72	5,2	99	16:35:00	Soir	6	NA	NA	Montante	90,7	4	316,0129
Bellevue BH	15/05/2019	73	5,5	164	16:14:00	Soir	6	32	19,2	Montante	89,0	6	92,7029
Bellevue BH	16/07/2019	75	5,5	147	18:12:00	Soir	6	32	26,7	Montante	74,7	5	230,0672
Bellevue BH	12/09/2019	74	5,5	130	17:40:00	Soir	6	31	23,6	Montante	81,3	4	189,7782
Bellevue BH	24/05/2021	87	5,7	155	16:45:00	Soir	6	32	17,5	Montante	85,0	4	24,0998
Bellevue BH	22/07/2021	77	5,6	157	17:17:00	Soir	7	31	25	Montante	67,0	5	80,0467
Bellevue BH	04/10/2021	77	5,6	140	17:25:00	Soir	6	29	19,1	Montante	86,3	6	102,3924
Arçay	09/05/2017	80	5,5	115	17:50:00	Soir	3	28	15	Montante	33,3	6	99,6522
Arçay	22/07/2017	90	5,9	47	18:13:00	Soir	3	35	21,96	Montante	23,0	5	180,0633
Arçay	05/09/2017	82	5,7	90	18:00:00	Soir	4	33	21,7	Montante	25,3	4	104,3266
Arçay	16/05/2019	84	5,7	60	17:00:00	Soir	3	30	15,72	Montante	35,3	3	66,5526
Arçay	03/07/2019	91	5,8	85	19:00:00	Soir	4	34	23,89	Montante	8,7	3	221,9250
Arçay	13/09/2019	80	5,6	130	17:30:00	Soir	5	35	21,44	Montante	31,0	4	23,4705
Arçay	10/05/2021	78	5,4	99	17:23:00	Soir	4	34	18,75	Montante	32,7	5	231,4960
Arçay	13/07/2021	16	5,3	124	07:57:00	Matin	6	35	19,41	Descendante	13,0	5	94,9948
Arçay	07/09/2021	94	6,0	119	18:45:00	Soir	6	36	22,47	Descendante	21,3	5	18,2966
Triaise	10/05/2017	82	5,6	143	18:09:00	Soir	3	21	14	Montante	36,3	5	79,9121
Triaise	21/07/2017	19	5,6	111	17:09:00	Soir	3	36	22,13	Montante	25,7	6	41,8248
Triaise	05/09/2017	82	5,7	85	18:05:00	Soir	3	36	21,39	Montante	27,0	5	52,0326
Triaise	16/05/2019	84	5,7	175	16:45:00	Soir	7	25	16,04	Montante	35,3	6	59,8554
Triaise	03/07/2019	91	5,8	173	18:55:00	Soir	8	33	24,25	Montante	14,3	7	155,1554
Triaise	13/09/2019	80	5,6	168	18:00:00	Soir	7	36	21,31	Montante	31,0	3	27,9335
Triaise	11/05/2021	80	5,5	121	17:53:00	Soir	6	31	16,79	Montante	34,7	10	300,1323
Triaise	13/07/2021	76	5,4	130	07:45:00	Matin	7	28	21,43	Descendante	14,0	5	120,7458
Triaise	07/09/2021	94	6,0	149	19:03:00	Soir	7	35	24,01	Montante	24,0	6	40,1353
Puyravault	10/05/2017	82	5,6	85	17:58:00	Soir	3	18	20	Montante	17,3	3	1652,1093
Puyravault	22/07/2017	90	5,9	89	17:27:00	Soir	5	35	22,06	Montante	10,7	5	404,9568
Puyravault	06/09/2017	90	5,9	94	18:20:00	Soir	2	36	19,81	Montante	10,3	3	28,0100
Puyravault	15/05/2019	73	5,5	74	15:50:00	Soir	3	18	18,63	Montante	15,7	1	886,6667
Puyravault	02/07/2019	85	5,7	80	18:00:00	Soir	4	28	24,41	Montante	0,3	3	62,4764
Puyravault	12/09/2019	74	5,5	65	17:10:00	Soir	3	38	22,29	Montante	18,3	2	119,4800
Puyravault	10/05/2021	78	5,4	129	17:00:00	Soir	6	29	16,84	Montante	17,0	3	152,5626
Puyravault	12/07/2021	76	5,3	98	07:10:00	Matin	5	28	21,5	Montante	3,0	3	84,5938
Puyravault	06/09/2021	85	5,8	138	17:42:00	Soir	6	33	23,43	Montante	5,3	4	58,6932
Esnandes	09/05/2017	80	5,5	82	17:20:00	Soir	3	24	20	Montante	16,7	6	2948,9579
Esnandes	21/07/2017	79	5,6	95	16:29:00	Soir	4	36	22,77	Montante	12,0	4	117,5589
Esnandes	06/09/2017	90	5,9	71	18:35:00	Soir	3	41	16,64	Montante	8,3	3	365,9636
Esnandes	15/05/2019	73	5,5	80	15:50:00	Soir	3	19	17,1	Montante	15,0	4	1373,4286
Esnandes	02/07/2019	85	5,7	112	17:52:00	Soir	5	35	23,71	Montante	0,0	4	62,4419
Esnandes	12/09/2019	74	5,5	90	17:15:00	Soir	4	36	22,6	Montante	18,0	2	59,9737
Esnandes	11/05/2021	80	5,5	133	17:31:00	Soir	6	33	18,32	Montante	16,0	7	329,6767
Esnandes	12/07/2021	76	5,3	110	07:17:00	Matin	5	26	20,42	Montante	3,0	4	86,8797
Esnandes	06/09/2021	85	5,8	116	17:46:00	Soir	6	36	26,04	Montante	4,0	6	157,5703

Annexe 8 : Contexte et paramètres environnementaux des pêches en 2017, 2019 et 2021 - Partie 1



