



Interactions de la pêche à pied de loisir avec les populations de palourdes dans le bassin de Marennes-Oléron



Tamatoa LAUGHLIN

M2 PRO STEE sp. Océanographie côtière
Université de Bordeaux
Année 2014-2015

université
de **BORDEAUX**



MARENNES-OLÉRON



Pêche
à pied
DE LOISIR

Remerciements :

Je souhaiterais remercier l'Agence des aires marines protégées, l'antenne atlantique et toute l'équipe du programme LIFE+ PAPL de m'avoir accueilli au sein de leur structure et permis d'effectuer ce stage très enrichissant.

Je remercie très chaleureusement Richard Coz et Morgane Jeanjean pour leur disponibilité, leur partage et pour l'ambiance excellente tout au long de ce stage.

Mes remerciements s'adressent aussi aux membres de l'association IODDE pour le partage de leur connaissance dans le domaine de la pêche à pied et bien d'autre et aussi pour leur convivialité.

Je remercie également la DDTM 17 de Marennes de m'avoir bien accueilli et permis de réaliser ce stage dans de bonnes conditions avec en plus une bonne ambiance.

Je souhaiterais aussi remercier le CREEA et le CRPMEM-PC pour leur collaboration.

Sommaire :

A. INTRODUCTION	1
1. Contexte	1
2. Présentation de l'Agence des aires marines protégées	1
3. Présentation du programme LIFE+ PAPL	2
4. Objectifs de l'étude	2
5. Synthèse Bibliographique.....	3
B. MATERIELS ET METHODES	11
1. Présentation de la zone d'étude :	11
2. Échantillonnage :	12
3. Méthode de prélèvements :.....	13
4. Traitement des échantillons :.....	14
5. Analyse des données biométriques :	15
6. Données de fréquentation et de prélèvement des pêcheurs :	16
C. RESULTATS	17
1. Données biologiques :	17
2. Données de fréquentation et de prélèvement des pêcheurs :	27
D. DISCUSSION	30
1. Données de fréquentation et de prélèvement par les pêcheurs :	30
2. Données biologiques :	31
E. CONCLUSION ET PERSPECTIVES	33
F. BIBLIOGRAPHIE	35
G. ANNEXES	45

Table des figures :

Figure 1 : Carte de localisation de la zone d'étude	12
Figure 2 : Carte de localisation des stations d'échantillonnage	13
Figure 3 : photo de la benne Day-Grab	14
Figure 4 : photo de la table de tri.....	14
Figure 5 : relation taille -poids frais de la zone d'étude	18
Figure 6 : Histogrammes présentant les estimations d'abondance totale (en gris) et exploitable (en vert).....	18
Figure 7 : Histogrammes présentant les estimations de biomasse totale (en gris) et exploitable (en vert).....	19
Figure 8 : Diagrammes présentant les proportions estimées d'individus maillés et non-maillés pour Ade	20
Figure 9 : Diagrammes présentant les proportions estimées d'individus maillés et non-maillés pour Manson	20
Figure 10 : Histogramme de fréquence de taille pour le site d'Ade avec en vert la fraction exploitable	21
Figure 11 : Histogramme de fréquence de taille pour le site de Manson avec en vert la fraction exploitable	21
Figure 12 : Détermination des cohortes de palourdes pour les deux sites à partir du logiciel FISAT II	22
Figure 13 : Histogrammes représentant les densités totale (en gris) et exploitable (en vert).....	23
Figure 14 : Histogrammes représentant les densités d'abondance totale (en gris) et exploitable (en vert).....	24
Figure 15 : Répartition spatiale de la densité totale de palourdes (en abondance) sur la zone d'Ade-Manson	25
Figure 16 : Répartition spatiale de la densité exploitable de palourdes (en abondance) sur la zone d'Ade-Manson	25
Figure 17: Répartition spatiale de la densité totale de palourdes (en biomasse) sur la zone d'Ade-Manson	26
Figure 18: Répartition spatiale de la densité exploitable de palourdes (en biomasse) sur la zone d'Ade-Manson	26
Figure 19 : Graphique présentant le pourcentage des pêcheurs interrogés à Manson connaissant la maille légale ou la quantité de capture maximale.....	28

Figure 20 : Graphiques présentant la durée moyenne de la session de pêche (a) et le pourcentage de la portion maillée ou non-maillée de la quantité totale pesée lors des suivis de récolte (b) à Manson.....	29
Figure 21 : Graphique présentant la quantité moyenne prélevée par session de pêche pour les individus toutes tailles confondues, maillés et non maillés.....	29

Index des annexes :

Annexe 1 : Synthèse bibliographique complémentaire	44
Annexe 2 : Relation taille – poids frais des deux sites	46
Annexe 3 : Estimation de la fréquentation du site de Manson	47

Liste des abréviations :

AAMP : Agence des Aires Marines Protégées

BMO : Bassin de Marennes-Oléron

BMD : Brown Muscle Disease

CPIE : Centre Permanent d’Initiative Européenne

CREAA : Centre d’Expérimentations et d’Applications Aquacoles

CRPMEM-PC : Centre Régional des Pêches Maritimes et des Elevages Marins

DCSMM : Directive Cadre Sur le Milieu Marin

DPM : Domaine Public Maritime

DDTM : Direction Départementale des Territoires et de la Mer

GIZC : Gestion Intégrée des Zones Côtières

IODDE : Ile d’Oléron Développement Durable Environnement

LIFE : L’Instrument Financier Européen

M-O : Marennes-Oléron

PAP : Pêche à Pied

PAPL : Pêche à Pied de Loisir

PNM EGMP : Parc Naturel Marin de l’Estuaire de la Gironde et de la Mer des Pertuis

A. Introduction

1. Contexte

Dans un contexte grandissant de volonté de préservation et de restauration du bon état écologique du milieu naturel, de nombreux programmes d'étude et de suivi sont mis en place (*e.g.* Plan d'action pour le milieu marin relatif à la DCSMM). Il est primordial de connaître les interactions des activités anthropiques avec les écosystèmes dont elles font partie intégrante. La pêche fait partie de ces activités.

L'impact de la pêche a longtemps été considéré comme négligeable et les ressources supposées inépuisables (Beurier, 1979). La notion des effets négatifs potentiels de la pêche sur les espèces ciblées et l'écosystème marin n'a émergé qu'à partir de la fin du 19^{ème} siècle (Garstang, 1900). Une prise de conscience croissante est ensuite apparue aussi bien dans la communauté scientifique que dans celle des gestionnaires (Cléach, 2008).

Cependant, il a fallu plus de temps pour que cet éveil de conscience soit reporté au domaine récréatif. En effet, l'impact de la pêche de loisir sur la zone côtière a longtemps été considéré comme anecdotique au regard des prélèvements effectués par la pêche professionnelle (Bernard, 2012). Pourtant, Coleman et al. (2004) et Cooke & Cowx (2004) ont estimé à 10% environ la place de la pêche récréative dans les débarquements mondiaux. La pêche de loisir peut s'exercer à pied, du bord, en bateau ou en chasse sous-marine. Les techniques ou engins de pêche principaux sont la pêche à pied, la ligne, la palangre, le filet, les casiers et le fusil/arbalète sous-marin (Legoff, 2012). Avec des pratiquants toujours plus nombreux, la pêche à pied de loisir devient un véritable enjeu dans une optique de gestion intégrée des zones côtières (GIZC).

2. Présentation de l'Agence des aires marines protégées

L'Agence des aires marines protégées (AAMP) est un établissement public à caractère administratif dédié à la protection du milieu marin. Il est placé sous la tutelle du ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie. Sa gouvernance est assurée par un conseil d'administration dont dépendent plusieurs instances (bureau, conseils de gestion des parcs, conseil scientifique). Son siège est basé à Brest et des antennes locales sont implantées sur les trois façades maritimes de métropole ainsi qu'en outre-mer. Des équipes dédiées aux parcs naturels marins et aux projets de parcs sont également mises en place localement.

Les principales missions de l'AAMP sont : l'appui aux politiques publiques de création et de gestion d'aires marines protégées sur l'ensemble du domaine maritime français ; l'animation du réseau des aires marines protégées ; le soutien technique et financier aux parcs naturels marins ; le renforcement du potentiel français dans les négociations internationales sur la mer.

Dans sa vocation de protection du milieu marin et dans une prise de conscience générale des enjeux que peuvent représenter la pêche à pied de loisir et son maintien dans un aspect durable, l'AAMP coordonne avec le soutien financier du Conservatoire du littoral et l'appui de dix autres

structures, le programme LIFE+¹ *Expérimentation pour une gestion durable et concertée de la pêche à pied de loisir* (LIFE+ PAPL).

3. Présentation du programme LIFE+ PAPL

Le programme LIFE+ PAPL² d'une durée de 4 années (2013-2017) et vise à accompagner, sur le plan national, les pêcheurs à pied récréatifs pour un meilleur respect du milieu marin et le maintien durable de leurs pratiques. Il est mis en œuvre sur 11 territoires pilotes de France Métropolitaine du Nord-Pas-de-Calais jusqu'au Pays Basque. Le programme est cofinancé à 50 % par la Commission Européenne via son programme LIFE+ Politique et Gouvernance. Le LIFE+ PAPL rassemble de nombreux acteurs concernés par la pêche à pied récréative, parmi eux : la FNPPSF ; les CPIE Pays de Morlaix-Trégor, Littoral Basque et Marennes Oléron ; l'association VivArmor Nature ; le COREPEM ; l'Institut des Milieux Aquatiques ; la Communauté d'Agglomération de la Rochelle ; Brest Métropole Océane ; et le Parc naturel régional du Golfe du Morbihan.

Les objectifs globaux du programme sont de : (i) proposer une meilleure gestion de la pêche à pied récréative, basée sur une gouvernance à plusieurs niveaux, locale et nationale ; (ii) mieux comprendre les pressions exercées par la pêche à pied sur les milieux littoraux et mettre en place les moyens d'actions pour stopper les phénomènes de dégradation de la biodiversité des estrans ; (iii) faire évoluer les pratiques des pêcheurs à pied par la sensibilisation pour limiter leur impact.

4. Objectifs de l'étude

Ce stage s'inscrit dans le second objectif (ii) du projet LIFE+ PAPL. Il doit s'attacher à étudier les interactions de la pêche à pied de loisir avec les populations de palourdes de la zone d'Ade-Manson dans le bassin de Marennes-Oléron (BMO).

La palourde *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) et *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758) sont particulièrement convoitées par les pêcheurs à pied de loisir. Le BMO est une zone prisée et réputée pour la pêche à pied. En effet, les comptages menés par l'association IODDE/CPIE Marennes-Oléron³ ont quantifié 220 000 séances de pêche en moyenne par an sur les estrans de Marennes-Oléron (IODDE, 2010). Les pressions exercées par les pêcheurs à pied de loisir et leurs conséquences sur les gisements exploités sont méconnues car très peu étudiées.

Les objectifs de cette étude sont de :

- i. Comparer les caractéristiques de populations de palourdes subissant des pressions de pêche à pied récréative différentes (différenciées selon la fréquentation des pêcheurs) afin de déterminer les interactions avec la pêche à pied de loisir.
- ii. Evaluer le stock de palourdes du secteur d'Ade-Manson et débiter son suivi.
- iii. Mettre en place et tester le protocole d'échantillonnage pour les suivis des stocks de palourdes pour les gestionnaires dans le cadre du LIFE+ PAPL.

¹ Instrument financier de l'Union Européenne pour la protection de l'environnement

² <http://www.aires-marines.fr/Partager/Relations-europeennes/LIFE-Peche-a-pied-de-loisir>

³ <http://www.ioddc.org/>

Afin d'aborder correctement l'interdisciplinarité du sujet d'étude, il est nécessaire de commencer par une synthèse bibliographique sur cette thématique couplant des données en écologie et en biologie marine ainsi qu'en sciences humaines et sociales.

5. Synthèse Bibliographique

Cette synthèse présente uniquement les thèmes jugés les plus fondamentaux pour l'étude qui va suivre. Une partie complémentaire de la synthèse sur certaines spécificités biologiques de la palourde est située en annexe (Annexe 1).

1. La pêche à pied :

1.1. Définition

La pêche à pied (PAP) se définit comme l'ensemble des techniques de pêche pratiquées sans le recours d'équipement respiratoire et d'embarcation ou de quelconque engin flottant par des pêcheurs se déplaçant essentiellement à pied sur l'estran (*i.e.* partie potentiellement émergée du DPM). Elle concerne la collecte sur l'estran de coquillages, crustacés, poissons, algues et plantes. L'exercice récréatif de la PAP se caractérise par un aspect non commercial. En effet, le fruit de la pêche doit être destiné à la consommation exclusive du pêcheur et de sa famille et ne peut en aucun cas être vendu ou acheté en connaissance de cause⁴.

1.2. Activité culturelle et historique

La pratique la pêche à pied remonte à la préhistoire (Mannino et al., 2002 ; Jerardino & Marean, 2007). En effet, il existe des traces archéologiques de cette activité sur le littoral Atlantique français datant de l'ère Mésolithique entre environ 10 000 et 5 000 ans avant J.-C. (Dupont, 2003). Autrefois de subsistance, cette forme de pêche est devenue récréative à partir de la seconde moitié du 20^{ème} siècle par l'amélioration de la qualité de vie, de l'apparition des congés payés, d'une littoralisation importante des populations et de la recherche d'aménités (Privat et al., 2013).

La pêche à pied de loisir (PAPL) ou récréative est une activité très répandue en France. Elle s'intègre d'ailleurs comme une activité culturelle en Europe (Mandouze & Le Saout, 2012). Ce type de pêche se pratique essentiellement sur les zones soumises à de forts marnages notamment sur les côtes allant de la Manche-Mer du Nord à l'Atlantique. L'activité est pratiquée par environ 1,8 millions de pêcheurs à pied réguliers ou occasionnels en France (Herfaut et al., 2013). Ce chiffre place l'activité en tête des usages récréatifs côtiers les plus répandus. Cela implique que les communes littorales ont de plus en plus conscience des enjeux économiques, sanitaires, environnementaux et sociaux que la PAP représente (Hitier et al., 2010).

La PAP est un métier et surtout un loisir accessible à tous. Elle se décline en une multitude de pratiques notamment du fait de la diversité des espèces ciblées sur l'estran, de la variabilité des substrats présents, de l'abondance des techniques et des outils déployés, de la

⁴ Article R. 921-83 du Code rural et de la pêche maritime

période de l'année ou encore des diverses catégories d'usagers (hommes, femmes, familles, retraités, locaux, touriste, habitués, *etc.*) (Bernard, 2012).

La transmission des techniques et des savoirs de la PAP s'effectue principalement de génération en génération. Les pratiquants ont majoritairement plus de 50 ans et sont de sexe masculin. Il s'agit d'une population dont la régularité de la pratique, l'origine géographique, le niveau de connaissance, le respect de l'éstran et de la réglementation en vigueur varient fortement. Les motivations de chacun sont très différentes : du pêcheur expérimenté cherchant la rentabilité jusqu'aux familles de touristes venants à la découverte de la biodiversité de l'éstran. Majoritairement, les pêcheurs sont surtout motivés par une activité saine et ludique en contact avec la nature (Privat et al., 2013).

1.3. Mesures réglementaires

En ce qui concerne la réglementation actuelle de l'activité, elle s'applique sur la qualité des prises (tailles minimales de capture ou maille et aspects sanitaires), des quantités pêchées par personne, des périodes de pêches, des zones d'interdictions et/ou de cantonnement, et des outils de pêche utilisés. Néanmoins, la réglementation peut évoluer en fonction de l'observation de diminutions de stocks et/ou de contamination fécale et/ou chimique de certains secteurs littoraux. Les tailles minimales de capture sont fixées au niveau européen ou national. Les autres réglementations (outils, quantités et zones) peuvent varier d'un département à l'autre. Parmi les types de mesures appliquées en France, il est distinguer : les quantités de capture maximales (*e.g.* 5 kg toutes espèces de coquillages confondus par jour et par personne en Charente-Maritime) ; certaines restrictions temporaires ou permanentes sur les zones et/ou les périodes de pêche (*e.g.* en cas de contamination bactérienne ou par des algues toxiques) ; les caractéristiques et conditions d'emploi des engins de pêche (*e.g.* la taille du manche et la largeur d'un grattoir sont limités). Les arrêtés fixant ces réglementations peuvent être pris soit par le préfet de région soit de département.

La pratique de la PAP peut avoir un effet sur la santé. Effectivement, par leur activité de filtration de l'eau de mer, les bivalves concentrent les toxines présentes dans le sédiment ou la colonne d'eau (bactéries fécales, microalgues toxiques, hydrocarbures, pesticide, *etc.*). Ainsi, la consommation de ces coquillages peut avoir un effet négatif sur la santé (diarrhée, paralysie, amnésie)⁵. Cela explique pourquoi des arrêtés préfectoraux d'interdiction de pêche temporaires ou permanents sont parfois émis pour certains sites (*e.g.* l'estuaire de la Gironde avec le Cadmium).