Sites	Dates	Coefficient	Hauteur marée haute	Durée pêche (mn)	Heure début pêche	Matin ou soir	Nombre de relèves	Salinité	Température	Marée montante ou descendante	Temps submersion (h)	Richesse	CPUE abondance
Bossys	15/06/2021	63	5,1	195	08:45:00	Matin	3	36	20,5	Descendante	277,0	5	79,0476
Bossys	08/07/2021	63	5,4	201	17:06:00	Soir	10	35	22,4	Montante	269,7	7	926,2687
Bossys	12/09/2021	81	5,6	229	09:11:00	Matin	4	35	18,6	Descendante	263,3	5	190,9948
Bellevue Oléron	09/05/2017	80	5,3	138	17:15:00	Soir	7	33	19	Montante	95,3	4	63,9808
Bellevue Oléron	13/07/2017	76	5,1	140	07:55:00	Matin	7	34	19,3	Descendante	77,7	5	142,2841
Bellevue Oléron	04/09/2017	72	5,3	144	16:48:00	Soir	7	35	21,5	Montante	84,0	6	167,9537
Bellevue Oléron	31/05/2021	70	4,9	150	09:39:00	Matin	7	30	15	Descendante	89,3	2	4,4443
Bellevue Oléron	29/07/2021	72	4,9	183	08:57:00	Matin	8	34	19,3	Descendante	63,7	5	44,2174
Bellevue Oléron	06/09/2021	85	5,7	170	16:27:00	Soir	8	32	21,5	Montante	80,0	5	149,2941
Chenal Luzac	24/05/2021	87	5,4	113	16:49:00	Soir	5	33	16,67	Montante	13,0	6	123,1322
Chenal Luzac	24/07/2021	88	5,4	134	06:22:00	Matin	6	33	22,65	Montante	3,0	6	73,4447
Chenal Luzac	20/09/2021	88	5,4	144	06:05:00	Matin	6	35	20,28	Montante	9,0	7	44,8034
Pointe Eguille	22/05/2019	79	5,0	107	07:54:00	Matin	5	27	17,4	Descendante	69,0	4	46,5291
Pointe Eguille	05/07/2019	94	5,4	112	08:37:00	Matin	5	32	23,98	Descendante	49,7	5	194,5314
Pointe Eguille	16/09/2019	85	5,3	119	07:12:00	Matin	5	37	21,54	Descendante	71,0	3	89,8780
Pointe Eguille	30/05/2021	77	5,2	237	20:23:00	Soir	10	27	20,52	Descendante	61,0	8	17,3142
Pointe Eguille	27/07/2021	89	5,2	193	08:04:00	Matin	9	28	22,19	Descendante	42,3	4	43,7701
Pointe Eguille	25/09/2021	78	5,2	187	08:08:00	Matin	8	32	19,19	Descendante	74,3	5	82,3291
Marais Brandelle	28/06/2017	87	5,3	100	09:00:00	Matin	5	NA	NA	Descendante	78,7	5	13,2000
Marais Brandelle	21/05/2019	87	5,3	74	07:15:00	Matin	3	33	15,57	Descendante	84,3	4	69,2899
Marais Brandelle	03/07/2019	88	5,3	86	06:26:00	Matin	4	33	20,56	Montante	61,7	8	141,0389
Marais Brandelle	04/09/2019	88	5,2	85	09:20:00	Matin	4	35	19,6	Descendante	87,0	5	143,6997
Marais Brandelle	13/05/2021	79	5,1	115	06:45:00	Matin	5	33	14,57	Descendante	77,0	4	46,6157
Marais Brandelle	26/07/2021	92	5,3	132	07:37:00	Matin	6	34	21,05	Descendante	51,0	6	69,1739
Marais Brandelle	06/09/2021	79	5,2	123	05:35:00	Matin	6	34	21,06	Montante	70,0	6	99,5595
Bonne Anse	15/09/2019	85	5,3	85	18:59:00	Soir	3	32	23,84	Montante	67,3	5	309,8824
Bonne Anse	12/05/2021	80	5,2	120	06:23:00	Matin	5	30	13,68	Descendante	66,0	6	36,4586
Bonne Anse	23/07/2021	81	5,2	85	05:23:00	Matin	4	30	22,34	Montante	40,7	2	144,8251
Bonne Anse	24/09/2021	86	5,1	121	07:35:00	Matin	6	32	16,85	Descendante	78,3	5	207,2558
Mortagne	12/05/2017	82	5,2	90	07:15:00	Matin	4	15	16,5	Descendante	76,0	5	299,5791
Mortagne	27/07/2017	90	5,2	53	09:15:00	Matin	2	18	22	Descendante	61,0	4	201,5094
Mortagne	07/09/2017	93	5,3	69	07:00:00	Matin	3	23	20,81	Montante	76,3	5	25,7985
Mortagne	20/05/2019	93	5,4	40	08:30:00	Matin	2	16	15,31	Descendante	76,0	3	373,3597
Mortagne	04/07/2019	93	5,4	64	08:32:00	Matin	3	20	21,45	Montante	55,3	9	187,7179
Mortagne	03/09/2019	102	5,4	69	10:10:00	Matin	3	24	20,91	Descendante	77,7	5	144,5801
Mortagne	25/05/2021	97	5,6	132	18:20:00	Soir	6	13	17,19	Montante	68,7	7	377,9316
Mortagne	25/07/2021	92	5,3	189	08:20:00	Matin	7	15	22,25	Montante	47,3	8	78,0982
Mortagne	07/09/2021	90	5,3	119	07:10:00	Matin	6	23	20,81	Montante	65,7	5	269,5127

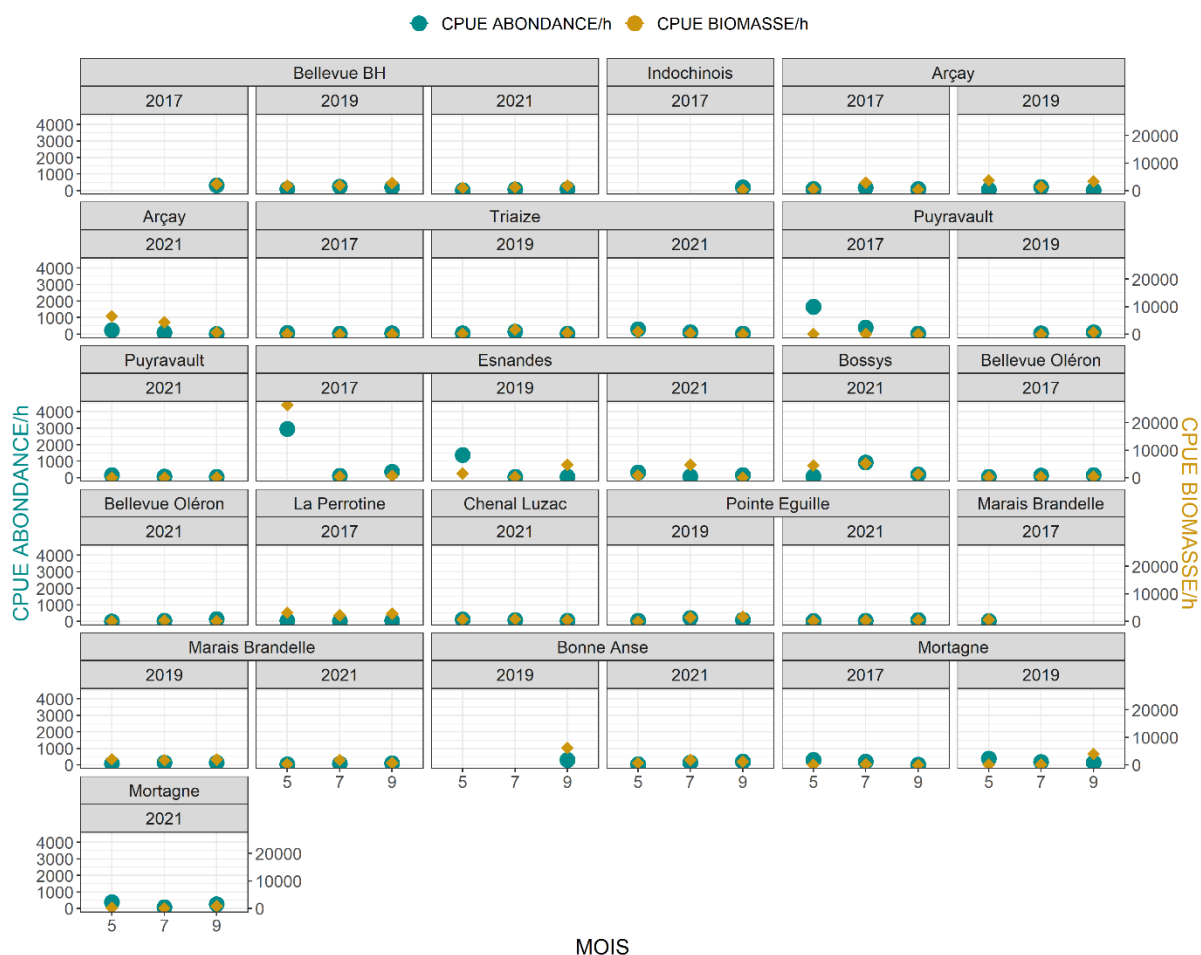
Annexe 10 : Contexte et paramètres environnementaux des pêches en 2017, 2019 et 2021 - Partie 2

Sites	Distance site slikke (m)	Distance pré salé slikke (m)	Fauche	Ouvrage ouvert bassins	Surface chenal échantillonné (m2)	Largeur entrée chenal (m)	Situation	Surface prés salés (m2)	Surface total chenal (m2)	Distance estuaire (m)	Herbier au large du site	Tables ostréicoles au large du site
Bellevue BH	1891	905	Non	Non	1294	8	Côtier	76398	968	23966	Non	Oui
Arçay	1329	759	Non	Non	5861	13	Côtier	497991	3222	15764	Non	Oui
Triaise	4940	3822	Non	Non	2915	15	Côtier	3404998	10154	4936	Non	Oui
Puyravault	594	85	Oui	Non	345	23	Estuaire	2356557	1619	564	Non	Oui
Esnandes	3713	4599	Non	Non	1403	23	Côtier	779608	3280	6440	Non	Oui
Bossys	1093	211	Non	Oui	2966	25	Offshore	113962	6949	35232	Oui	Oui
Bellevue Oléron	3327	2929	Non	Non	468	11	Offshore	119271	20590	13276	Oui	Oui
Chenal Luzac	1172	114	Non	Non	213	21	Estuaire	119381	2975	0	Non	Non
Pointe Eguille	746	581	Non	Non	468	11	Estuaire	168147	13937	0	Non	Non
Marais Brandelle	1225	155	Non	Non	540	23	Estuaire	255861	3131	0	Non	Non
Bonne Anse	6054	2118	Non	Non	1099	10	Estuaire	97016	260718	17697	Oui	Non
Mortagne	1846	185	Non	Oui	11280	8	Estuaire	1879710	34039	0	Non	Non