1.4. La pêche à pied de palourdes

En ce qui concerne la pêche à pied de palourdes, les pêcheurs récréatifs sont soumis à des quotas définis localement et à une maille légale de 35 mm pour la façade méditerranéenne et 40 mm pour les autres façades françaises. Deux types de pratique existent : la pêche à la gratte et la pêche au trou. La première est une recherche au hasard dans le sédiment, réalisée à l'aide d'un grattoir (*e.g.* râteau, griffe, *etc.*) alors que la deuxième consiste à la détection visuelle de marques en surface du sédiment qui traduit la présence des palourdes. Il peut s'agir de trous formés par les

⁵ www.pcchcapied-responsable.fr

siphons, ou d'autres marques plus subtiles (*e.g.* légère dépression dans le sédiment, présence de fèces) (Privat et al., 2013). Ces deux types de pêche se pratiquent sur des substrats variés (*e.g.* sable, vase, sables envasés, graviers, cuvettes de sédiments fins situées en substrat rocheux). La pêche à la palourde est également pratiquée de manière professionnelle mais la taille minimale de capture est fixée à 35 mm.

2. Spécificités biologiques de la Palourde :

Les bivalves sont des mollusques marins ou dulcicoles parmi les plus consommés au monde. En effet, la catégorie « Mollusques et autres » contribue pour 13 % de l'alimentation humaine en « Produits de la mer »⁶. Leur grande valeur commerciale qui en découle, entraînent une exploitation (pêche et conchyliculture) très développée. La première espèce de bivalve exploitée est l'huître japonaise *Crassostrea gigas*, suivie par la palourde japonaise *Ruditapes philippinarum* (Gosling, 2004). Cette synthèse bibliographique se focalise sur la palourde au sens large et non à une espèce spécifique.

2.1. Historique

La palourde japonaise, appartenant à la famille des *Veneridae* et au genre *Ruditapes*, est originaire de la province indopacifique : des mers des Philippines, de Chine et du Japon (Ponurovsky & Yakovlev, 1992). À partir du 20^e siècle, cette espèce fut introduite dans différentes régions du monde, accidentellement via l'importation de naissains d'huîtres japonaises ou volontairement pour la conchyliculture (Le Treut, 1986).

Pour ses bons rendements conchylicoles, elle fut importée en France dès 1972 (par la Société Atlantique de Mariculture), puis dans le reste de l'Europe, à partir de populations nord-américaines (Flassch & Leborgne, 1992 ; Ponurovsky & Yakovlev 1992). Au fil du temps, elle a supplanté la palourde autochtone, c'est-à-dire la palourde grise européenne *Ruditapes decussatus*, grâce à sa capacité d'adaptation et ses performances de croissance plus élevées (Gouletquer et al., 1986). En effet, *R. philippinarum* présente un accroissement de biomasse supérieur de 41% à celle de l'espèce européenne (Bodoy, 1980). Désormais en Europe, il est observé des populations néonaturelles depuis les côtes britanniques et norvégiennes jusqu'aux lagunes du Portugal pour les côtes atlantiques et également en Méditerranée et en Adriatique. La palourde japonaise est aussi présente le long de la côte ouest pacifique américaine et de la mer Egée (Kim, 1995 ; Gouletquer, 1997 ; Jensen et al, 2004, 2005). Elle se distribue sur les zones côtières entre les latitudes 25°N et 45°N dans tout le globe (Dang, 2009). Mais Gérard (1978) reporte par ailleurs que l'espèce est connue jusqu'à Java (10°S) et autour des Iles Kouriles méridionales (50°N).

2.2. Habitat

La palourde est une espèce fouisseuse. Son habitat est constitué par l'étage médiolittoral de baies abritées (lagunes, estuaires) présentant des substrats très variés : vaseux, sablo-vaseux, sablo-graveleux et sableux (Le Treut, 1986). Elle peut également se trouver dans des zones associant des cailloutis et de la vase ou des débris coquillers d'huîtres (Dang, 2009). Tamura

⁶ <http://www.fao.org/fishery/statistics/global-consumption/fr>

(1970) cite un milieu propice composé de 20 à 60% de sable et de 20 à 30% de vase, avec des sables fins à moyens.

2.3. Distribution

La distribution spatiale des individus adultes est de type agrégatif (Kalyagina, 1994). La palourde a un mode de vie sédentaire, mais des déplacements latéraux limités pouvant atteindre les 6 mètres par mois ont été observés (Tamura, 1970).

Sa profondeur d'enfouissement maximale répertoriée est de 12 cm (Le Treut, 1986). La distribution verticale varie en fonction de l'âge des individus et de la saison. La profondeur d'enfouissement est proportionnelle à leur taille et donc à leur âge, avec des moyennes de l'ordre de 5 à 10 cm (Bordeyne, 2009). Les adultes vivent dans le sédiment à des profondeurs variables, entre 7 et 12 cm suivant la saison, alors que les juvéniles sont situés plus en surface (Caill-Milly et al, 2003). En dehors de ses déplacements, la palourde fait affleurer ses siphons à la surface du sédiment pour son alimentation et sa respiration.

2.4. Croissance

Lors de leur première et seconde année, les palourdes ont une croissance élevée. Au-delà de 3 ans, les différences de tailles interannuelles sont moins lisibles (Bordeyne, 2009). Les deux processus régissant la croissance de la palourde sont l'incrémentation par l'accumulation conjointe de matière organique et minérale dans le test faisant varier les paramètres biométriques de la coquille et l'assimilation de matière organique qui modifie la masse viscérale de l'animal (Le Treut, 1986 ; Caill-Milly, 2012). La croissance de la coquille en circonférence s'effectue par l'accumulation de matière depuis le bord du manteau alors que sa croissance en épaisseur des valves est la résultante de dépôts issus de l'activité de l'ensemble de la surface du manteau (Gosling, 2003). Des expériences de marquage de la coquille au strontium et à la calcéine (Poulain et al., 2011 ; Fujikura et al., 2003 ; Caill-Milly et al, 2011 ; Caill-Milly, 2012) ont mis en évidence le rythme tidal de la formation des micro-incréments en bordure de valve. La croissance de la palourde est usuellement décrite par la longueur antéro-postérieure de sa coquille.

Des ralentissements de croissance se produisent l'hiver mais aussi au moment de la reproduction ou lors de conditions environnementales défavorables chez les palourdes européennes et japonaises (Garcia, 1993 ; Kanazawa & Sato, 2008). C'est la « plasticité » des bivalves qui se traduit par une modification phénotypique sous la pression de l'environnement. Toutes les observations précédentes font que le nombre de stries externes, visibles à l'œil nu, sur la coquille ne peut pas être utilisé pour l'estimation de l'âge des individus (Caill-Milly, 2012).

Plusieurs facteurs environnementaux (abiotiques et biotiques) influencent la croissance. Les plus déterminants sont la température et les ressources trophiques. Les autres facteurs intervenant sont : la saison ; la turbidité (effet négatif des remises en suspension du sédiment sur les productions de palourdes, Gouletquer, 1989) ; l'hydrodynamisme ; le temps d'émersion (Gouletquer et al., 1987 ; Glock et Chew 1979) ; le niveau tidal (un bas niveau équivaut à un temps de nutrition plus important pour l'animal et donc à une meilleure croissance, Griffiths, 1981 ; Bodoy & Plante-Cuny, 1984 ; Gouletquer & Bacher, 1988 ; de Montaudouin, 1996) ; les caractéristiques sédimentaires ; la concentration en oxygène dissous ; la présence ou non d'un

herbier (Irlandi, 1996) ; la densité en population (compétition, capacité biotique du milieu, etc.) ; et la présence de pathogènes (Ohba, 1959 ; Gouletquer & Bacher 1988 ; Soudant et al., 2004). Tous ces divers paramètres sont des facteurs de régulation de la dynamique des populations de palourdes.

La variation des températures de l'eau en fonction de la latitude et des saisons est, en partie, responsable des différences de croissance observées entre différentes zones géographiques et entre l'hiver et l'été (Dang, 2009). Par exemple, la longueur ne dépasse pas 34,9 mm au Japon (Ohba, 1959) alors qu'elle atteint 50 mm dans l'état de Washington (Nosho et Chew, 1972 ; Paul-Pont, 2010). En effet, la température est l'un des facteurs écologiques les plus prépondérants dans la biologie de la palourde (Toba, 1987 ; Nakamura et al., 2002 ; Fan et al., 2007) car elle détermine les périodes de croissance, les cycles sexuels et le niveau d'alimentation (Le Treut 1986).

Les palourdes et, en particulier l'espèce japonaise supporte des conditions très variables de température et de salinité selon les latitudes avec un *preferendum* thermique situé entre 19 et 21°C (Maître-Allain, 1982). La palourde européenne *R. decussatus* supporte une salinité oscillant entre 20 et 50 alors que *R. philippinarum* tolère une plus grande gamme de salinités allant de 15 à 50 (Le Treut, 1986 ; Dang, 2009). Les palourdes peuvent s'adapter aux conditions difficiles en s'enfouissant plus profondément dans le sédiment et en obturant leurs valves (Le Treut, 1986).

La durée de vie maximum de la palourde est inconnue (Dee Boersma et al., 2006). Gillespie et al. (1999) mentionne qu'elle excède rarement 10 ans dans le cas de populations exploitées.

2.5. Recrutement

Le recrutement (fixation sur le substrat) des juvéniles se produit après une période larvaire pélagique de 2 à 4 semaines (Le Treut, 1986). Durant cette période, la mobilité des larves, en fonction des vents et des courants marins, assure une dissémination importante des populations de palourdes. Au moment du recrutement, les larves mesurent 0,2 à 0,3 mm pour la palourde japonaise et 0,7 à 0,8 mm pour la palourde européenne (Tamura, 1970 ; Le Treut, 1986 ; Dang, 2009).

Les premières semaines de vie post-larvaire constituent une étape essentielle du point de vue de la variabilité spatiale des populations de palourdes. Les processus physiques (hydrodynamisme) et biologiques (sélection active du substrat) jouent potentiellement un rôle déterminant dans la structuration spatiale du recrutement, les premiers intervenant de manière prépondérante à grande échelle (de l'ordre du km), les seconds s'exprimant à des échelles spatiales plus réduites (de la dizaine de cm à la centaine de m) (Calvez, 2003). D'autres facteurs sont également décrits pour affecter le niveau de recrutement comme, par exemple, la prédation et les pathogènes (Williams, 1980 ; Ishii et al., 2001).

Des travaux en génétique et en cytologie ont mis en évidence l'hybridation possible entre la palourde japonaise et la palourde européenne dans le nord-ouest de l'Espagne (Hurtado et al., 2011).

2.6. Mortalité

En premier lieu, la mortalité des palourdes peut être entraînée par la prédation. En effet, les palourdes sont les proies de nombreux prédateurs. Parmi ceux-ci, nous retrouvons entre autres des poissons tels que le baliste ou la daurade royale (Robert & Parra, 1991) ; des invertébrés marins, tels que le crabe vert (Cigarria & Fernandez, 1999) ou encore les étoiles de mer par exemple. Il y a bien sûr aussi la prédation exercée par l'homme via la pêche comme par exemple la pêche à pied. Les palourdes sont principalement recherchées du printemps jusqu'au début de l'automne, avant leur ponte principale, tant qu'elles sont charnues (Privat et al., 2013). Différentes techniques sont utilisées pour la capture des palourdes. Leur utilisation dépend de la réglementation locale, de la nature du sédiment, de la densité en palourdes et surtout des habitudes et des connaissances des pêcheurs. Il est estimé que 600 (+/- 400) tonnes de palourdes sont prélevées par an en France par la pêche de loisir (Enquête BVA/Ifremer, 2009). De fortes mortalités peuvent également être provoquées par des conditions environnementales défavorables (*e.g.* chute de salinité, forte turbidité, forte variation de température, *etc.*) et par différentes pathologies d'origine parasitaire, virale (*e.g.* maladie du muscle marron ou Brown Muscle Disease (BMD), Binias, 2013) ou bactérienne (*e.g.* maladie de l'anneau brun, Flye-Sainte-Marie, 2008).

3. Impacts de la Pêche à pied

L'étude de l'impact de la pêche à pied (PAP) s'est développée depuis quelques années suite à une prise de conscience de son ampleur et de ses impacts potentiels sur la biodiversité des estrans.

3.1. Quelques notions d'impact sur le milieu naturel

Un impact sur le milieu naturel se manifeste par une perturbation (*e.g.* variation en abondance d'une espèce, déséquilibre du réseau trophique, *etc.*) qui traduit une réponse à un stress occasionné. Dans les études traitant de perturbation de l'écosystème, il est distingué deux types de perturbations : « Pulse » (perturbation brève et sporadique) et « Press » (perturbation continu ou chronique) (Underwood, 1989, 1993). La nature de la réponse des écosystèmes à ces deux types de perturbation n'est pas la même (Bender et al., 1984).

Pour une étude adéquate de l'impact d'une perturbation sur un écosystème, il est recommandé de déterminer ses caractéristiques suivantes (Underwood, 1989) : son inertie (*i.e.* sa capacité maximale à endurer une perturbation sans engendrer de réponse) ; sa stabilité (*i.e.* le temps de retour à l'état d'équilibre après une réponse à un stress) ; et sa résilience (*i.e.* la réponse maximale que peut fournir une population à un stress sans compromettre son retour à l'état d'équilibre).

Le recueil de données avant l'arrivée d'une perturbation est la meilleure façon d'évaluer l'impact puis la résilience d'un écosystème (*e.g.* méthode BACI « Before After Control Impact », Underwood, 1994 ; Bernard, 2012). Cette méthode exige d'avoir des stations de référence non impactées à proximité des zones soumises à perturbation. Toutefois, leur sélection nécessite une vigilance accrue car les variabilités naturelles des communautés d'une zone à l'autre au sein d'un même site peuvent être importantes. Faute de données en amont de la perturbation, il est toujours

disponible d'employer ce protocole mais l'efficacité en est alors réduite. Pour l'étude d'une perturbation, il est également obligatoire de prendre en compte la variabilité naturelle de l'écosystème dans le temps (Underwood, 1993), soit à l'échelle de plusieurs années.

Il est important de connaître l'étendue spatiale et temporelle des perturbations anthropiques (ponctuelles et/ou chroniques) et de les différencier de celles causées par les phénomènes environnementaux (*e.g.* tempête, hydrodynamisme, *etc.*). Par exemple, les impacts peuvent être relatifs soit à des sources de perturbation qui s'exercent de manière ponctuelle (marées noires, blooms phytoplanctoniques, *etc.*) ; soit à des zones urbanisées à l'origine de diverses pollutions diffuses ou encore de l'intensification des usages de l'estran. Les effets de certaines pratiques telles que la pêche à pied peuvent se faire ressentir sur plusieurs centaines de kilomètres, voire quelques milliers de kilomètres (*e.g.* au Chili, Paine, 1994). Les dégradations « physiques » d'habitats liées aux usages (prélèvement d'espèces, piétinement lié à la fréquentation) sont plus localisées et concernent : soit par exemple un ensemble d'habitats regroupés dans une même zone attractive pour la pratique d'une activité donnée ; soit quelques habitats (*e.g.* tracés de chemins créés par le piétinement à travers les couvertures de macroalgues, retournement de blocs en bas d'estran, *etc.*).

3.2. Le cas de la PAP

La pratique de la PAP s'effectue dans des zones privilégiées par certaines espèces pour leur reproduction et/ou leur nourricerie (au stade juvéniles et/ou larvaires). Donc l'utilisation d'outils non adaptés (*e.g.* grands râteaux, pioches, barres à mine, *etc.*), certains comportements de pêche inappropriés (retournement des blocs sans leur remise en place, non respect de la maille réglementaire, *etc.*) et aussi les passages répétitifs (piétinement) des pêcheurs à pied peuvent être responsables de la dégradation voire de la destruction des communautés des substrats durs (*e.g.* champs de blocs, récifs, *etc.*) et meubles (*e.g.* vases, sables, *etc.*) intertidaux (Keough & Quinn, 1998 ; Kingsford et al., 1991 ; Newton et al., 1993 ; Griffiths & Branch, 1997).

L'effet de la PAP sur l'environnement va surtout dépendre de la pression de pêche exercée, en termes de capture, de fréquentation, des techniques et outils utilisés. Son intensité et sa fréquence vont dépendre de l'attractivité du site sur lequel elle est pratiquée (espèces recherchées, réputation et accessibilité du site), mais aussi des coefficients de marée, des conditions météorologiques ou encore de la période de l'année (saison, période de vacances scolaires, week-ends, *etc.*). Certains sites peuvent accueillir une très forte concentration de pêcheurs lors de pics de fréquentation notamment pendant les grandes marées, en période de weekend et/ou de vacances (Privat et al., 2013). L'effet de la PAP est donc, à ce moment là, intensifié.

Deux types d'impacts de la PAP peuvent être distingués : les directs concernant la population ciblée ; et les indirects affectant les populations des espèces non ciblées et les habitats.

3.2.1. Effets directs de la PAP

Exercée de manière intensive, la PAP peut tout d'abord conduire aux impacts de la pêche « classique » non raisonnée : réduction des abondances ; déséquilibre trophique ; pollutions diverses (perte de matériels de pêche) ; *etc.*

La PAP peut être un facteur sélectif qui va modifier la structure démographique d'une population exploitée (Boldina, 2013). En effet, la taille moyenne des individus des espèces ciblées est susceptible de diminuer car ce sont systématiquement les individus de grandes tailles (généralement les plus prisés par les pêcheurs) qui sont retirés de la population (Conover, 2007 ; Sharpe & Hendry, 2009 ; Salinas et al., 2012). De plus, cette conséquence peut être renforcée lorsque les tailles minimales (imposées par la réglementation) ne sont pas respectées (Jerardino, 1997 ; Roy et al., 2003). Pour illustration, Castilla (1999) et Moreno et al. (1984, 2001) ont montré que, lors d'un arrêt du prélèvement de patelles au Chili (mise en place d'une réserve), leur abondance et leur taille moyenne augmentaient significativement. D'autres études ont montré des réductions abruptes de tailles suite à des prélèvements fréquents et non contrôlés comme c'est notamment le cas pour certaines espèces de gastéropodes ou de mollusques bivalves (Leiva & Castilla, 2001 ; Kirby, 2004).