Annexe 9 : Contexte et paramètres environnementaux des sites de pêche



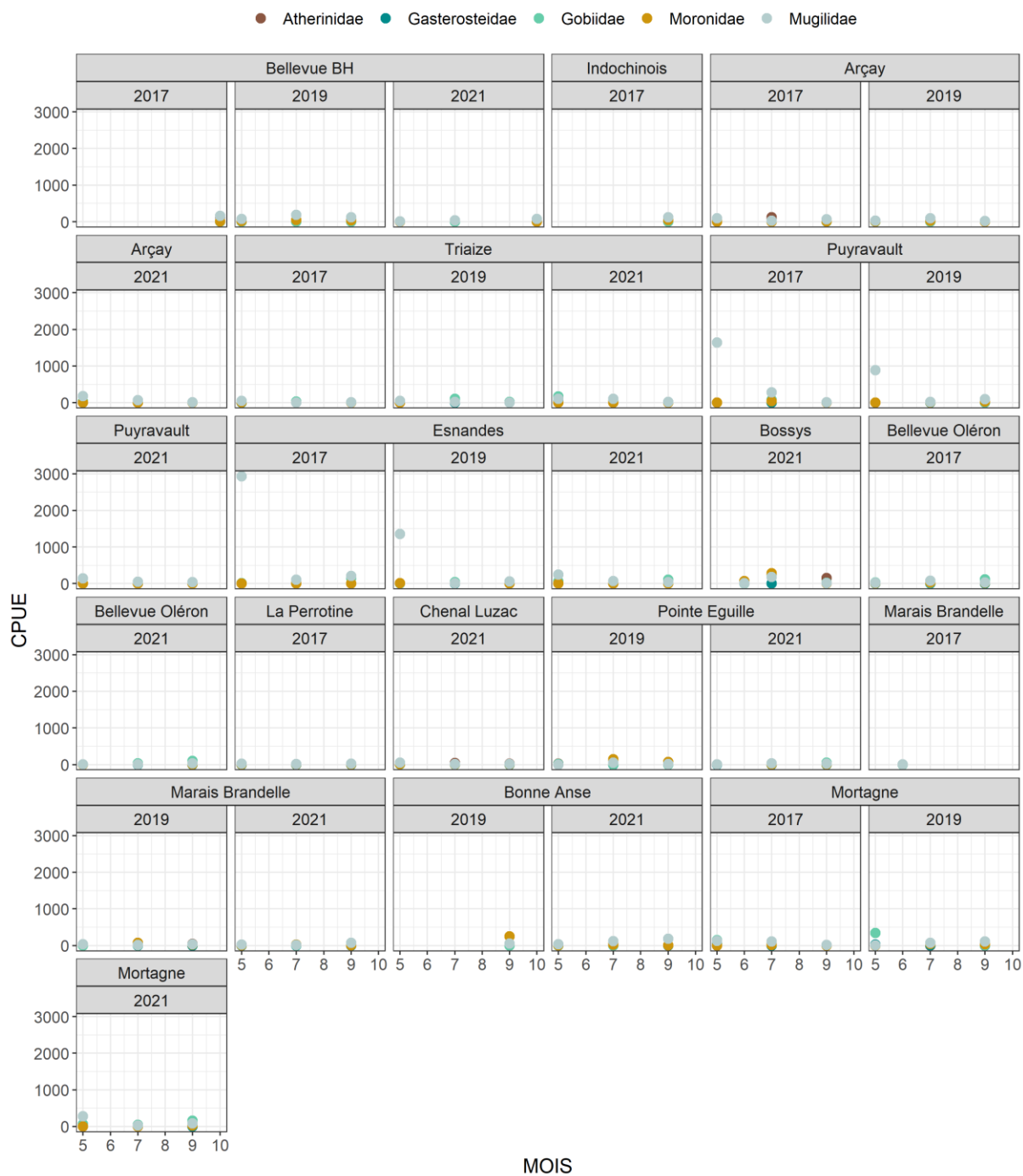
### CPUE ABONDANCE ET BIOMASSE 2017, 2019 et 2021



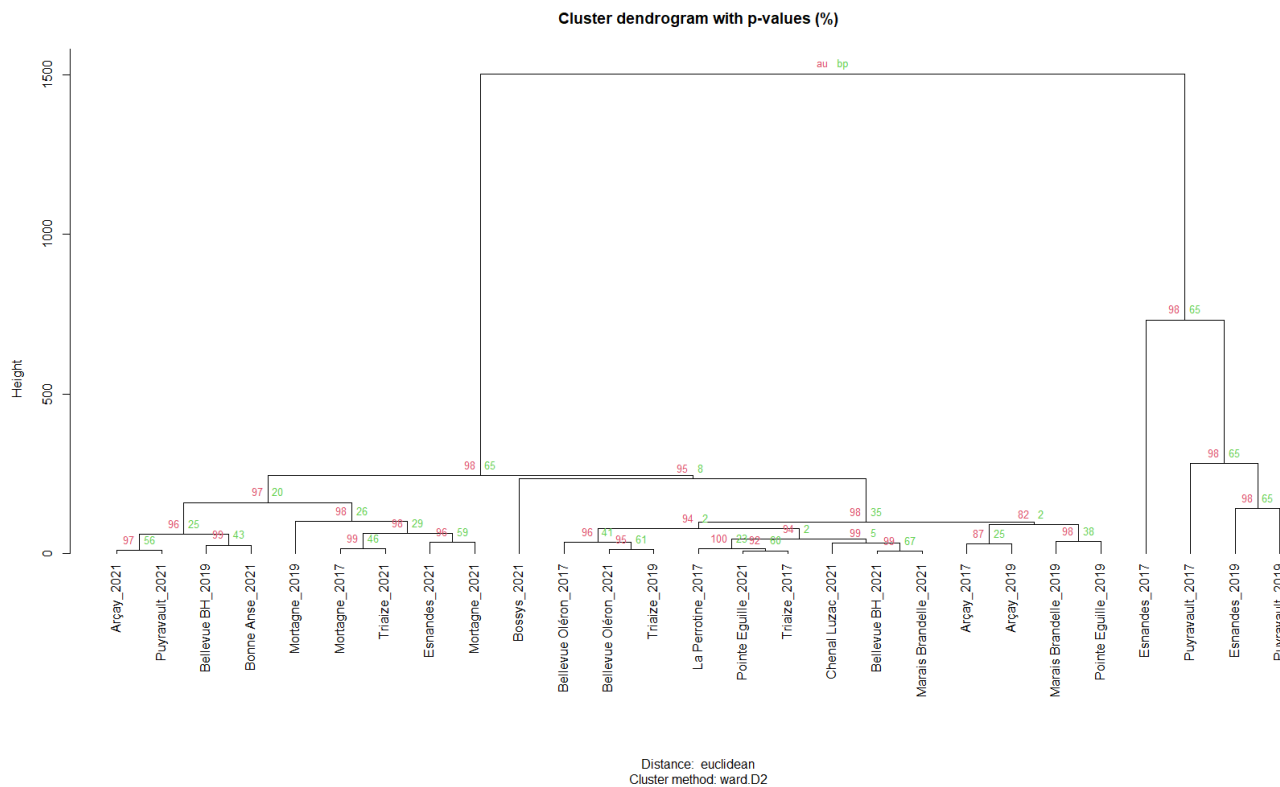
Annexe 11 : Comparaison des CPUE abondance et biomasse de poissons par pêche entre les sites par mois en 2017. (Double axe → vert = CPUE abondance, Jaune = CPUE biomasse).



### CPUE par famille de poissons par mois



Annexe 12 : CPUE des familles de poissons dominantes par mois, par site en 2017, 2019 et 2021.