Le changement de structure démographique des populations pêchées peut ensuite impacter leur reproduction, particulièrement chez les espèces à croissance lente qui ont un âge de maturité élevé (Jennings et al. 2001 b), ceci pouvant aboutir à une réduction de la fécondité et jusqu'à un effondrement du stock (Hutchings & Reynolds, 2004 ; Hsieh et al., 2006).

La réduction de la taille d'une population peut s'accompagner de l'augmentation des risques de perte de diversité génétique (Smith, 1995 ; Hauser et al., 2002), de phénomènes de réponses évolutives et/ou de plasticité phénotypique engendrant de nombreuses conséquences (e.g. Roy et al., 2003 ; Cooke & Cowx, 2004 ; Lewin et al., 2006 ; Jørgensen et al., 2007 ; Kuparinen & Merilä, 2007 ; Fenberg & Roy, 2008 ; Uusi-Heikkilä et al., 2008 ; Allendorf & Hard, 2009 ; Coz, 2013) : réduction de la croissance annuelle ; baisse du taux de survie ; atteinte plus rapide de la maturité sexuelle ; changement de taille maximale ; changement de la relation taille/biomasse ; hausse du taux de mortalité ; changement du sex-ratio ; modification de comportements.

3.2.2. Effets indirects de la PAP

Le prélèvement des espèces ciblées par la PAP peut être source d'impacts indirects pour l'ensemble d'une communauté (Dye, 1992 ; Underwood, 1993 ; Branch & Moreno, 1994) par exemple : la perte de nourriture et d'habitat pour les espèces non-exploitées qui dépendent des espèces ciblées ; des déséquilibres trophiques modifiant la nature des relations dans la chaîne alimentaire ; *etc.*

Un des autres effets indirects de la PAP est la dégradation « physique » des habitats provoquée par exemple par le retournement de roches, la déstructuration du sédiment et le piétinement dû aux passages répétitifs des pêcheurs sur l'estran. L'intensité et la fréquence des passages sur une zone donnée, à l'échelle d'un site de pêche, vont dépendre de : son accessibilité (présence de parkings, entrées balisées, présence de platiers rocheux plus facile à parcourir que la vase, *etc.*), son attractivité (beauté, site réputé pour la présence d'espèces précises, *etc.*) et de la période de l'année (saison estivale, période de vacances scolaires ou week-ends, grands coefficients de marée ; Kingsford et al., 1991 ; Vanherwerden & Griffiths, 1991).

Les conséquences possibles du piétinement sont : des diminutions d'abondances (Brown & Taylor, 1998 ; Keough & Quinn, 1998 ; Schiel & Taylor, 1999 ; Pinn & Rodgers, 2005 ; Smith et al., 2008 ; Huff, 2011) ; l'apparition de zones de roche nue ; la recolonisation de l'espace piétiné par des algues opportunistes (Povey & Keough, 1991 ; Fletcher & Frid, 1996) ; la dessiccation d'espèces algales affectant leur faune coloniale (Brosnan & Crumrine, 1994 ; Schiel

& Taylor, 1999). Toutes ces conséquences se résument à des changements de communautés. Le temps de recolonisation des zones piétinées est variable selon le niveau d'intensité, la fréquence et la durée de piétinement (Povey & Keough, 1991).

Des constats *in situ* ont été réalisées tant sur la fréquentation (comptages des pêcheurs) que sur les impacts écologiques entraînés par le piétinement. Les zones d'accès à l'estran sont les plus susceptibles d'être fortement piétinées (Adessi, 1994 ; Bernard, 2012). Néanmoins, la zone médiolittorale moyenne à inférieure serait la plus impactée par les passages répétés de pêcheurs. Car elle suscite le plus d'intérêt en concentrant la plus grande abondance et diversité d'espèces mais aussi en raison de ses temps d'émersion plus élevés et fréquents par rapport à la zone infralittorale supérieure.

B. Matériels et méthodes

1. Présentation de la zone d'étude :

Le bassin de Marennes-Oléron (BMO) se situe sur la côte atlantique à l'ouest de la France dans le département de Charente-Maritime. Il se trouve dans la mer des Pertuis et plus précisément enclavé entre l'île d'Oléron à l'ouest et le continent à l'est. Le BMO reçoit les apports des estuaires de la Seudre et de la Charente, ce qui en fait un lieu de prédilection pour la production des bivalves et donc pour la pratique de la PAP.

Le secteur d'Ade-Manson se situe au sud-est de l'île d'Oléron et comprend les estrans d'Ade (58 ha) au nord et de Manson (37 ha) au sud (Fig. 1). Les deux estrans sont séparés par le chenal de navigation du port de St-Trojan. Ce secteur a été choisi car il fait partie des sites-pilotes du programme LIFE+ PAPL et que les deux sites le composant (Ade et Manson) présentent, d'après l'association IODDE et le CRPMEM-PC, une fréquentation différentielle de pêcheurs à pied récréatifs. De plus, la pêche à pied professionnelle n'y est pas pratiquée à cause d'une non-rentabilité vis-à-vis du temps de pêche nécessaire pour une bonne récolte (CRPMEM-PC, comm. Pers.) et de la présence de zones interdites à l'activité professionnelle (Annexe ?). Ce choix a été également fait dans une volonté d'évaluer le stock de palourdes sur le secteur qui n'avait été réalisé en 2014 lors du stage de Lebourg (Lebourg, 2014).

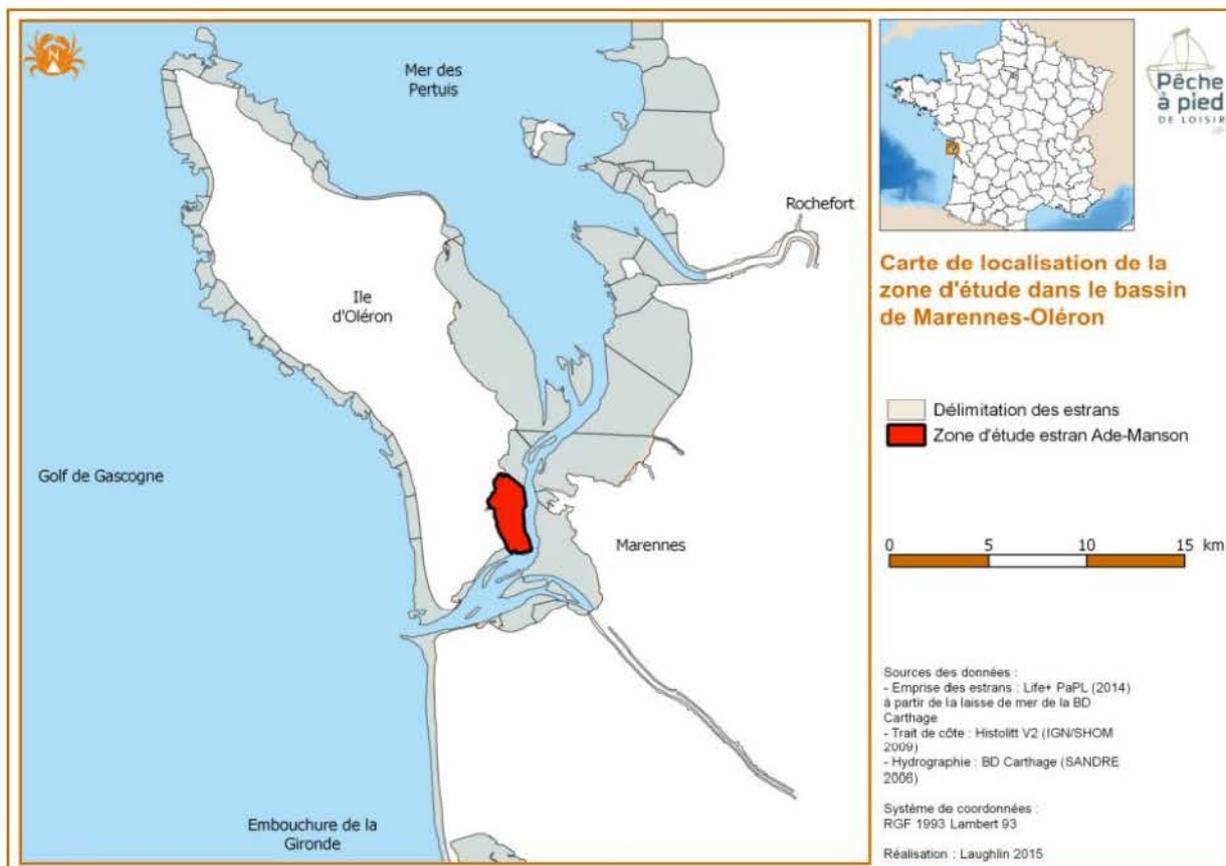


Figure 1 : carte de localisation de la zone d'étude

2. Échantillonnage :

Le protocole utilisé pour évaluer les stocks de palourdes des deux sites (Ade et Manson) correspond à celui appliqué par Lebourg (2014) inspiré de Bertignac et al. (2001) et de Caill-Milly et al. (2013).

Un échantillonnage aléatoire simple stratifié a été sélectionné selon deux critères : présence ou non de Zostères et nature du sédiment. Néanmoins, du fait de la période d'échantillonnage (fin mai 2015) et donc à l'absence d'un développement complet de l'herbier à cette saison, la stratification n'a pu être établie antérieurement. De plus, la relative homogénéité du substrat et de la bathymétrie sans recours à des méthodes d'analyses plus poussées (*e.g.* granulométrie fine en laboratoire) a abouti à ne considérer qu'une seule strate homogène. Il s'agit alors ici d'un échantillonnage aléatoire simple.

Les stations (ou points) de prélèvements ont été tirés aléatoirement avec une distance entre elles d'au minimum 100 m sur l'ensemble de la zone en dehors des chenaux et des concessions conchylicoles (Fig. 2) à l'aide du logiciel R (via les bibliothèques *sp*, *maptools* et *spatstat*) et du logiciel QGIS 2.6.1. L'effort d'échantillonnage a été proportionnel à la surface des sites. Ade comporte donc plus de stations que Manson.

Le nombre de 36 stations a été retenu pour essayer d’obtenir le maximum de précision pour l’estimation du stock et en même temps pouvoir réaliser l’échantillonnage en deux jours d’affilés pendant des marées de 6 heures maximum (temps imparti par les frais de location du matériel et le budget). Chaque station a été échantillonnée en trois répliquats pour appréhender la variabilité intra-station. Les stations sont identifiées par « AM » (pour Ade-Manson) et numérotées du nord au sud de 1 jusqu’à 36. Les lots de stations 1 à 23 et 24 à 36 correspondent donc respectivement aux sites d’Ade et de Manson.

La campagne d’échantillonnage s’est déroulée sur deux jours, le 26 et 27 mai 2015.

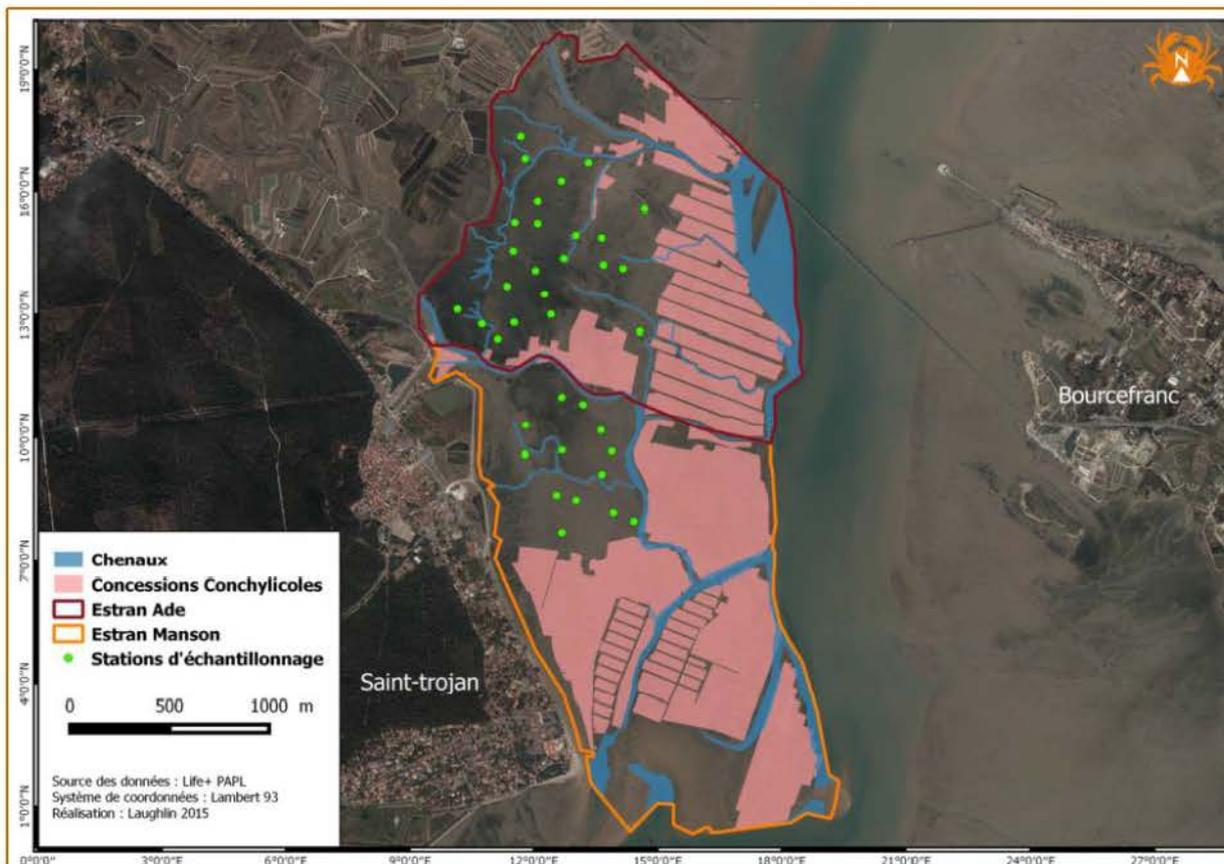


Figure 2 : carte de localisation des stations d'échantillonnage

3. Méthode de prélèvements :

Le prélèvement des palourdes s’est effectué à marée haute à l’aide d’une benne Day-Grab (Fig. 3) de surface 0.1 m² (benne Smith-McIntyre modifiée) et d’une barge ostréicole ("Le Terdoux") loué respectivement au CRPMEM-PC et au CREA. Les palourdes sont prélevées sur les 15 premiers cm du sédiment. Le sédiment est tamisé sur place grâce à une table de tri de maille 5 mm (Fig. 4) et à une motopompe. Les échantillons sont ensuite conservés dans des sacs de congélation annotés en attendant leur analyse.



Figure 3 : photo de la benne Day-Grab



Figure 4 : photo de la table de tri

4. Traitement des échantillons :

Les palourdes ont été mesurées à l'aide d'un pied à coulisse, au centième près, dans l'axe de la plus grande longueur (observée latéralement). Leur poids frais a été pesé avec une balance au gramme près. Dû à l'indisponibilité d'une balance de précision, la pesée au dixième de gramme et celle des plus petits individus n'a pas pu s'effectuer (en perspective, une balance de

précision est à prévoir absolument). Les données biométriques ont été entrées dans un tableur pour analyse.

La différenciation des espèces de palourdes récoltées n'a pas été réalisée, le risque d'erreur étant trop élevé sans tuer les individus (observations des siphons). D'après Bordeyne (2009), la grande majorité (plus de 93.4 %) des palourdes du secteur sont japonaises (*R. philippinarum*). La culture de palourdes japonaises (vénériculture) mise en place dans les années 1980 sur le bassin de Marennes-Oléron a provoqué l'apparition aujourd'hui d'une population à l'état naturel essentiellement composée de cette espèce au détriment de l'espèce autochtone, la palourde européenne (Gouletquer *et al.*, 1986).

5. Analyse des données biométriques :

1. Relation allométrie :

La biométrie des individus prélevés a servi à réaliser une relation d'allométrie selon la taille et le poids frais correspondant de chaque palourde.

La relation est de type exponentiel « $Y = a X^b$ », où Y représente le poids en grammes et X la taille en millimètres. Elle a servi à calculer le poids manquants des petites palourdes.

2. Structures en taille :

Des histogrammes de fréquence de taille ont été effectués pour analyser la structure en taille des populations de palourdes. Ils sont réalisés séparément pour chaque zone. La classe de taille utilisée est de 2 mm.

Le logiciel FISAT II (FAO) a été utilisé afin d'analyser ces histogrammes et d'identifier les modes des différentes cohortes. Les âges correspondant à chaque cohorte n'ont pas été estimés à cause de la non mesure des stries de croissance annuelles et du manque de données sur le long terme. Pour les mêmes raisons, les courbes de croissances n'ont pas être établies.

3. Fraction normalement exploitable :

La fraction normalement exploitable par la PAPL est constituée par la proportion d'individus de taille égale ou supérieure à 40 mm (taille réglementaire de capture ou maille). Cependant, les pêcheurs à pied ne suivent pas forcément la réglementation.