**Annexe 13 : Classification Ascendante hiérarchique (CAH) réalisée avec les CPUE/h par espèce pour chaque site avec une distance euclidienne et la méthode WARD. En rouge = Approximately Unbiased p-value. En vert = Bootstrap Probability value. Une valeur en rouge  $\geq 95$  indique un groupe solide (« significatif »).**



Groupes	Familles	average	sd	ratio	ava	avb	cumsum
1-2	Mugilidae	0,23	0,10	2,36	37,84	97,26	0,38
	Gobiidae	0,16	0,13	1,26	6,20	50,82	0,66
	Atherinidae	0,09	0,06	1,47	27,45	2,26	0,81
	Moronidae	0,08	0,08	0,99	24,26	10,77	0,94
	Gasterosteidae	0,02	0,01	1,17	0,45	4,59	0,97
	Clupeidae	0,01	0,02	0,45	2,44	0,35	0,99
	Soleidae	0,00	0,00	0,58	0,00	0,69	0,99
	Pleuronectidae	0,00	0,00	0,53	0,00	0,39	0,99
	Engraulidae	0,00	0,00	0,37	0,00	0,36	1,00
	Syngnathidae	0,00	0,00	0,87	0,27	0,04	1,00
	Sparidae	0,00	0,00	0,54	0,04	0,19	1,00
	Anguillidae	0,00	0,00	0,82	0,02	0,18	1,00
	Gobionidae	0,00	0,00	0,35	0,00	0,06	1,00
1-3	Blenniidae	0,00	0,00	0,40	0,03	0,00	1,00
	Cyprinidae	0,00	0,00	0,35	0,00	0,02	1,00
	Gobiidae	0,16	0,09	1,73	6,20	33,33	0,29
	Atherinidae	0,15	0,09	1,65	27,45	1,47	0,57
	Moronidae	0,11	0,12	0,92	24,26	8,70	0,77
	Mugilidae	0,10	0,07	1,37	37,84	25,01	0,96
	Clupeidae	0,02	0,04	0,43	2,44	0,14	0,99
	Gasterosteidae	0,00	0,01	0,91	0,45	0,60	0,99
	Syngnathidae	0,00	0,00	0,81	0,27	0,00	1,00
	Anguillidae	0,00	0,00	0,64	0,02	0,13	1,00
1-4	Sparidae	0,00	0,00	0,40	0,04	0,00	1,00
	Blenniidae	0,00	0,00	0,40	0,03	0,00	1,00
	Ammodytidae	0,00	0,00	0,43	0,00	0,01	1,00
	Atherinidae	0,22	0,05	4,77	27,45	137,78	0,36
	Moronidae	0,19	0,05	3,74	24,26	120,31	0,68
	Gobiidae	0,13	0,02	6,74	6,20	69,96	0,88
	Mugilidae	0,06	0,03	2,40	37,84	69,22	0,99
	Clupeidae	0,01	0,01	0,42	2,44	0,20	1,00
	Gasterosteidae	0,00	0,00	1,28	0,45	0,61	1,00
1-5	Syngnathidae	0,00	0,00	1,61	0,27	0,70	1,00
	Sparidae	0,00	0,00	0,38	0,04	0,00	1,00
	Blenniidae	0,00	0,00	0,38	0,03	0,00	1,00
	Anguillidae	0,00	0,00	0,38	0,02	0,00	1,00
	Mugilidae	0,75	0,08	9,60	37,84	634,50	0,89
	Atherinidae	0,04	0,03	1,30	27,45	0,97	0,94
	Moronidae	0,02	0,03	0,76	24,26	11,30	0,97
	Gobiidae	0,02	0,01	1,79	6,20	26,40	0,99
	Clupeidae	0,00	0,01	0,39	2,44	0,00	1,00
	Gasterosteidae	0,00	0,00	0,70	0,45	0,21	1,00
	Syngnathidae	0,00	0,00	0,74	0,27	0,00	1,00
	Anguillidae	0,00	0,00	0,71	0,02	0,07	1,00
2-3	Sparidae	0,00	0,00	0,37	0,04	0,00	1,00
	Blenniidae	0,00	0,00	0,38	0,03	0,00	1,00
	Pleuronectidae	0,00	0,00	0,57	0,00	0,06	1,00
	Mugilidae	0,32	0,12	2,68	97,26	25,01	0,57
	Gobiidae	0,16	0,10	1,53	50,82	33,33	0,85
	Moronidae	0,04	0,04	1,20	10,77	8,70	0,93
	Gasterosteidae	0,02	0,01	1,20	4,59	0,60	0,96
	Atherinidae	0,01	0,02	0,84	2,26	1,47	0,98
	Soleidae	0,00	0,00	0,58	0,69	0,00	0,99
	Engraulidae	0,00	0,00	0,37	0,36	0,00	0,99
	Pleuronectidae	0,00	0,00	0,52	0,39	0,00	0,99
	Clupeidae	0,00	0,00	0,73	0,35	0,14	1,00
	Anguillidae	0,00	0,00	0,89	0,18	0,13	1,00
	Sparidae	0,00	0,00	0,46	0,19	0,00	1,00
Gobionidae	0,00	0,00	0,35	0,06	0,00	1,00	
Syngnathidae	0,00	0,00	0,35	0,04	0,00	1,00	
Cyprinidae	0,00	0,00	0,35	0,02	0,00	1,00	
Ammodytidae	0,00	0,00	0,43	0,00	0,01	1,00	

Annexe 14 : Contribution des espèces à la dissimilarité Bray-Curtis (Test SIMPER) Partie 1. Average = contribution (%) des espèces à la dissimilarité moyenne entre les groupes. Sd = écart-type de contribution. Ava = abondance moyenne groupe 1. Avb = abondance moyenne groupe 2. Cumsum = contribution cumulative commandée.