4. Estimations abondances et biomasses :

Les abondances et les biomasses des palourdes des stations pour chaque site ont permis le calcul des estimations d'abondance totale (en millions) et de biomasse totale (en tonnes). Les calculs d'estimation se sont fait de la manière suivante :

$$Abondance\ totale = Abondance\ moyenne\ des\ stations\ de\ la\ zone \times \left(\frac{Surface\ du\ site}{Surface\ échantillonnée} \right)$$

$$\text{Biomasse totale} = \text{Biomasse moyenne des stations de la zone} \times \left(\frac{\text{Surface du site}}{\text{Surface échantillonnée}} \right)$$

Les estimations d'abondance et de biomasse des populations exploitables, par la PAPL, ont été évaluées de la même façon mais en prenant alors l'abondance et la biomasse moyenne des individus uniquement maillés (*i.e.* de taille \geq à 40 mm).

5. Densités et interpolations spatiales :

Les densités totales (*i.e.* regroupant individus maillés et non-maillés) sont évaluées, à partir des abondances et biomasses calculées auparavant, par les équations suivantes :

$$\text{Densité (ind.m}^2\text{)} = \frac{\text{Abondance totale}}{\text{Surface du site}} \quad \text{et} \quad \text{Densité (g.m}^2\text{)} = \frac{\text{Biomasse totale}}{\text{Surface du site}}$$

Les densités exploitables ont été estimées de la même façon mais en se basant alors sur les estimations d'abondance et de biomasse des populations maillées uniquement.

Des interpolations spatiales des données de densité (unité/m²) de palourdes en abondance et en biomasse ont ensuite été réalisées pour chaque site à partir du logiciel QGIS 2.6.1. Le gradient de couleur utilisé illustre les différentes densités estimées sur les deux sites. La palette de couleur employée tend vers des couleurs chaudes avec l'augmentation des densités.

6. Tests statistiques :

Le test paramétrique d'analyse de variance à un facteur (ANOVA) et celui non-paramétrique de Kruskal-Wallis ont été choisis pour vérifier l'existence de différences significatives entre les échantillons (abondance, tailles et poids) du site d'Ade et de Manson. Le critère (facteur) utilisé, pour discriminer les échantillons, est le site. Ces tests ont été sélectionnés car ici la comparaison s'applique sur un nombre d'échantillons (n) supérieur à deux (*e.g.* si n = 2, le test de Wilcoxon-Mann-Whitney est utilisé).

Le test de Kruskal-Wallis est employé lorsque les conditions d'applications de l'ANOVA ne sont pas respectées (*i.e.* normalité et homoscedasticité des données). La normalité et l'homoscedasticité des données ont été testés respectivement avec le test de Shapiro-Wilk (normalité des données rejetée si *p-value* < α) et le test de Levene (homoscedasticité rejeté si *p-value* < α). Les tests ont été réalisés à l'aide du logiciel R 3.1.2.

6. Données de fréquentation et de prélèvement des pêcheurs :

L'acquisition des données résulte du travail de l'association IODDE/CPIE M-O. Les données sur les prélèvements des pêcheurs à pied récréatifs ont été recueillies à partir de 80 enquêtes réalisées sur le terrain auprès des pêcheurs sur l'année 2014. Leur analyse a permis

d'obtenir des informations sur : la connaissance ou pas de la maille et de la quantité maximale réglementaire ; les caractéristiques des récoltes ; les espèces principalement recherchées ; le temps moyen de pêche ; et le prélèvement moyen par session de pêche. Cependant, toutes ces données sont disponibles uniquement pour l'estran de Manson. L'estran d'Ade étant très peu fréquenté aucune enquête n'y est réalisée. En revanche Ade est bien compris dans les comptages collectifs⁷ de pêcheurs. Néanmoins, il est attendu les mêmes résultats en termes de connaissance de réglementation à Ade, vu sa proximité immédiate avec Manson mais pas pour les caractéristiques des récoltes.

La comparaison des fréquentations des deux sites a été effectuée à partir des résultats de 6 comptages collectifs de pêcheurs à pied récréatifs (effectués à l'aide de jumelles depuis le rivage) répartis sur l'année 2014. De plus, une estimation de la fréquentation à l'année à partir de 39 comptages a été réalisée pour le site de Manson uniquement. Cette estimation se fait selon un échantillonnage aléatoire stratifié par catégories de marée diurne. Les marées sont catégorisées selon des facteurs potentiels de variation de la fréquentation : le coefficient de marée, l'horaire de marée basse et la disponibilité des pêcheurs (saison, congés, weekends). Les comptages sur Ade et Manson ont permis de donner un ordre de grandeur vis-à-vis de leur fréquentation respective par les pêcheurs à pied récréatifs.

C. Résultats

1. Données biologiques :

1. Abondances et biomasses échantillonnées :

Lors de la campagne d'échantillonnage, un total de 441 palourdes a été récolté pour une biomasse totale de 4788.2 g. Au niveau de la répartition spatiale de ce bilan, 344 individus représentant une biomasse totale de 3560.2 g et 97 individus pour une biomasse totale de 1228 g ont été respectivement prélevés sur les estrans d'Ade et de Manson. Le poids frais moyen des palourdes est de 10.4 (± 0.5) g pour Ade et de 12.7 (± 1.1) g pour Manson.

2. Relation taille-poids frais :

Les relations tailles / poids étant quasi similaire sur les deux sites (Annexe 2), la relation présentée prend en compte l'ensemble du secteur et des palourdes récoltées. La relation est de type exponentiel (Fig. 4) et son équation est la suivante :

$$\text{Poids frais} = 10^{-4} \times \text{Taille}^{3.2712}$$

Le coefficient de corrélation R^2 est de 0.9088.

⁷ Comptages collectifs : de l'ordre de six par an, ils consistent à comptabiliser tous les pêcheurs sur l'ensemble des sites de pêche du PNM E.GMP à une date donnée (ex : marées d'équinoxe)

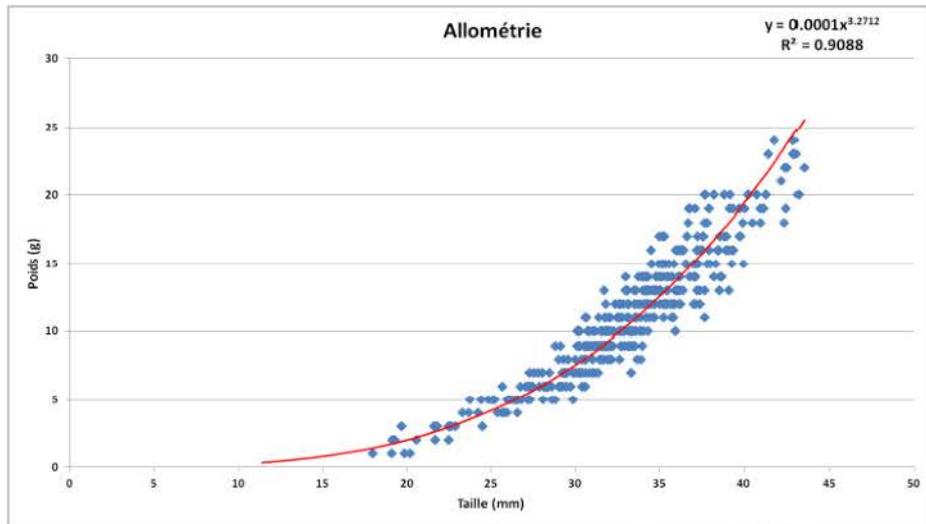


Figure 5 : relation taille -poids frais de la zone d'étude

3. Estimations des abondances et des biomasses :

Les estimations des abondances et des biomasses totales et exploitables des deux sites sont présentées dans les figures 6 et 7. Les barres d'erreur et les mentions (\pm) sur les estimations représentent l'intervalle de confiance à 95%.

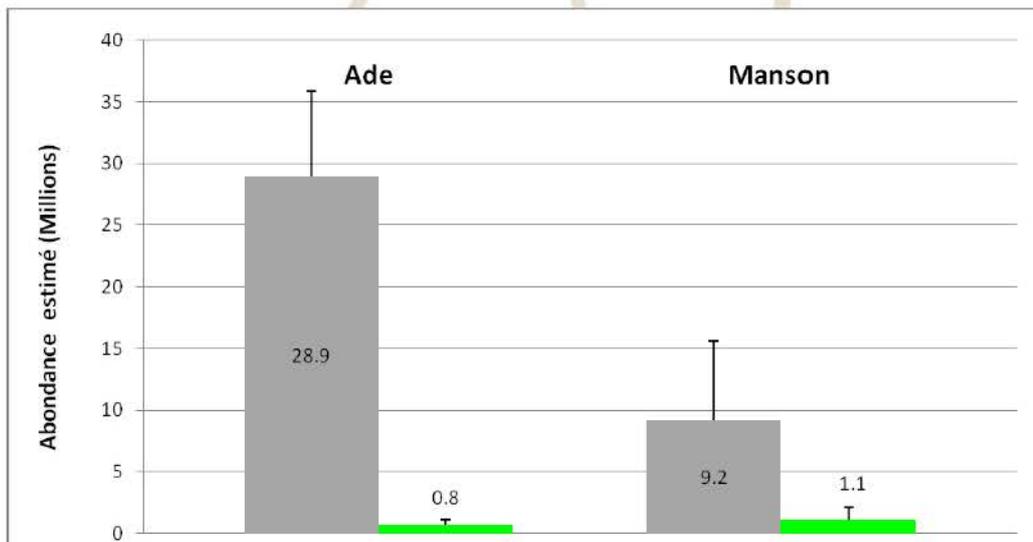


Figure 6 : histogrammes présentant les estimations d'abondance totale (en gris) et exploitable (en vert)

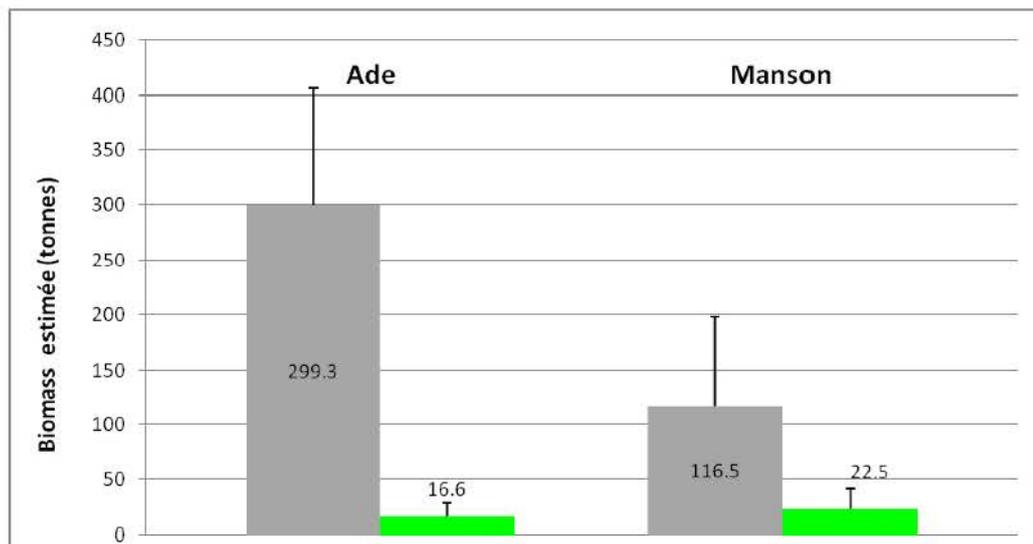


Figure 7 : histogrammes présentant les estimations de biomasse totale (en gris) et exploitable (en vert)

La population totale à Ade est estimée à 28.9 (± 10.8) millions d'individus représentant une biomasse de 299.3 (± 106.8) tonnes. La population exploitable y est évaluée à 0.8 (± 0.5) millions d'individus soit une biomasse de 16.6 (± 12.2) tonnes.

À Manson, la population totale est estimée à 9.2 (± 6.4) millions d'individus équivalant à une biomasse de 116.5 (± 81.6) tonnes. La population exploitable y est estimée à 1.1 (± 1) millions d'individus et représente une biomasse de 22.5 (± 18.7) tonnes.

Les estimations précédentes donnent une évaluation du stock de palourdes pour chacun des sites. Elles ne sont néanmoins pas comparables car la superficie des sites n'est pas équivalente. Pour pallier à cela, les estimations ont été ramenées à l'hectare (/ ha).

Pour Ade, la population totale est alors réestimée à 0.5 (± 0.2) millions d'individus / ha pour une biomasse de 5.2 (± 1.8) tonnes. Sa population exploitable (maillée) est réévaluée à 0.01 (± 0.01) millions d'individus / ha pour une biomasse de 0.3 (± 0.2) tonnes.

La population totale de Manson est ramenée à 0.2 (± 0.1) millions d'individus / ha pour une biomasse de 3.1 (± 2.2) tonnes. Sa population exploitable s'élève à 0.03 (± 0.01) millions d'individus / ha pour une biomasse de 0.3 (± 0.2) tonnes.

Le gisement de palourdes estimé à Ade est plus important que celui de Manson. Ade présente les plus fortes estimations d'abondance et de biomasse totale alors que celui de Manson montre les estimations d'abondance et de biomasse exploitable les plus élevées.

4. Fraction normalement exploitable :

Sur les 441 palourdes récoltées sur l'ensemble du secteur, 21 seulement étaient exploitables ou maillées, soit 4.8 % contre 95.2 % d'individus non-exploitable ou non-maillés. Au niveau de la répartition sur les deux sites, 9 individus maillés sur un total de 344 palourdes

(soit 2.6 %) ont été prélevés à Ade contre 12 individus sur un total de 97 palourdes (soit 12.4 %) pour Manson. La fraction exploitable est donc proportionnellement plus importante à Manson.

Les figures 8 et 9 présentent les proportions d'individus maillés et non-maillés pour les estimations d'abondance et de biomasse des deux sites. Les données précises des estimations pour les populations exploitables ont été données précédemment (cf. C.3). Elles suivent la même tendance observée pour les données brutes, soit une fraction exploitable plus importante pour le site de Manson. En effet, l'estimation de la population exploitable pour Ade représente 3 % de son abondance totale et 6 % de sa biomasse totale, alors que pour Manson, la population exploitable estimée équivaut à 12 % de son abondance totale et à 19 % de sa biomasse totale.

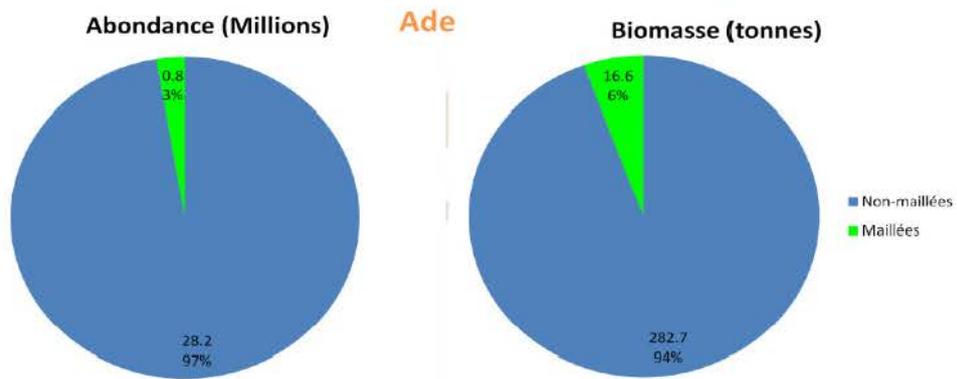


Figure 8 : diagrammes présentant les proportions estimées d'individus maillés et non-maillés pour Ade

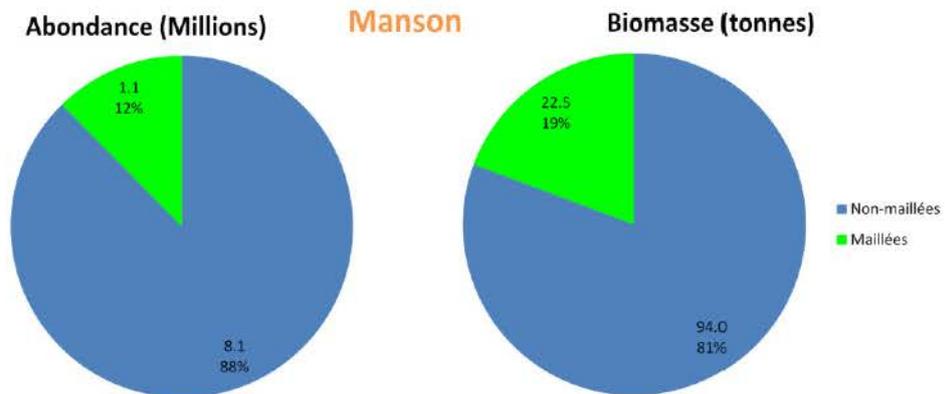


Figure 9 : diagrammes présentant les proportions estimées d'individus maillés et non-maillés pour Manson

5. Structures en taille :

Les histogrammes de fréquence de taille sont présentés séparément pour Ade (Fig. 10) et pour Manson (Fig. 11).

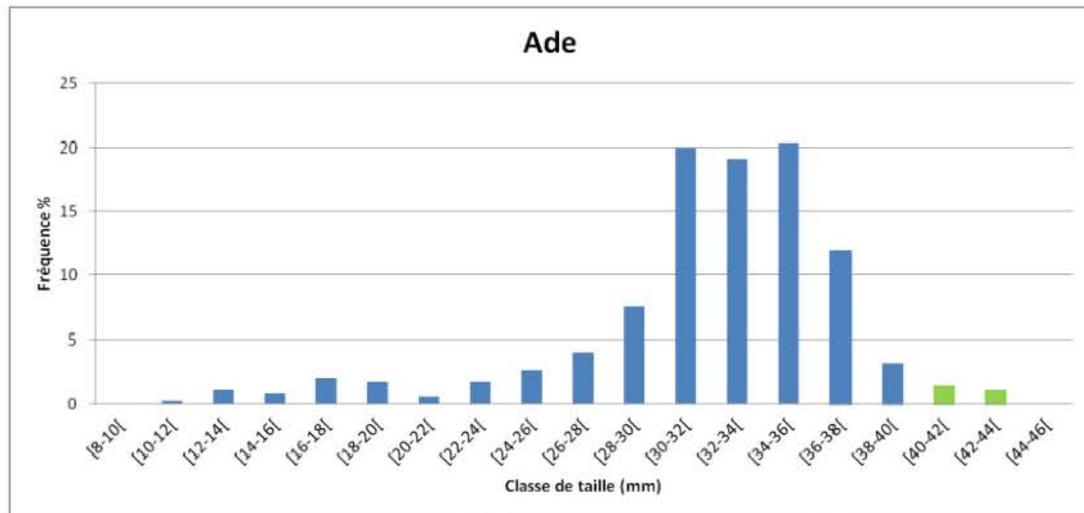


Figure 10 : histogramme de fréquence de taille pour le site d'Ade avec en vert la fraction exploitable

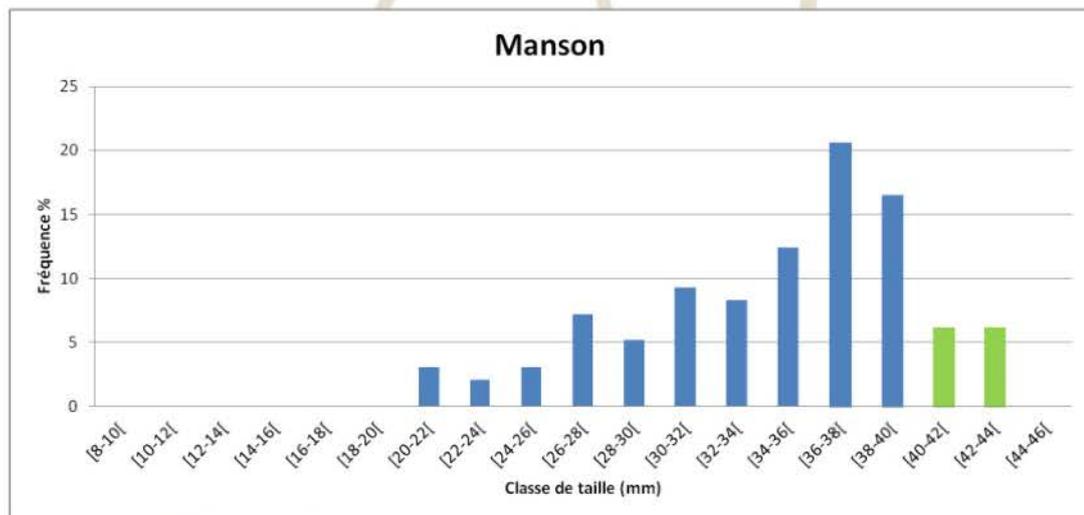


Figure 11 : histogramme de fréquence de taille pour le site de Manson avec en vert la fraction exploitable

La répartition des tailles s'étale entre 10 et 44 mm pour Ade et entre 20 et 44 mm pour Manson. La gamme de taille est donc plus étendue à Ade.

La population d'Ade présente une majorité de taille d'individus (*i.e.* \geq à 10 % de fréquence) comprise entre 30 et 38 mm avec un mode dominant (*i.e.* \geq à 20 % de fréquence) à l'intervalle de

34-36 mm. Celle de Manson montre une majorité située entre 34 et 40 mm avec un mode dominant à 36-38 mm.

La taille moyenne des palourdes prélevées est respectivement de 31.91 (± 0.6) mm pour Ade et de 34.49 (± 1.1) mm pour Manson. Les individus maillés représentent 2.6 % à Ade et 12.4 % à Manson sur la totalité des palourdes récoltées pour chaque site respectif. Les constats précédents indiquent que les palourdes sont donc en moyenne de taille plus importante à Manson.

Ade présente des proportions plus élevées de palourdes de petites tailles (entre 10 et 20 mm) et de taille intermédiaire (entre 30 et 36 mm) que Manson. D'ailleurs, le site de Manson ne révèle aucunes palourdes de taille comprise entre 10 et 20 mm.

Manson révèle des proportions plus importantes d'individus de tailles comprises entre 20 et 28 mm et entre 36 et 44 mm. En effet, la proportion d'individus maillés à Manson (\geq à 5% de fréquence) est supérieure à celle d'Ade (\leq à 5% de fréquence).

L'analyse des histogrammes de classes de taille à l'aide du logiciel FISAT (Fig. 12) a permis de déterminer la présence de deux modes et donc de deux cohortes ou classes d'âge dans chacune des populations des deux sites.

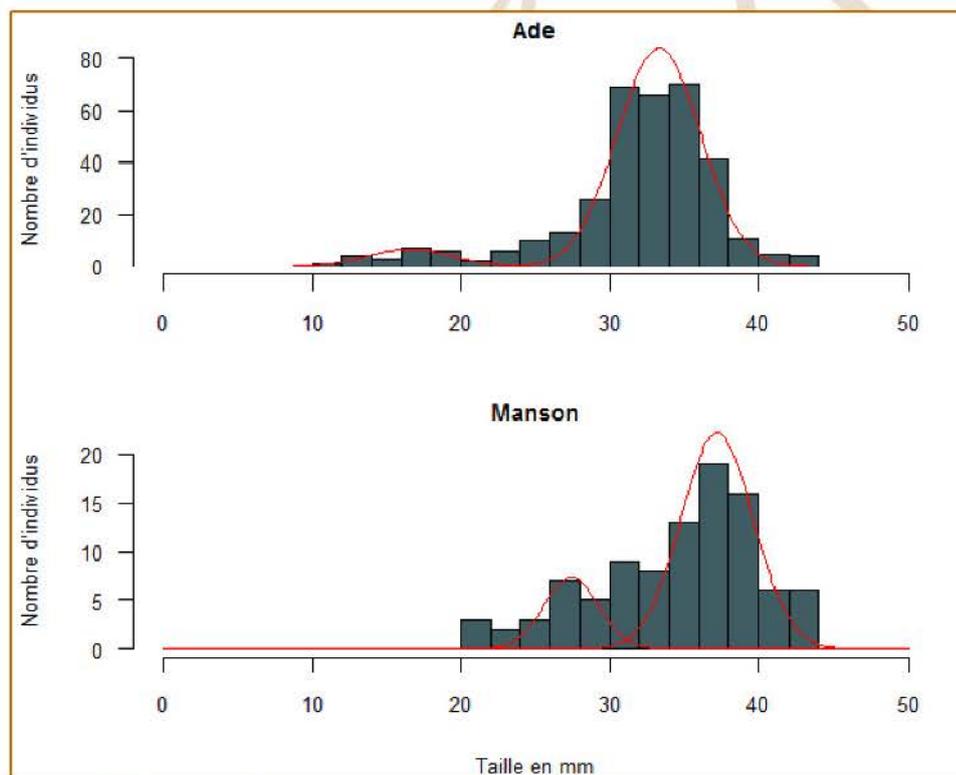


Figure 12 : détermination des cohortes de palourdes pour les deux sites à partir du logiciel FISAT II

Les modes sont à 16.57 et 33.32 mm pour Ade et à 27.43 et 37.24 mm pour Manson. Le décalage visible (entre les deux cohortes des deux sites) indique comme précédemment que les palourdes de Manson sont en moyenne de taille supérieure.

6. Densités exploitables et non exploitables :

6.1. Répartition des densités par zones :

Les répartitions des densités totales et exploitables au sein de chaque site sont présentées dans les figures 13 et 14.

Les densités totales sont estimées pour Ade à 49.9 (± 18.7) palourdes/m² pour un poids de 516 (± 184.2) g/m², alors qu'à Manson, elles sont évaluées à 24.9 (± 17.3) palourdes/m² pour un poids de 314.9 (± 220.7) g/m².

Les densités exploitables sont estimées pour Ade à 1.3 (± 0.9) palourdes maillées/m² pour une biomasse exploitable de 28.6 (± 21.1) g/m², alors que pour Manson, elles sont évaluées à 3.1 (± 2.6) palourdes maillées/m² pour un poids exploitable de 60.8 (± 50.4) g/m². Les densités de palourdes non-maillées sont supérieures à celles maillées dans les deux cas.

Les densités totales sont plus importantes à Ade alors que les densités exploitables sont plus fortes à Manson aussi bien en nombre d'individus qu'en poids par m².

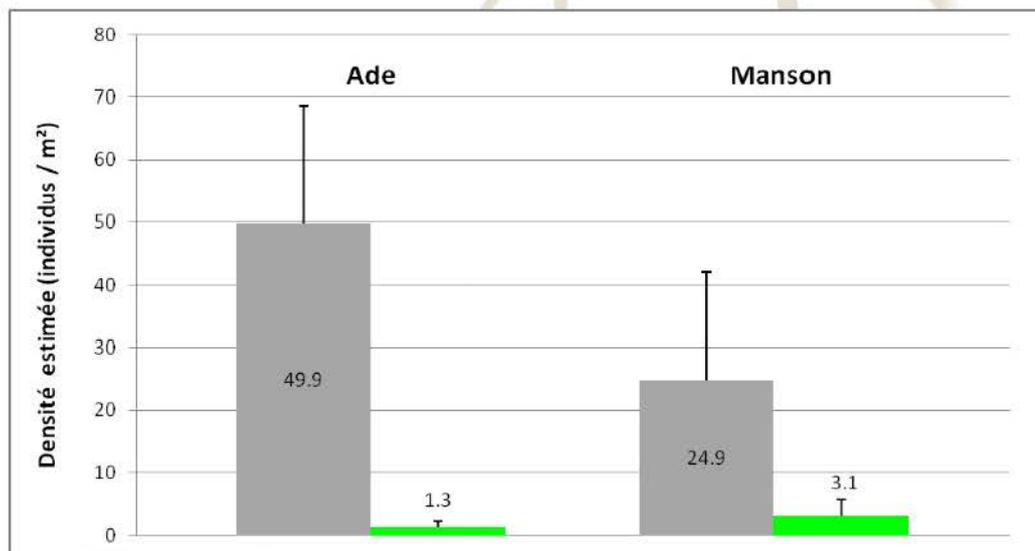


Figure 13 : histogrammes représentant les densités totale (en gris) et exploitable (en vert)

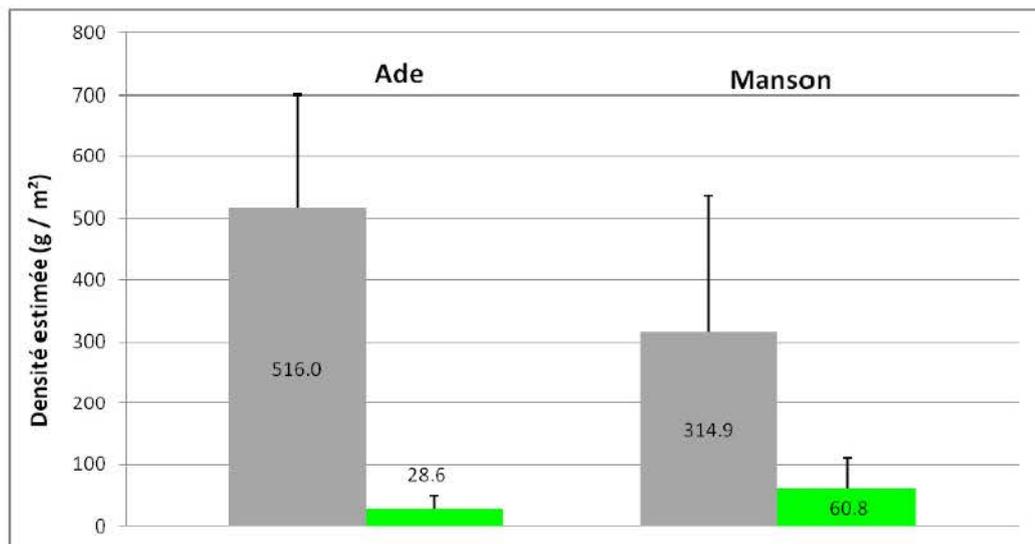


Figure 14 : histogrammes représentant les densités d'abondance totale (en gris) et exploitable (en vert)

6.2. Interpolations spatiales des densités totales et exploitables :

Les interpolations permettent de visualiser la répartition spatiale des densités totales et exploitables en nombre d'individus (Fig. 15 et 16) et en poids par m² (Fig. 17 et 18) sur les deux sites.

La majorité des palourdes des deux sites sont localisées dans une bande de 500 m de largeur à proximité du rivage (*i.e.* dans la partie médiolittorale moyenne à inférieure). Leur distribution spatiale est de type agrégatif.

La répartition spatiale des densités en abondance (nombre d'individus / m²) correspond bien à celle des densités en biomasse (g/m²) que ce soit pour la fraction totale ou exploitable.

Le site d'Ade (dans la partie nord) montre des densités en abondance totale supérieures et plus étendues spatialement que pour le site de Manson (dans la partie sud). À l'inverse, les densités en abondance exploitable sont plus élevées à Manson. Les densités en biomasse totale et exploitable suivent les mêmes constats.

Les résultats issus de l'analyse des interpolations concordent avec ceux observés auparavant (cf. C.4, C.5, C.6.1).

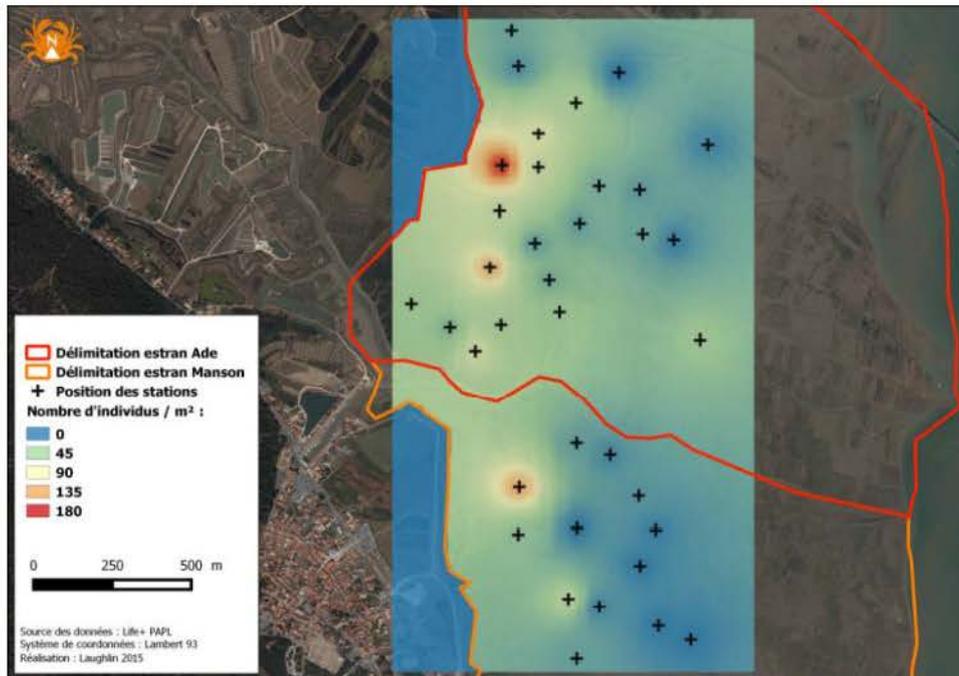


Figure 15 : répartition spatiale de la densité totale de palourdes (en abondance) sur la zone d'Ade-Manson

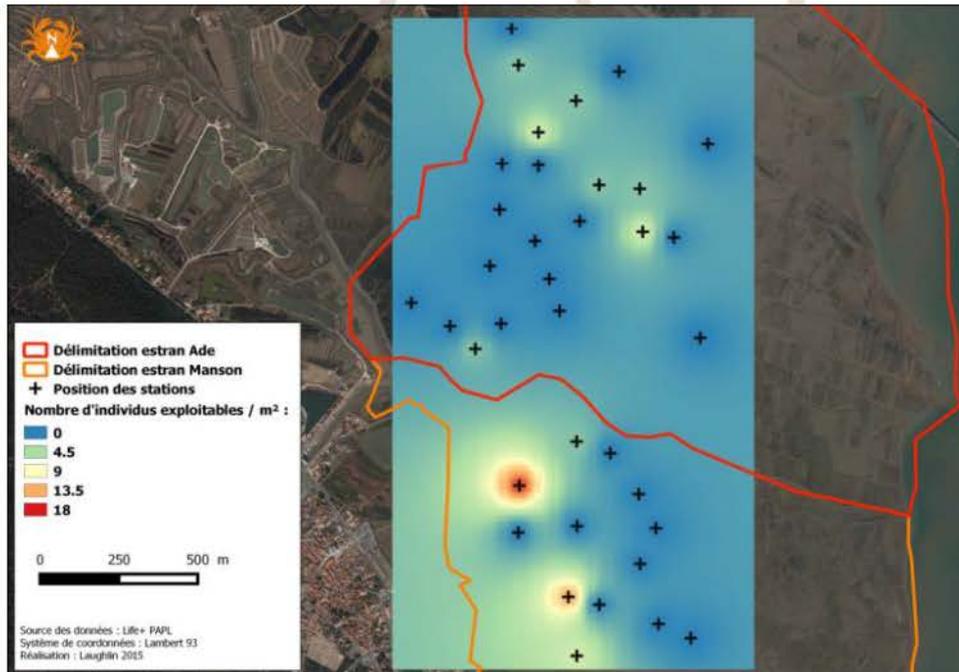


Figure 16 : répartition spatiale de la densité exploitable de palourdes (en abondance) sur la zone d'Ade-Manson