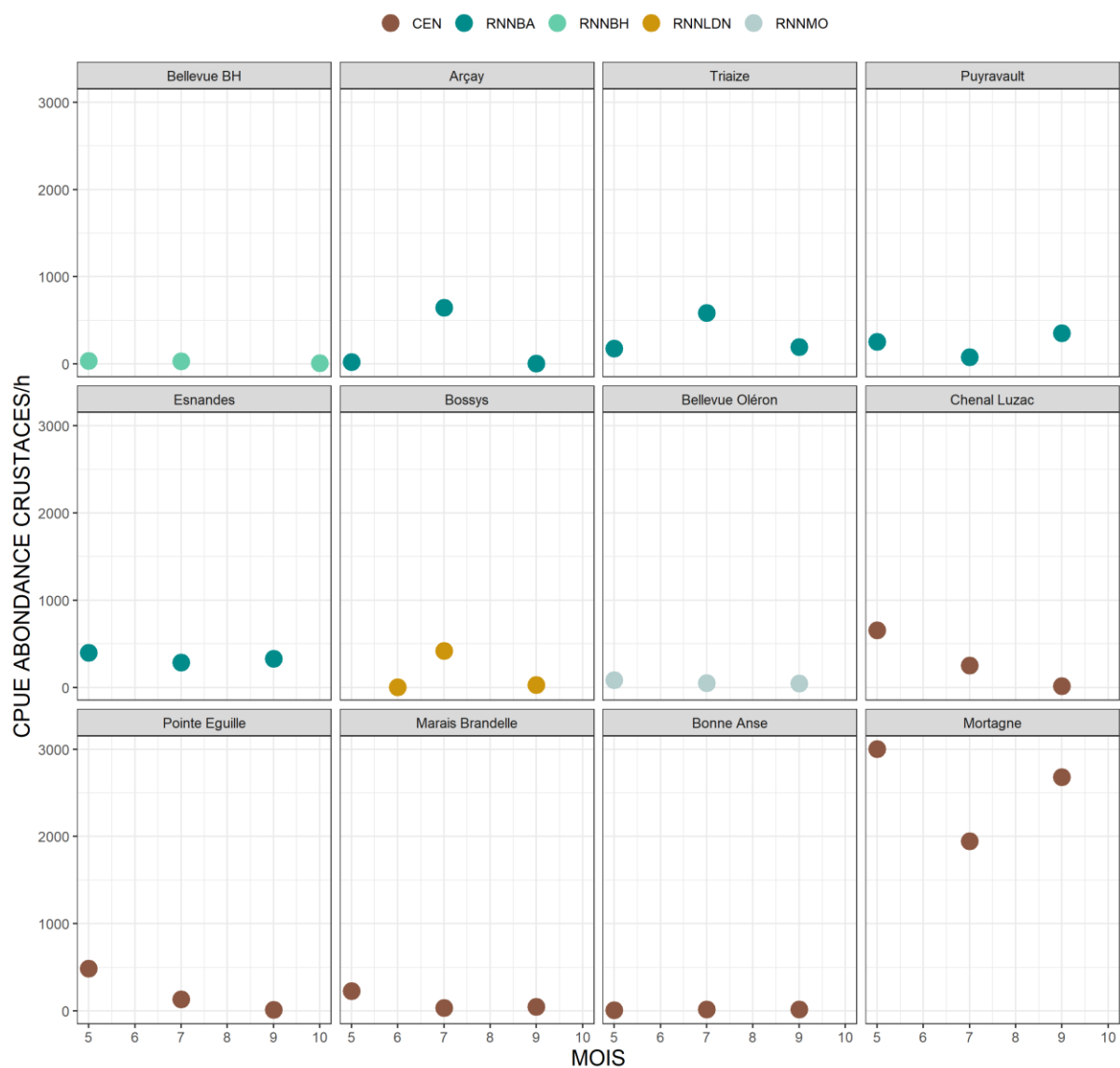


Groupes	Familles	average	sd	ratio	ava	avb	cumsum	
2-4	Atherinidae	0,24	0,02	11,61	2,26	137,78	0,42	
	Moronidae	0,20	0,03	6,09	10,77	120,31	0,76	
	Gobiidae	0,07	0,05	1,35	50,82	69,96	0,89	
	Mugilidae	0,05	0,04	1,42	97,26	69,22	0,98	
	Gasterosteidae	0,01	0,01	1,11	4,59	0,61	0,99	
	Syngnathidae	0,00	0,00	5,45	0,04	0,70	0,99	
	Soleidae	0,00	0,00	0,56	0,69	0,00	1,00	
	Pleuronectidae	0,00	0,00	0,50	0,39	0,00	1,00	
	Engraulidae	0,00	0,00	0,35	0,36	0,00	1,00	
	Clupeidae	0,00	0,00	0,74	0,35	0,20	1,00	
	Sparidae	0,00	0,00	0,46	0,19	0,00	1,00	
	Anguillidae	0,00	0,00	0,73	0,18	0,00	1,00	
2-5	Gobionidae	0,00	0,00	0,33	0,06	0,00	1,00	
	Cyprinidae	0,00	0,00	0,33	0,02	0,00	1,00	
	Mugilidae	0,60	0,12	4,98	97,26	634,50	0,88	
	Gobiidae	0,05	0,05	1,05	50,82	26,40	0,96	
	Moronidae	0,01	0,01	1,32	10,77	11,30	0,98	
	Gasterosteidae	0,01	0,01	1,01	4,59	0,21	0,99	
	Atherinidae	0,00	0,00	0,72	2,26	0,97	1,00	
	Soleidae	0,00	0,00	0,55	0,69	0,00	1,00	
	Pleuronectidae	0,00	0,00	0,53	0,39	0,06	1,00	
	Engraulidae	0,00	0,00	0,35	0,36	0,00	1,00	
	Clupeidae	0,00	0,00	0,53	0,35	0,00	1,00	
	Sparidae	0,00	0,00	0,45	0,19	0,00	1,00	
3-4	Anguillidae	0,00	0,00	0,78	0,18	0,07	1,00	
	Gobionidae	0,00	0,00	0,33	0,06	0,00	1,00	
	Syngnathidae	0,00	0,00	0,33	0,04	0,00	1,00	
	Cyprinidae	0,00	0,00	0,33	0,02	0,00	1,00	
	Atherinidae	0,29	0,02	13,91	1,47	137,78	0,41	
	Moronidae	0,24	0,03	8,47	8,70	120,31	0,75	
	Mugilidae	0,10	0,03	3,81	25,01	69,22	0,88	
	Gobiidae	0,08	0,04	1,84	33,33	69,96	0,99	
	Gasterosteidae	0,00	0,00	1,78	0,60	0,61	1,00	
	Syngnathidae	0,00	0,00	15,73	0,00	0,70	1,00	
	Clupeidae	0,00	0,00	1,48	0,14	0,20	1,00	
	Anguillidae	0,00	0,00	0,54	0,13	0,00	1,00	
3-5	Ammodytidae	0,00	0,00	0,41	0,01	0,00	1,00	
	Mugilidae	0,80	0,07	11,42	25,01	634,50	0,94	
	Gobiidae	0,03	0,03	1,17	33,33	26,40	0,98	
	Moronidae	0,01	0,01	1,40	8,70	11,30	1,00	
	Atherinidae	0,00	0,00	1,09	1,47	0,97	1,00	
	Gasterosteidae	0,00	0,00	0,78	0,60	0,21	1,00	
	Clupeidae	0,00	0,00	0,42	0,14	0,00	1,00	
	Anguillidae	0,00	0,00	0,63	0,13	0,07	1,00	
	Pleuronectidae	0,00	0,00	0,56	0,00	0,06	1,00	
	Ammodytidae	0,00	0,00	0,41	0,01	0,00	1,00	
	4-5	Mugilidae	0,50	0,13	3,85	69,22	634,50	0,63
		Atherinidae	0,14	0,04	3,45	137,78	0,97	0,80
Moronidae		0,11	0,03	3,66	120,31	11,30	0,94	
Gobiidae		0,05	0,03	1,52	69,96	26,40	1,00	
Syngnathidae		0,00	0,00	3,47	0,70	0,00	1,00	
Gasterosteidae		0,00	0,00	1,22	0,61	0,21	1,00	
Clupeidae		0,00	0,00	3,47	0,20	0,00	1,00	
Pleuronectidae		0,00	0,00	0,50	0,00	0,06	1,00	