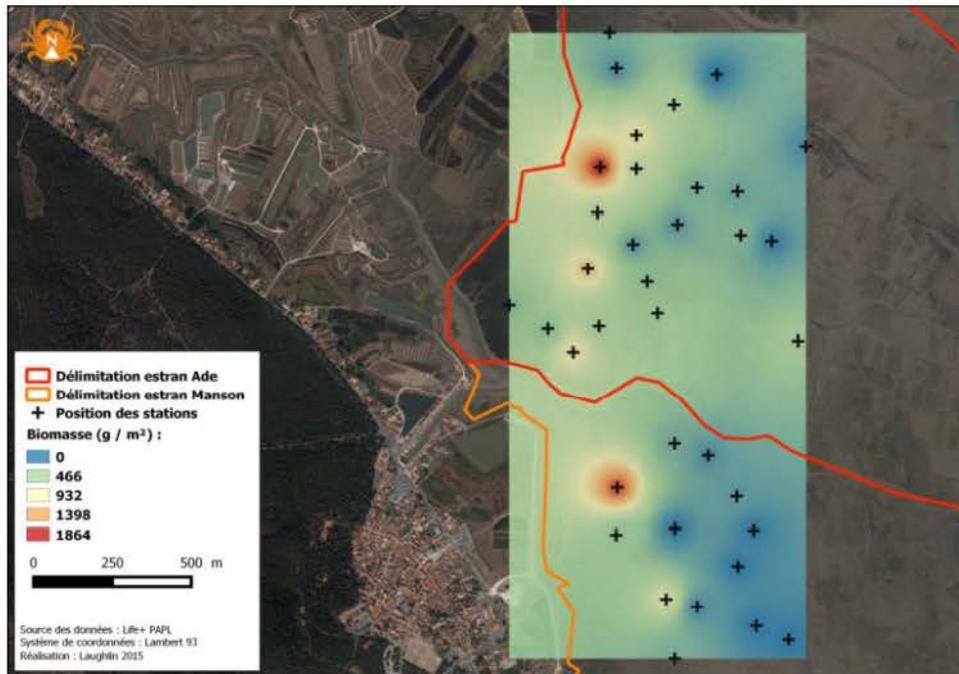


Figure 17: répartition spatiale de la densité totale de palourdes (en biomasse) sur la zone d'Ade-Manson

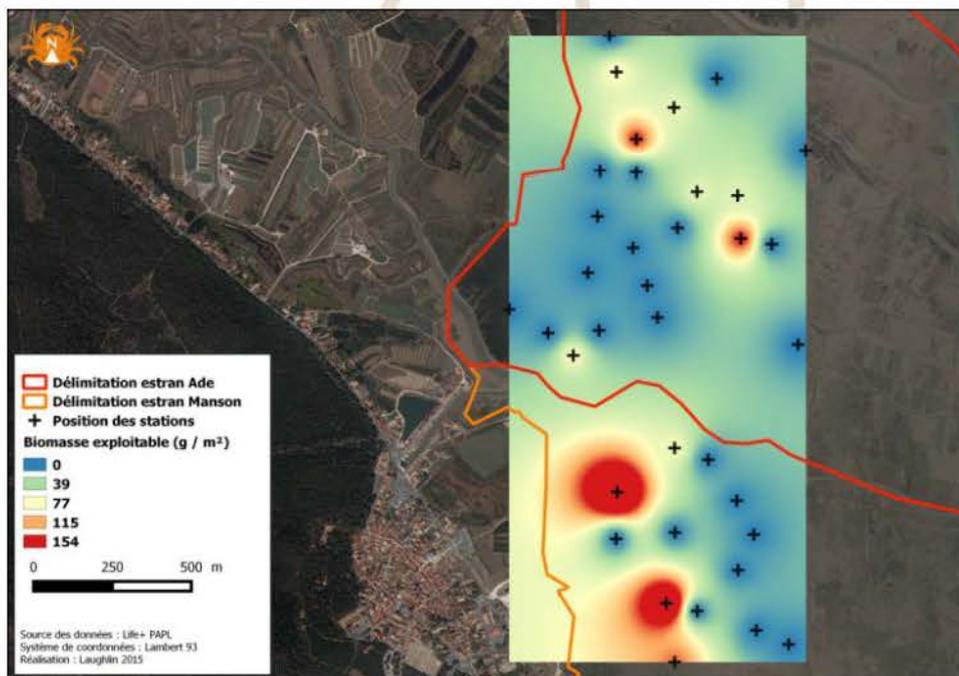


Figure 18: répartition spatiale de la densité exploitable de palourdes (en biomasse) sur la zone d'Ade-Manson

7. Tests statistiques :

Les abondances, les tailles et les poids, relevées sur toutes les stations d'échantillonnage ont été testées statistiquement pour voir si elles étaient significativement différentes en fonction du facteur site (Ade et Manson).

Les données d'abondance, de taille et de poids ne suivaient pas une loi normale. Des transformations (normalisation) ont alors été essayées mais malgré tout, les résultats obtenus n'étaient pas satisfaisant (pas de normalité et/ou pas d'homoscédasticité). Le test d'analyse de variance de Kruskal-Wallis a donc été utilisé dans la totalité des cas.

Les données d'abondances ne suivent pas une loi normale (test de Shapiro : $p\text{-value} = 8.66e^{-05}$). Le test de Kruskal-Wallis a donc été utilisé et son résultat ($p\text{-value} = 0.01527$) admet une différence significative avec un seuil de 5% des abondances en fonction du site.

Les données de tailles ne suivant également pas une loi normale (test de Shapiro : $p\text{-value} = 8.34e^{-14}$), le test de Kruskal-Wallis ($p\text{-value} = 8.94e^{-06}$) donne une différence significative avec un seuil de 1% des tailles en fonction du site.

Dans la continuité, les données de poids ne suivaient pas une loi normale (test de Shapiro : $p\text{-value} = 0.00783$) et leur analyse d'après le test de Kruskal-Wallis ($p\text{-value} = 8.355e^{-05}$) révèle une différence significative avec un seuil de 5% des poids (biomasses) en fonction du site.

Les données d'abondances, de tailles et de poids sont donc significativement différentes d'un site à l'autre. Les tests statistiques viennent conforter les différences observées précédemment entre les deux sites (cf. C.3, C.4, C.5, C.6).

2. Données de fréquentation et de prélèvement des pêcheurs :

Dans cette étude, les fréquentations par les pêcheurs à pieds récréatifs des deux sites sont comparées selon un ordre de grandeur représenté par la somme et la moyenne du nombre de pêcheurs comptabilisés lors des six comptages collectifs de l'année 2014. Cette méthode n'est pas représentative de la fréquentation réelle des deux estrans, néanmoins elle illustre les différences de leur fréquentation.

La somme des pêcheurs comptabilisés est de 16 pour Ade et de 733 pour Manson. Le nombre moyen de pêcheurs pour les six comptages est respectivement de 3 (± 2.6) et de 122 (± 66.4) pour Ade et Manson. Ces chiffres révèlent une fréquentation disproportionnée entre les sites. L'estran d'Ade n'est quasiment pas fréquenté par les pêcheurs à pied récréatifs par rapport à celui de Manson.

D'après les résultats des 39 comptages de pêcheurs répartis sur l'année 2014, la fréquentation du site de Manson est estimée à 15 087.88 ($\pm 1 544.53$) sessions de pêche par an (Annexe 3).

Les données de prélèvement résultant des enquêtes de terrain ne pourront pas être comparées entre les sites car elles ne sont disponibles que pour le site de Manson uniquement. Cependant, leur analyse reste utile car elle permet d'obtenir des informations sur la pression de pêche à pied de loisir sur le site de Manson.

Les espèces recherchées par les pêcheurs interrogés à Manson sont à 98.8 % des palourdes et à 1.2 % des huîtres sauvages. En matière de connaissance de la réglementation, respectivement 55

% et 30 % des pêcheurs interrogés connaissaient la maille légale et la quantité maximale autorisée pour l'espèce ciblée (Fig. 19). En ce qui concerne le respect effectif de la réglementation, 66 % de la quantité totale des récoltes pesées lors des enquêtes était maillée (Fig. 20-b) alors que la quantité moyenne prélevée par session de pêche est toujours sous le quota réglementaire de 5 Kg (Fig. ?). La quantité est donc plus facilement respectée que la maille.

La durée moyenne d'une session de pêche est de 90 (\pm 34) minutes (Fig. 20-a). Le prélèvement moyen de palourdes par session de pêche est de 3.3 (\pm 2.2) Kg toutes tailles confondues, de 2.1 (\pm 1.6) Kg pour les maillées et de 1.5 (\pm 1.1) Kg pour les non-maillées (Fig. 21).

La multiplication du prélèvement moyen par le nombre de sessions de pêche estimé sur l'année 2014 donne une estimation du prélèvement moyen annuel à Manson de 49.7 (\pm 33.1) tonnes toutes tailles confondues, de 31.7 (\pm 24.6) tonnes pour les palourdes maillées et de 22.6 (\pm 16.6) tonnes pour les non-maillées.

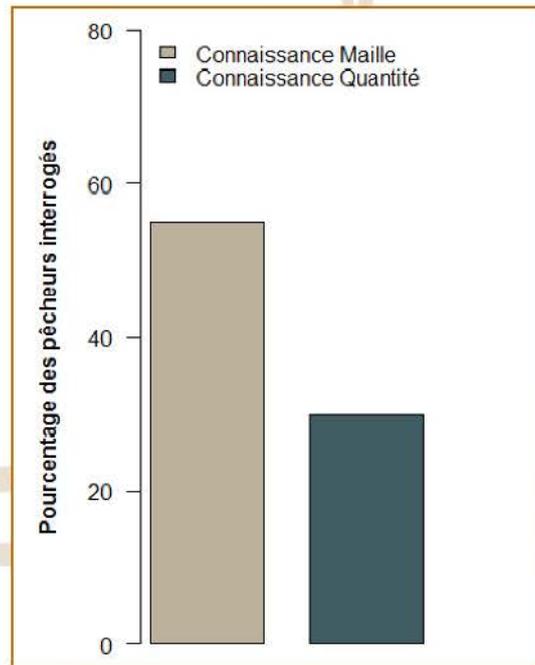


Figure 19 : graphique présentant le pourcentage des pêcheurs interrogés à Manson connaissant la maille légale ou la quantité de capture maximale

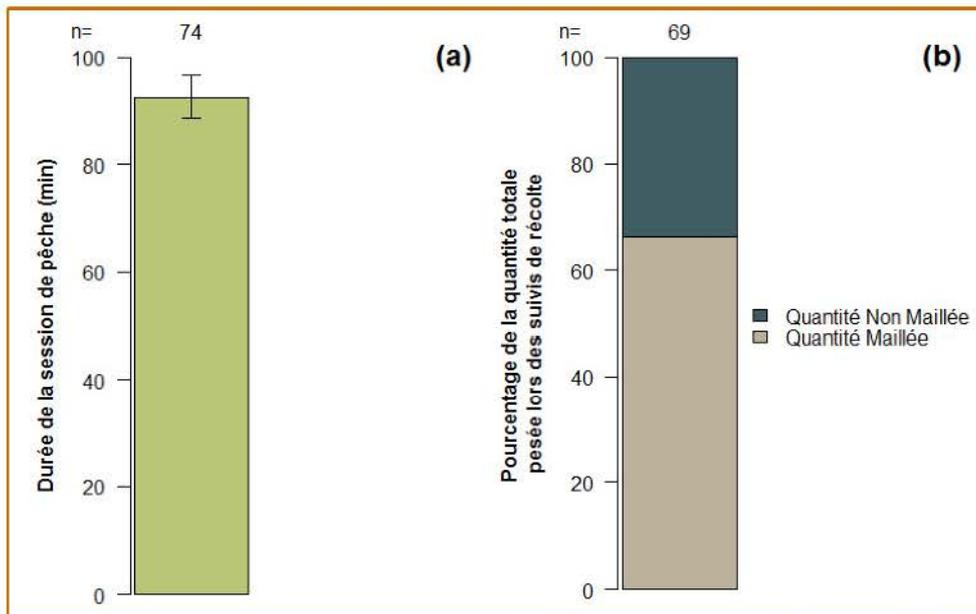


Figure 20 : graphiques présentant la durée moyenne de la session de pêche (a) et le pourcentage de la portion maillée ou non-maillée de la quantité totale pesée lors des suivis de récolte (b) à Manson

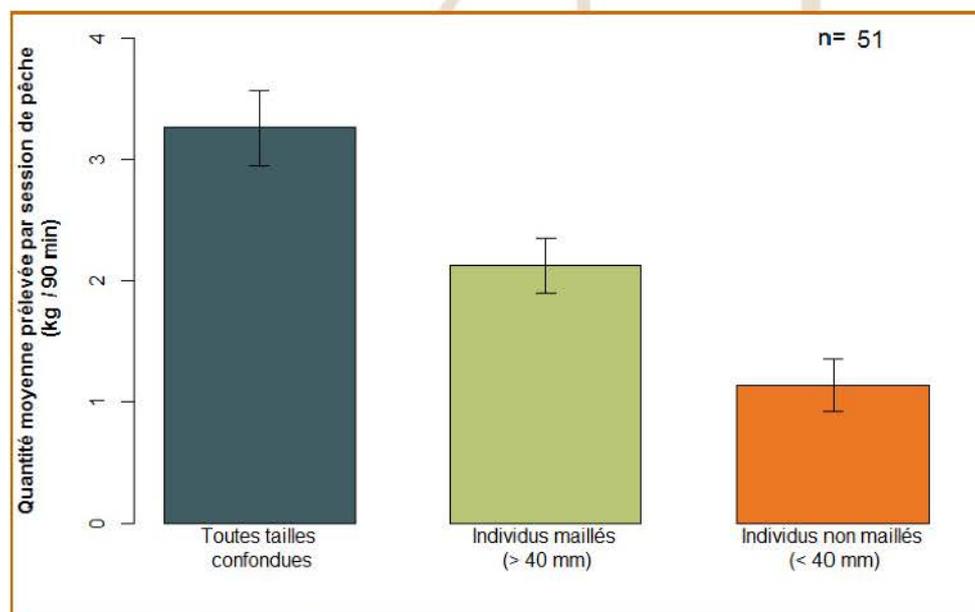


Figure 21 : graphique présentant la quantité moyenne prélevée par session de pêche pour les individus toutes tailles confondues, maillés et non maillés.

D. Discussion

1. Données de fréquentation et de prélèvement par les pêcheurs :

L'acquisition et l'analyse des données de fréquentation et de prélèvements ont permis de distinguer la pression de PAPL s'exerçant sur chacun des sites.

Le site d'Ade et celui de Manson sont soumis à des pressions de PAPL différentes, notamment en matière de fréquentation par les pêcheurs. Cela est illustré par l'écart du nombre de pêcheurs recensés sur les deux estrans lors des six comptages collectifs réalisés dans l'année 2014. Le recensement de 733 pêcheurs à Manson contre seulement 16 à Ade donne une échelle de comparaison. Cette disparité de fréquentation s'explique probablement par une différence au niveau de l'accessibilité du site. En effet, le site de Manson dispose d'un accès plus facile avec des places de parking en épis tout le long du site, ainsi que plusieurs escaliers sur le front de mer, contrairement au site d'Ade qui est réputé pour un accès plus difficile à travers les claires conchylicoles (IODDE, 2011).

Cette inégalité de fréquentation et le fait d'avoir 98,8 % des espèces recherchées par les pêcheurs interrogés à Manson soit des palourdes confortent le choix du secteur pour cette étude.

Le constat qui fait état que 66 % de la quantité totale des récoltes et 64 % du prélèvement moyen estimé par session de pêche soit maillé indique le respect majoritaire de la réglementation par les pêcheurs mais pas totalement. En effet, l'information de la réglementation auprès des pêcheurs n'est pas très répandue avec respectivement 55 % et 30 % des pêcheurs interrogés en 2014 qui connaissaient la maille légale et la quantité maximale autorisée pour l'espèce ciblée. C'est pour cela que l'action de sensibilisation est un des objectifs majeurs du programme LIFE+ PAPL.

D'après ces observations, la pression de pêche n'est donc pas exclusivement ciblée sur les palourdes maillées et s'applique aussi sur des classes de taille inférieure. Cependant, elles confirment que la PAPL peut être un facteur sélectif capable de modifier la structure démographique d'une population exploitée (Boldina, 2013). En effet, la PAPL va prélever en priorité les palourdes les plus grandes au potentiel reproducteur élevé et donc entraîner un recrutement plus faible. En effet, la ponte automnale est principalement effectuée par les individus ayant atteint une taille d'au moins 35 mm (Bordeyne, 2009).

L'estimation du prélèvement moyen annuel pour Manson de 31.7 (\pm 24.6) tonnes de palourdes maillées sur un stock total exploitable de 22.5 (\pm 18.7) tonnes démontre bien la pression de pêche plus élevée exercée sur l'estran de Manson. Un prélèvement ciblé de cette envergure sur les classes de taille les plus grandes peut forcément engendrer un changement de structure démographique et donc affecter le stock de palourdes de la zone.

Les constatations précédentes et le fait que l'estran de la zone soit accessible à partir d'un coefficient de 50, font que la pratique de la PAPL à la palourde sur ce site peut être considérée comme une perturbation de type « Press » car le prélèvement s'effectue à des intensités variées mais toute l'année.

2. Données biologiques :

La campagne d'échantillonnage sur les sites d'Ade et de Manson ont permis d'obtenir des points de comparaison pour leur population de palourdes respectives et de révéler quelques différences significatives.

L'estran d'Ade présente les densités totales (en abondance et en biomasse) les plus élevées. À l'inverse, les densités exploitables (en abondance et en biomasse) sont plus fortes à Manson. La structure de taille des palourdes d'Ade est plus étendue grâce à la présence de petits individus (< 20 mm) qui n'ont pas été trouvés à Manson lors de l'échantillonnage. Cependant, la taille moyenne des palourdes est supérieure à Manson avec une proportion d'individus maillés (fraction exploitable) plus grande. Le stock est donc plus important à Ade mais de meilleure « qualité » pour la pêche à pied de loisir à Manson.

La taille moyenne plus petite des palourdes d'Ade entraînant ainsi une fraction exploitable moins grande suppose que le taux de croissance de la population y est potentiellement moins important (taille maximale des individus) et/ou moins rapide qu'à Manson.

L'analyse des classes de tailles par FISAT a montré un décalage visible de taille moyenne des cohortes entre les deux sites indiquant une différence de croissance potentielle. En effet, compte tenu de la proximité immédiate des sites, la période de recrutement peut être considérée comme similaire, ce qui permet de supposer que le décalage visible de taille entre les cohortes d'Ade et de Manson résulte d'un taux de croissance différent.

Pour appuyer cette hypothèse, il serait recommandé lors de la prochaine étude (suivi du stock) d'estimer l'âge des cohortes de palourdes et d'obtenir des courbes de croissance. Cette estimation pourrait se faire par la mesure des stries de croissance ou de préférence par une technique de marquage-recapture car la « plasticité » des bivalves provoquent l'apparition de stries surnuméraires (Caill-Milly, 2012).

Cette dissimilarité potentielle de croissance entre les populations des deux sites pourrait s'expliquer par plusieurs hypothèses. Tout d'abord, elle pourrait être causée par la croissance densité-dépendante des palourdes. En effet, la croissance des palourdes peut être négativement affectée par leur densité via la compétition et la prolifération facilitée de maladies (Park et al., 2010). Ce qui expliquerait pourquoi la population d'Ade, ayant les densités totales les plus fortes, présenterait un taux de croissance inférieure.

Cette supériorité potentielle de croissance sur le site de Manson pourrait également être causée par un effet indirect de la PAP. Effectivement, certains pêcheurs professionnels comme récréatifs supposent que la perturbation « physique » du sédiment, engendrée par la pratique de la PAP, profiterait aux palourdes via une remise en suspension de matière organique particulaire et d'éléments nutritifs profitant aux microalgues dont elles se nourrissent (CRPMEM-PC, comm. pers.). Cette hypothèse d'effet « stimulateur » de la PAP rappelle le cas du « Tapes paradox » de Moschino et al. (2011) qui ont étudié les effets à long terme de la pêche sur la physiologie de palourdes japonaises provenant de zones pêchées et non pêchées dans la lagune de Venise. Ils ont constaté que malgré les prélèvements et les perturbations en résultant, les palourdes japonaises étaient plus abondantes dans les zones pêchées. Dans notre cas, ce serait plutôt des palourdes de taille supérieures dans la zone pêchée.

Le déficit en juvéniles pour Manson laisse supposer l'existence d'un problème au niveau du potentiel de reproduction ou de recrutement de sa population. Une des causes probables serait

également un effet de la PAPL qui en ciblant les palourdes les plus grandes (au potentiel reproducteur élevé) ferait diminuer le potentiel reproducteur et donc de recrutement de la population du site de Manson. De plus, le piétinement et la déstructuration du sédiment engendrée pourrait entraîner un recrutement plus faible et/ou une mortalité accrue des individus les plus fragiles comme les juvéniles. Beck (2014) a rapporté que le ratissage effectué par les pêcheurs récréatifs pour trouver les palourdes, pouvait, en plus d'engendrer une modification de la faune accompagnatrice et de la nature du sédiment, affecter les organismes les plus fragiles comme les juvéniles.

Par ailleurs, la remontée en surface des palourdes, provoquée par la pêche (fouille du sédiment), augmenteraient également leur vulnérabilité à la prédation, à la dessiccation (Ferns et al., 2000) et aux pathologies (facilitation de l'infection) comme la maladie du muscle marron (Jean et al., 2011). En perspective, il serait également utile de déterminer la présence de pathologies sur les sites étudiés.

Tous ces effets potentiels de la PAPL sur le site de Manson pourraient être responsables de la taille inférieure de son stock de palourdes à unité de surface équivalente par rapport à celui d'Ade.

Une autre hypothèse expliquant ces divergences entre les deux sites serait tout simplement que leurs conditions du milieu soit différentes (apports nutritifs, hydrodynamisme, *etc.*). Pour vérifier cela, il faudrait prévoir de relever les paramètres environnementaux des sites ciblés lors du prochain échantillonnage. Par exemple, la cause pourrait être l'hydrodynamisme. En effet, le site de Manson est plus proche d'une zone où le courant de jusant est plus fort à cause du « goulot d'étranglement » formé par le Pertuis de Maumusson au sud de l'île d'Oléron (Stanisière et al., 2006). Alors que le site d'Ade est plus enclavé et en partie protégé du courant par le pont d'Oléron.

Les interpolations spatiales ont permis de visualiser la distribution de type agrégatif ainsi que la disposition dans une bande d'environ 500 m à proximité du rivage (*i.e.* l'étage médiolittoral) des populations de palourdes des deux sites. Ces observations concordent bien avec les spécificités biologiques de l'espèce (cf. A.5). La PAPL peut également modifier la distribution spatiale agrégative des palourdes perturbant ainsi les relations proie-prédateur naturels (prédation plus difficile) notamment pour les oiseaux limicoles par exemple (Beninger & Boldina, 2014).

La première évaluation du stock de palourdes la zone de Manson avait été effectuée par Bordeyne en 2009 (le site de St Trojan correspondant au site de Manson). Il avait estimé le stock total de palourdes à 14.56 (± 11.23) millions d'individus pour une biomasse de 87.9 (± 67.3) tonnes. Ici, l'estimation du stock est inférieure. Cela peut s'expliquer par la différence d'échantillonnage avec trois réplicats contre deux pour Bordeyne et une surface échantillonnée supérieure et des stations plus nombreuses dans notre cas. En 6 ans, le stock a également évolué et sa diminution pourrait être la conséquence de la pression continue ou « Press » de la PAPL. Cette hypothèse est à confirmer à l'aide du suivi régulier du stock et de sa fréquentation par les pêcheurs.

E. Conclusion et perspectives

Un des objectifs principaux de cette étude étaient de comparer les caractéristiques de populations de palourdes subissant des pressions de pêche différenciées afin de déterminer leurs interactions avec la PAPL. L'analyse des fréquentations des sites a confirmé cette inégalité de pressions entre les deux sites étudiés. Leur population de palourdes semble présenter des dynamiques différentes.

En effet, la population d'Ade située dans une zone à pression de PAPL très faible montre les plus grandes densités (en abondance et biomasse totale) mais a priori une croissance plus faible et/ou une taille maximale inférieure. Alors que la population de palourdes de Manson située dans une zone à forte pression de pêche présente des densités plus faibles (en abondance et biomasse totale) avec une lacune en juvéniles et paradoxalement une proportion de palourdes maillées plus importante supposant une meilleure croissance dans la zone.

La PAPL pourrait donc potentiellement avoir un effet négatif sur les densités totales et les proportions de juvéniles. Elle affecterait le potentiel reproducteur ou de recrutement d'une population de palourdes mais en même temps favoriserait sa croissance. Néanmoins, le manque de paramètres supplémentaires à comparer entre les deux sites ne permet pas d'affirmer que ces différences soit en lien avec la pratique de la PAPL.

Cette hypothèse est à étayer avec de nombreuses perspectives comme : l'acquisition de paramètres environnementaux (la présence d'algues vertes ou d'herbiers, l'hydrodynamisme ou la géomorphologie, la granulométrie précise, le temps d'immersion, la biogéochimie du sédiment, *etc.*) ; relever l'abondance d'autres taxa en plus des conditions du milieu pour l'exécution d'analyses multi-variées permettant de mieux comparer les sites ; établir des modèles de croissance des populations ; réaliser des tests expérimentaux avec par exemple la mise en place de zones jachères (type exclos) et leur comparaison sur le long terme avec la zone pêchée sur un seul site, notamment celui de Manson ; *etc.*

L'état du stock de palourdes conditionne la pratique de la PAPL. Un stock de « mauvaise » qualité (*i.e.* faible fraction exploitable) entraîne une baisse de la fréquentation des pêcheurs qui vont alors se rabattre vers des zones « réputées » (*i.e.* pour une bonne rentabilité de l'effort de pêche d'une espèce en particulier) et donc amplifiait la pression de pêche sur cette zone. Un stock important avec une fraction exploitable considérable attire forcément plus les pêcheurs (rentabilité et respect de la réglementation) et fait donc augmenter la pression de pêche sur le site. Ici, le stock est plus important à Ade mais de meilleure qualité (fraction exploitable) pour la PAPL à Manson. Les pêcheurs à pied ont donc raison de fréquenter en majorité Manson. Néanmoins, ce qui justifie surtout la fréquentation préférentielle d'un site est son accessibilité.

Le cas de la population de Manson avec une faible abondance en juvéniles et une estimation du prélèvement moyen annuel des individus maillés dépassant leur stock estimé sur le site pourrait à terme faire diminuer encore plus le stock total de palourdes par rapport à Ade. Cela justifie bien la nécessité du suivi du stock de la zone et de la pression de pêche.

Cette étude a permis d'évaluer les stocks de palourdes d'Ade et de Manson et de débiter leur suivi avec l'établissement d'un état de référence du stock. La stratégie d'échantillonnage appliquée ici semble efficace pour une estimation valable du stock mais il faudrait affiner la

connaissance des sites pour définir de nouvelles strates pour l'échantillonnage (granulométrie, recouvrement en algues vertes et de l'herbier).

Le suivi régulier de la zone d'étude sur une échelle de temps assez longue pourrait permettre d'obtenir des indicateurs afin d'évaluer la productivité moyenne des gisements de palourdes étudiées.

La PAPL fait partie des pressions affectant les communautés benthiques de l'estran, se cumulant aux pathologies, aux autres activités humaines et aux changements climatiques. Sa gestion doit devenir une priorité dans la préservation de l'écosystème côtier. La bonne gestion de cette activité ne peut résulter que d'une bonne connaissance de la pratique, du milieu et de la ressource exploitée. Le programme LIFE+ PAPL s'attache à faire cela et s'inscrit donc dans une forme de démarche de GIZC.

Bilan personnel et acquis du stage

Ce stage m'a apporté une expérience vraiment très enrichissante et formatrice dans des domaines disciplinaires très variés. Cette pluridisciplinarité a nécessité de multiples compétences et donc une réelle difficulté d'adaptation. Le travail demandé mélangeait écologie, biologie marine et sciences humaines et sociales, ce qui était inédit pour moi et donc très captivant.

Les divers travaux demandés lors de ce stage m'ont permis :

- de m'exercer à la rédaction de synthèse bibliographique ;
- d'avoir une vision du travail de gestionnaire de l'environnement ;
- d'acquérir une expérience dans le travail au sein d'un établissement publique ;
- de réaliser les démarches administratives et logistiques (demande de devis, demande d'achats, conventionnement, *etc.*) nécessaire à la bonne réalisation de l'étude ;
- d'assister à de nombreuses réunions de concertations au sein du programme LIFE+ PAPL et avec des acteurs extérieurs (*e.g.* comité de pilotage national et local du programme, comité de suivi de la pêche de loisir organisé par la DDTM 17) ;
- de me familiariser avec les sciences participatives (action avec des bénévoles) ;
- de voir de près le fonctionnement d'une animation d'un réseau d'acteurs (Etat, collectivités territoriales, associations, scientifiques, usagers) ;
- de réaliser des comptages, des enquêtes et de sensibiliser les pêcheurs ;
- de participer à des suivis de champs de blocs et d'herbiers ;
- d'avoir un sentiment gratifiant dans le fait de sensibiliser directement au respect de l'environnement.

F. Bibliographie

- Addessi, L., 1994. Human disturbance and long term changes on a rocky intertidal community. *Ecol. Appl.* 4: 786-797.
- Allendorf F. W. & Hard J. J., 2009. Human-induced evolution caused by unnatural selection through harvest of wild animals. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(Supplement 1):9987 –9994.
- Beck F., 2014. Impacts de la pêche au râteau à la palourde : Effets sur les sédiments, les palourdes et la faune benthique accompagnatrice. Mémoire de fin d'études, Master d'Ecologie, Université des Sciences et Technologies de Lille et Université du Littoral Côte d'Opale, 64p.
- Bender E.A., Case T.J., Gilpin M.E., 1984. Perturbation Experiments in Community Ecology: Theory and Practice. *Ecology* 65:1-13.
- Beninger P.G., Boldina I., 2014. Fine-scale spatial distribution of the temperate infaunal bivalve *Tapes (= Ruditapes) philippinarum* (Adams and Reeve) on fished and unfished intertidal mudflats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 457, 128-134.
- Beninger P. G., Lucas A. 1984. Seasonal variations in condition, reproductive activity, and gross biochemical composition of two species of adult clam reared in a common habitat: *Tapes decussatus* and *Tapes philippinarum*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 79:19-37.
- Bernard M., 2012. Les habitats rocheux intertidaux sous l'influence d'activités anthropiques : structure, dynamique et enjeux de conservation. Thèse de doctorat, Institut universitaire européen de la mer - Université de Bretagne Occidentale, Brest.
- Bertignac M., Auby I., Foucard J., Martin S., De Montaudouin X., Sauriau P.G., 2001. Evaluation du stock de palourdes du bassin d'Arcachon – Campagne 2001. Rapport interne Ifremer, DRV/RH/RST, 35 p.
- Beurier J.P., 1979. Ressources halieutiques et droit international. Faculté de droit et des sciences économiques, Université de Bretagne occidentale, 168 pp.
- Binias, C., 2013. Caractérisation de l'agent infectieux et épizootologie de la maladie du muscle marron (BMD), une pathologie émergente de la palourde japonaise, *Venerupis (= Ruditapes) philippinarum*. Thèse de doctorat, Université de Bordeaux I.
- Bodoy, A., Maitre-Allain, T., Riva, A., 1980. Croissance comparée de la palourde européenne (*Ruditapes decussatus*) et de la palourde japonaise (*Ruditapes philippinarum*) dans un écosystème artificiel méditerranéen. *Vie Marine* 2, 39–51.
- Bodoy A., Plante-Cuny M.-R. 1984. Relations entre l'évolution saisonnière des populations de palourdes (*Ruditapes decussatus*) et celle des microphytes benthiques et planctoniques (Golfe de Fos, France). *Halictis* 14:71-78.
- Boldina, I., 2013. Fondements de la gestion de la pêche à pied sur les vasières du Gois (côte atlantique française). Thèse de Doctorat, Université de Nantes.
- Bordeyne F., 2009. Estimation des stocks de palourdes sur les côtes oléronaises du bassin de Marennes-Oléron. Rapport de Master 2, Ifremer, 63 p.

- Borja A., Bald J., 2000. Estado de los recursos marisqueros del País Vasco en 1998-1999 (con especial atención a almeja y berberecho). Informes Técnicos (Departamento de Agricultura y Pesca, Gobierno Vasco), 86, 78p.
- Branch G.M. & Moreno C.A., 1994. Intertidal and subtidal grazers. In: Siegfried, R.S. (ed.), Rocky Shores : Exploitation in Chile and South Africa. Springer-Verlag, Berlin.
- Brosnan D.B. & Crumrine L.L., 1994. Effects of human trampling on marine rocky shore communities. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 177: 79-97.
- Brown, P.J. and R.B. Taylor, 1999. Effects of trampling by humans on animals inhabiting coralline algal turf in the rocky intertidal. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 235: 45-53
- Caill-Milly, N., de Casamajor, M.N., Lissardy, M., Sanchez, F., Morandeau, G., 2003. Évaluation du stock de Palourdes du bassin d'Arcachon – Campagne 2003. Rapport Ifremer, DRV/RH/LHA.
- Caill-Milly, N., Bellamy, E., D'Amico, F., Mahé, K., 2011. Growth of the Japanese carpet shell: Validation of increment deposition periodicity by chemical marking. 10ème Forum Halieumétrique, 29 juin-1 juillet 2011, Boulogne sur mer.
- Caill-Milly N., 2012. Relations entre l'état d'une ressource et son exploitation via la compréhension et la formalisation des interactions de socio-écosystèmes. Application à la palourde japonaise (*Venerupis philippinarum*) du bassin d'Arcachon. Thèse de doctorat, Université de Pau et des Pays de l'Adour, 215p.
- Calvez, I., 2003. Approche de la variabilité spatiale d'une population de palourdes *Ruditapes philippinarum* (Adams et Reeve), aux stades larvaires et post-larvaires. Thèse de Doctorat, Université de Bretagne Occidentale, Brest.
- Castilla, J.C., 1999. Coastal marine communities: trends and perspectives from human exclusion experiments. *TREE* 14: 280-283.
- Chícharo L., Chícharo A., Gaspar M.B., Regala J., Alves F., 2002. Reburial time and indirect mortality of *Spisula solida* clams caused by dredging. *Fisheries Research* 59 : 247-257.
- Cigarria J. et Fernandez J.M. Management of Manila clam beds. I. Influence of seed size, type of substratum and protection on initial mortality. *Aquaculture*, 2000, vol. 182, n°1-2, p 173-182.
- Cléach M-P., 2008. Marée amère : pour une gestion durable de la pêche. Rapport n° 132. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologique, 175 pp.
- Coleman, F.C., W.F. Figueira, J.S. Ueland and L.B. Crowder, 2004. The Impact of United States Recreational Fisheries on Marine Fish Populations. *Science* 305, 1958.
- Conover D.O., 2007. Nets versus Nature. *Nature* 450:179-180.
- Cooke S.J. & Cowx I.G., 2004. The role of recreational fishing in global fish crises. *Bioscience* 54 : 857-859.
- Coz R., 2013. Une approche interdisciplinaire de la pertinence et de la faisabilité d'une co-gestion de la pêche récréative sur l'île d'Oléron: l'étrille, *Necora puber* (Linnaeus, 1767), comme modèle biologique. Thèse de Doctorat, Université de la Rochelle.
- Dang, C., 2009. Dynamique des populations de palourdes japonaises (*Ruditapes philippinarum*) dans le bassin d'Arcachon, conséquences sur la gestion des populations exploitées. PhD thesis, University of Bordeaux I, France.