Annexe 15 : Contribution des espèces à la dissimilarité Bray-Curtis (Test SIMPER) Partie 2. Average = contribution (%) des espèces à la dissimilarité moyenne entre les groupes. Sd = écart-type de contribution. Ava = abondance moyenne groupe 1. Aba = abondance moyenne groupe 2. Cumsum = contribution cumulative commandée.



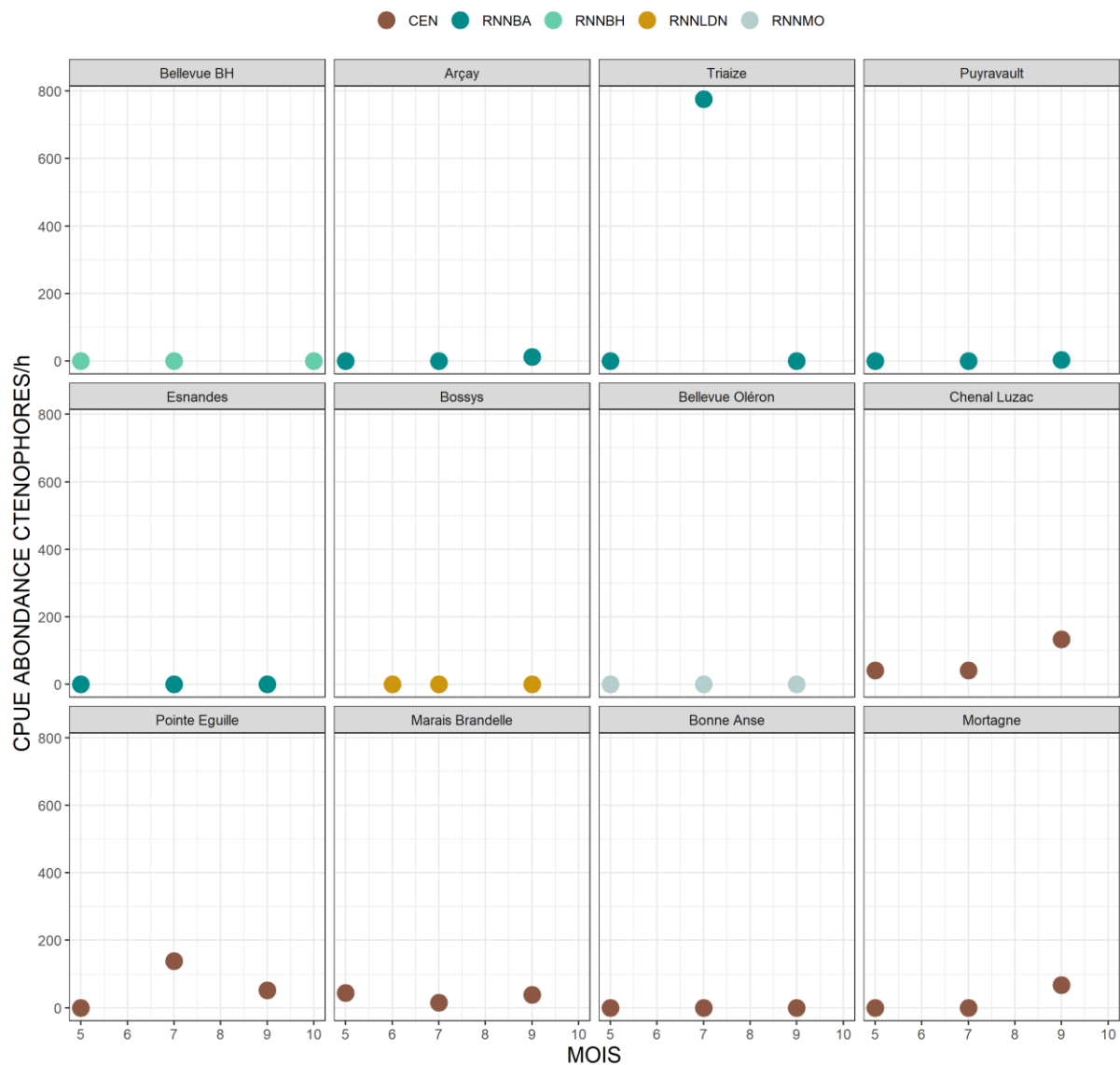
## CPUE ABONDANCE CRUSTACES 2021



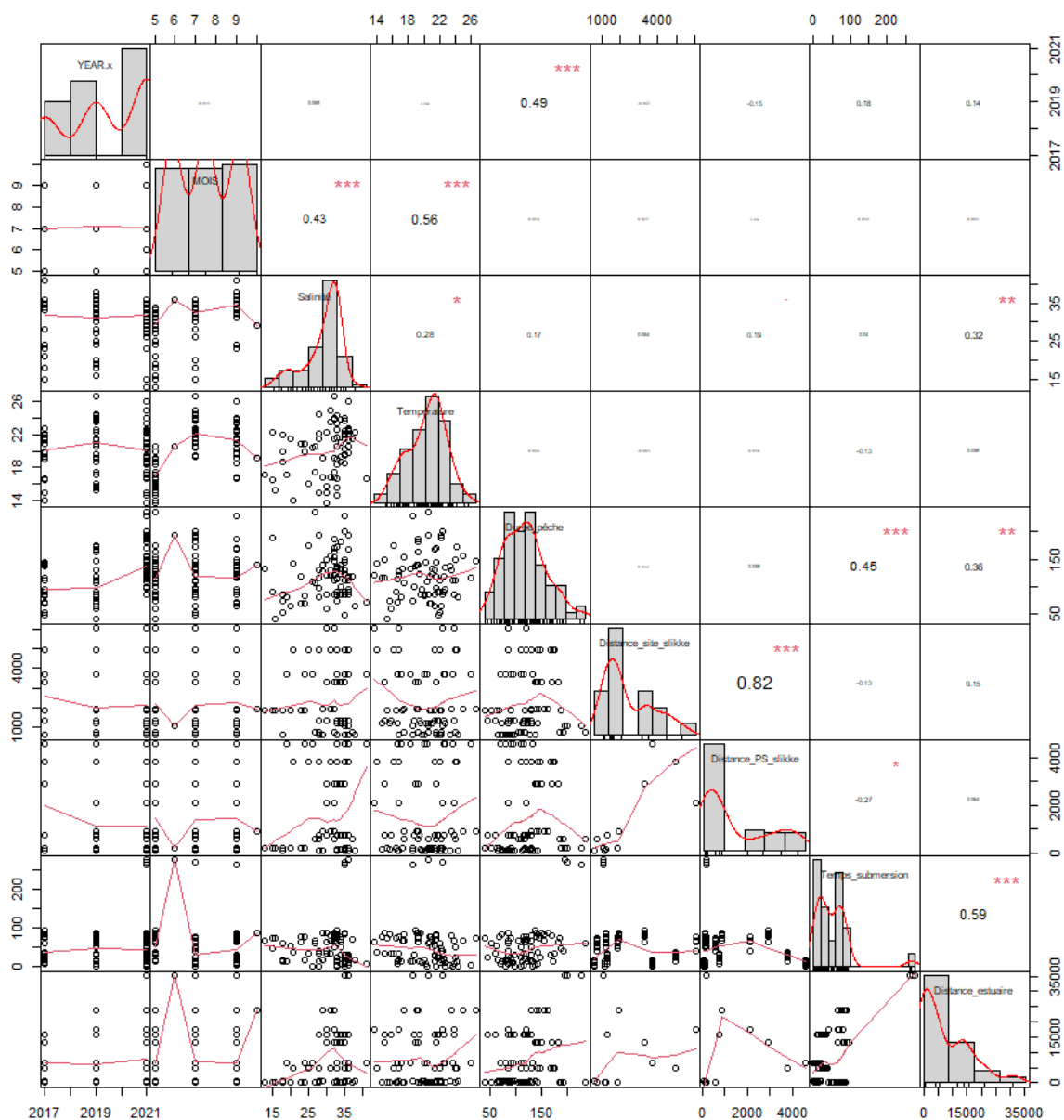
Annexe 16 : Comparaison des CPUE de crustacés par pêche entre les sites par mois en 2021.



## CPUE ABONDANCE CTENOPHORES 2021



Annexe 17 : Comparaison des CPUE de cténophores par pêche entre les sites par mois en 2021.



Annexe 18 : Matrice de corrélation de Pearson permettant de mettre en évidence les variables ayant des coefficients de corrélations significatifs.



Sites	Cohortes	2017		2019		2021	
		Croissance 05-07	Croissance 07-09	Croissance 05-07	Croissance 07-09	Croissance 05-07	Croissance 07-09
Bellevue BH	CO0	NA	NA	NA	0,86	NA	0,60
Bellevue BH	CO1	NA	NA	0,30	NA	0,34	0,66
Indochinois	CO0	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Indochinois	CO1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Arçay	CO0	NA	0,98	NA	0,80	NA	NA
Arçay	CO1	NA	NA	0,31	NA	0,62	0,50
Triaise	CO0	0,09	1,28	NA	0,74	NA	NA
Triaise	CO1	NA	NA	0,68	0,40	NA	NA
Puyravault	CO0	0,17	0,58	NA	0,29	NA	NA
Puyravault	CO1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Esnandes	CO0	NA	0,59	NA	0,66	NA	NA
Esnandes	CO1	0,56	0,58	0,18	0,76	NA	NA
Bossys	CO0	NA	NA	NA	NA	0,75	0,71
Bossys	CO1	NA	NA	NA	NA	0,46	0,53
Bellevue Oléron	CO0	NA	0,70	NA	NA	NA	0,91
Bellevue Oléron	CO1	NA	NA	NA	NA	NA	NA
La Perrotine	CO0	NA	0,87	NA	NA	NA	NA
La Perrotine	CO1	1,12	0,52	NA	NA	NA	NA
Chenal Luzac	CO0	NA	NA	NA	NA	NA	0,16
Chenal Luzac	CO1	NA	NA	NA	NA	0,62	0,12
Pointe Eguille	CO0	NA	NA	NA	0,67	0,72	NA
Pointe Eguille	CO1	NA	NA	NA	0,21	0,41	0,00
Marais Brandelle	CO0	NA	2,97	NA	0,71	NA	NA
Marais Brandelle	CO1	1,18	0,00	0,33	0,23	0,42	0,58
Bonne Anse	CO0	NA	NA	NA	NA	NA	0,84
Bonne Anse	CO1	NA	NA	NA	NA	0,31	0,00
Mortagne	CO0	NA	0,00	NA	0,25	0,19	1,85
Mortagne	CO1	NA	NA	NA	NA	0,18	0,00
<b>Moyenne CO0</b>		<b>0,13</b>	<b>1,00</b>	<b>NA</b>	<b>0,62</b>	<b>0,55</b>	<b>0,84</b>
<b>Moyenne CO1</b>		<b>0,95</b>	<b>0,37</b>	<b>0,36</b>	<b>0,40</b>	<b>0,42</b>	<b>0,30</b>

Annexe 19 : Taux de croissances des juvéniles de bar entre mai et juillet et entre juillet et septembre pour les trois années. CO0 = Cohorte de bar de l'année. CO1 = Cohorte de bar de l'année précédente.