- Dee Boersma, P., Reichard, S.H., Van Buren, A.N. (editors), 2006. Invasive species in the Pacific Northwest.
- Delgado, M., Pérez Camacho, A., 2007. Influence of temperature on gonadal development of *Ruditapes philippinarum* (Adams and Reeve, 1850) with special reference to ingested food and energy balance. *Aquaculture* 264(1-4), 398-407.
- Devauchelle, N., 1990. Sexual development and maturity of *Tapes philippinarum*. In *Tapes philippinarum*, *Biologia e Sperimentazione*, E.S.A.V. (Ed.), E.S.A.V., Treviso, 49-58.
- de Montaudouin X. 1996. Factors involved in growth plasticity of cockles *Cerastoderma edule* (L.), identified by field survey and transplant experiments. *Journal of Sea Research* 36:251-265.
- Dupont C (2003). La malacofaune de sites mésolithiques et néolithiques de la façade atlantique : Contribution à l'économie et à l'identité culturelle des groupes concernés. Thèse de Doctorat, l'Université de Paris I. Panthéon-Sorbonne.
- Dye A.H., 1992. Experimental studies of succession and stability in rocky intertidal communities subject to artisanal shellfish gathering. *Neth. J. Sea Res.* 30: 209-217.
- Emmett, R.L., Hinton, S.A., Stone, S.L., Monaco, M.E., 1991. Distribution and abundance of fishes and invertebrates in west coast estuaries, Volume II: Species life history summaries. ELMR Rep. No. 8 NOAA/NOS Strategic Environmental Assessments Division, Rockville, MD.
- Fan, D., Zhang, A., Yang, Z., Sun, X., 2007. Observations on shell growth and morphology of bivalve *Ruditapes philippinarum*. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology* 25(3), 322-329.
- Fenberg, P. B. et Roy, K., 2008. Ecological and evolutionary consequences of size-selective harvesting: how much do we know? *Molecular Ecology*, 17(1):209–220.
- Ferns P.N., Rostron D.M., Siman H.Y., 2000. Effects of mechanical cockle harvesting on intertidal communities. *Journal of Applied Ecology*, 37, 464 - 474.
- Flassch J. P., Leborgne Y. 1992. Introduction in Europe, from 1972 to 1980, of the Japanese Manila clam (*Tapes philippinarum*) and the effects on aquaculture production and natural settlement. *ICES Marine Science symposium* 194:92-96.
- Fletcher, H. and C.L.J. Frid, 1996. Impact and management of visitor pressure on rocky intertidal algal communities. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems* 6: 287-297.
- Flye-Sainte-Marie J., 2008. Ecophysiology of brown ring disease in the Manila clam *Ruditapes philippinarum*, experimental and modeling approach. Thèse de doctorat, Vrije Universiteit Amsterdam, 187p.
- Fujikura, K., Okoshi, K., Naganuma, T., 2003. Strontium as a marker for estimation of microscopic growth rates in a bivalve. *Marine Ecology Progress Series* 257, 295-301.
- Garcia, F., 1993. Interprétation des stries valvaires pour l'évaluation de la croissance de *Ruditapes decussatus* L. *Oceanologica Acta* 16, 199-203.
- Garstang W., 1900. The impoverishment of the sea. *New series*, VI (1).
- Gérard, G., 1978. Recherches sur la variabilité de diverses populations de *Ruditapes decussatus* et *Ruditapes philippinarum* (Veneridae, Bivalvia). PhD thesis, Université de Bretagne Occidentale, France.

- Gillespie, G.E., Norgard, T.C., Scurrah, F.E., 1999. Review of the Area 7 Manila Clam Fishery. Fisheries and Oceans Canada/Canadian Stock Assessment Secretariat Research Documents 99/197, 71 p.
- Glock J. W., Chew K. K. 1979. Growth, recovery, and movement of Manila clams, *Venerupis japonica* (Deshayes) at Squaxin Island, Washington. Proceedings of the National Shellfisheries Association 69:15-20.
- Gosling E., 2003. Bivalve Molluscs. Biology, Ecology and Culture. Fishing News Books
- Gosling E., 2004. Bivalve molluscs. Biology, ecology and culture. Fishing New Books, Blackwell, Oxford. Pages.
- Gouletquer, P., 1997. A bibliography of the Manila clam *Tapes philippinarum*. Rapport Ifremer, RIDRV – 97.02.RA/La Tremblade.
- Gouletquer P., Bacher C. 1988. Empirical modelling of the growth of *Ruditapes philippinarum* by means of non linear regression on factorial coordinates. Aquatic Living Resources 1:141-154.
- Gouletquer P., 1989. Effet des facteurs environnementaux intervenant sur la production de la palourde japonaise d'élevage *Ruditapes philippinarum*. Thèse de doctorat, Université de Bretagne Occidentale, 351p.
- Gouletquer, P., Lombas, I., Prou, J., 1987. Influence du temps d'immersion sur l'activité reproductrice et sur la croissance de la palourde japonaise *Ruditapes philippinarum* et l'huitre japonaise *Crassostrea gigas*. Haliotis 16, 453–462.
- Griffiths, C.L. and G.M. Branch, 1997. The exploitation of coastal invertebrates and seaweeds in South Africa: Historical trends, ecological impacts and implications for management. Tran. R. Soc. S. Afr. 52: 121-148.
- Griffiths R. J. 1981. Population dynamics and growth of the bivalve *Choromytilus meridionalis* (Kr.) at different tidal levels. Estuarine, Coastal and Shelf Science 12:101-118.
- Hauser L., Adcock G.J., Smith P.J., Bernal R.J.H., Carvalho G.R., 2002. Loss of microsatellite diversity and low effective population size in an overexploited population of New Zealand snapper (*Pagrus auratus*) Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 99:11742-11747.
- Holland D. A., Chew K. K. 1974. Reproductive cycle of the Manila clam (*Venerupis japonica*) from Hood Canal, Washington. Proceedings of the National Shellfisheries Association 64:53-58.
- Hsieh C-h, Reiss CS, Hunter JR, Beddington JR, May RM, Sugihara G. 2006. Fishing elevates variability in the abundance of exploited species. Nature 443:859-862.
- Huff T.M., 2011. Effects of human trampling on macro- and meiofauna communities associated with intertidal algal turfs and implications for management of protected areas on rocky shores (Southern California). Marine Ecology. ISSN 0173-9565.
- Hurtado, N.S., Pérez-García, C., Morán, P., Pasantes, J.J., 2011. Genetic and cytological evidence of hybridization between native *Ruditapes decussatus* and introduced *Ruditapes philippinarum* (Mollusca, Bivalvia, Veneridae) in NW Spain. Aquaculture 311 (1-4), 123-128.
- Hutchings J.A., Reynolds J.D., 2004. Marine fish population collapses: Consequences for recovery and extinction risk. Bioscience 54:297-309.

- IODDE, 2011. La pêche à pied récréative dans le périmètre d'étude du Parc Naturel Marin de l'Estuaire de la Gironde et des Pertuis Charentais. Rapport de diagnostic « Pêche à pied » – Parc Naturel Marin – Avril 2011.
- IODDE, 2010. La pêche à pied récréative sur Marennes-Oléron - programme "REVE" 2006-09 - rapport final de diagnostic. Rap. tech.
- Irlandi E. A. 1996. The effects of seagrass patch size and energy regime on growth of a suspension-feeding bivalve. *Journal of Marine Research* 54:161-185.
- Ishii, R., Sekiguchi, H., Nakahara, Y., Jinnai, Y., 2001. Larval recruitment of the Manila clam *Ruditapes philippinarum* in Ariake Sound. *Southern Japanese Journal of Fisheries Sciences* 67, 579-591.
- Jean F., Flye-Sainte-Marie J., Oudard C., Paillard C., 2011. Handling enhances the development of brown ring disease signs in *Ruditapes philippinarum*. *Journal Shellfish Research*, 30(1), 13-15.
- Jennings S., Kaiser M., Reynolds J.D., 2001b. *Marine fisheries ecology*. Blackwell Publishing, Oxford, UK, 432 pp.
- Jensen, A.C., Humphreys, J., Caldow, R.W.G., Grisley, C., Dyrinda, P.E.J., 2004. Naturalization of the Manila clam (*Ruditapes philippinarum*), an alien species, and establishment of a clam fishery within Poole Harbour, Dorset. *Journal of Marine Biology Association U.K.* 84, 1069-1073.
- Jensen, A.C., Humphreys, J., Caldow, R., Cesar, C., 2005. The Manila clam in Poole Harbour. In *The ecology of Poole Harbour*, Humphreys, J., May V. (Ed), Elsevier, Amsterdam, 163-173.
- Jerardino, A., 1997. Changes in Shellfish Species Composition and Mean Shell Size from a Late-Holocene Record of the West Coast of Southern Africa. *Journal of Archaeological Science* 24 : 1031-1044.
- Jørgensen, C., Enberg, K., Dunlop, E. S., Arlinghaus, R., Boukal, D. S., Brander, K., Ernande, B., Gårdmark, A. G., Johnston, F., Matsumura, S., Pardoe, H., Raab, K., Silva, A., Vainikka, A., Dieckmann, U., Heino, M. et Rijnsdorp, A. D. (2007). Ecology managing evolving fish stocks. *Science*, 318(5854):1247 –1248.
- Kalyagina, E.E., 1994. Distribution and population structure of commercial bivalves *Ruditapes philippinarum* and *Mya arenaria* in Bousse Lagoon (Southern Sakhalin). *Russian Journal of Marine Ecology* 20 (3), 164–168.
- Kanaya, G., Nobata, E., Toya, T., Kikuchi, E., 2005. Effects of different feeding habits of three bivalve species on sediment characteristics and benthic diatom abundance. *Marine Ecology Progress Series* 299, 67-78.
- Kanazawa, T., Sato, S., 2008, Environmental and physiological controls on shell microgrowth pattern of *Ruditapes philippinarum* (Bivalvia: Veneridae) from Japan. *Journal of Molluscan Studies* 74, 89-95, doi:10.1093/mollus/eym049.
- Kang, C.K., Kang, Y.S., Choy, E.J., Kim, D.S., Shim, B.T., Lee, P.Y., 2007. Condition, reproductive activity, and biochemical composition of the Manila clam, *Tapes philippinarum* in natural and newly created sandy habitats of the southern coast of Korea. *Journal of Shellfish Research* 26(2), 401-412.
- Keough, M.J. & G.P. Quinn, 1998. Effects of periodic disturbances from trampling on rocky intertidal algal beds. *Ecol. Appl.* 8: 141-161.

- Kim, W.S., 1995. Population dynamics and energy budget of *Ruditapes philippinarum* (Adams and Reeve, 1850) (Bivalvia: Veneridae) in Garolim Bay, Yellow Sea, Korea. PhD thesis, Kiel University, Germany.
- Kingsford, M.J., A.J. Underwood and S.J. Kennelly, 1991. Humans as predators on rocky reefs in New South Wales, Australia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 72: 1-2.
- Kirby MX (2004) Fishing down the coast : Historical expansion and collapse of oyster fisheries along continental margins. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101(35): 13,096–13,099.
- Kuparinen, A. et Merilä, J., 2007. Detecting and managing fisheries-induced evolution. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(12):652–659.
- Laruelle F., Guillou J., Paulet Y. M. 1994. Reproductive pattern of the clams, *Ruditapes decussatus* and *R. philippinarum* on intertidal flats in Brittany. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 74:351-366.
- Leiva G.E., Castilla J.C., 2001. A review of the world marine gastropod fishery : evolution of catches, management and the Chilean experience. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 11(4) :283–300.
- Le Pennec, M., Benninger, P.G., 2000. Reproductive characteristics and strategies of reducing-system bivalves. *Comparative Biochemistry and Physiology* 126, 1-16.
- Le Treut Y., 1986. La palourde. Anatomie - Biologie - Elevage - Pêche – Consommation inspection sanitaire. Thèse de Doctorat, Nantes, Ecole Nationale Vétérinaire. 161 pp.
- Lesueur M., 2002. Contribution à l'évaluation des interactions entre usages halieutiques : le cas du gisement classé de Sarzeau (golfe du Morbihan). Mémoire de fin d'études, Diplôme d'Agronomie Approfondie, Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie de Rennes, 59p.
- Lewin W.-C., Arlinghaus R. et Mehner T., 2006. Documented and potential biological impacts of recreational fishing: insights for management and conservation. *Reviews in Fisheries Science*, 14(4):305–367.
- Li, S.C., Wang, W.X., Hsieh, D., 2001. Feeding and absorption of the toxic dinoflagellate *Alexandrium tamarense* by two marine bivalves from the South China Sea. *Marine Biology* 139(4), 617-624.
- Loosanof, V.L., Davis, M.C., 1963. Rearing of bivalve mollusks. *Advances in Marine Biology*, 1, Acad. Press, London and N. York.
- Maître-Allain T. 1982. Influence du milieu sur la croissance de deux palourdes, *Ruditapes decussatus* et *Ruditapes philippinarum*, dans l'étang de Thau (Hérault). *Vie Marine* 4:37-50.
- Mandouze D., Le Saout R., 2012. DDTM de la Manche, Memento “Mer et loisirs”, 36 p.
- Mannino M. A., Thomas K. D. 2002. Depletion of a Resource? The Impact of Prehistoric Human Foraging on Intertidal Mollusc Communities and Its Significance for Human Settlement, Mobility and Dispersal. *World Archaeology* 33: 452-474
- Mannino, M.A., K.D. Thomas, M.J. Leng, R. Di Salvo and M.P. Richards, 2011. Stuck to the shore? Investigating prehistoric hunter-gatherer subsistence, mobility and territoriality in a Mediterranean coastal landscape through isotope analyses on marine mollusc shell carbonates and human bone collagen. *Quaternary International* 244: 88-104.

- Marean C. W., Bar-Matthews M., Bernatchez J., Fisher E., Goldberg P., Herries A. I. R., Jacobs Z., Jerardino A., Karkanas P., Minichillo T., Nilssen P. J., Thompson E., Watts I., Williams H. M., 2007. Early human use of marine resources and pigment in South Africa during the Middle Pleistocene. *Nature* 449:905-908
- Mc Connaughey, T.A., Gillikin, D.P., 2008. Carbon isotopes in mollusk shell carbonates. *Geo-Marine Letters* 28, 287-299.
- Miyazaki T., Goto K., Kobayashi T., Kageyama T., Miyata M. 1999. Mass mortalities associated with a virus disease in Japanese pearl oyster *Pinctada fucata martensii*. *Diseases of Aquatic Organisms* 37:1-12.
- Moschino V., Chicharo L., Marin M.G., 2011. Long-term effects of fishing on physiological performance of the Manila clam (*Ruditapes philippinarum*) in the Lagoon of Venice. *Scientia Marina*, 75(1), 103-110.
- Moreno, C.A., 2001. Community patterns generated by human harvesting on Chilean shores: A review. *Ecosystems* 19-30.
- Moreno, C.A., J.P. Sutherland and H.F. Jara, 1984. Man as predator in the intertidal zone of Southern Chile. *Oikos* 42: 155-160.
- Nakamura, Y., Hagino, M., Hiwatari, T., Iijima, A., Kohata, K., Furota, T., 2002. Growth of the Manila clam, *Ruditapes philippinarum* in Sanbanse, the shallow coastal area in Tokyo Bay. *Fisheries Science* 68, 1309–1316.
- Newton, L.C., E.V.H. Parkes and R.C. Thompson, 1993. The effects of shell collecting on the abundance of gastropods on Tanzanian shores. *Biol. Conserv.* 63: 241-245.
- Ngo T. T. T., Choi K.-S. 2004. Seasonal changes of Perkinsus and Cercaria infections in the Manila clam *Ruditapes philippinarum* from Jeju, Korea. *Aquaculture* 239:57-68.
- Nosho, T.Y., Chew, K.K., 1972. The setting and growth of the Manila clam, *Venerupis japonica* (Deshayes), in Hood Canal, Washington. *Proceedings of National Shellfish Association* 62, 50-58.
- Ohba S. 1959. Ecological studies in the natural population of a clam, *Tapes japonica*, with special reference to seasonal variations in the size and structure of the population and to individual growth. *Biological Journal of Okayama University* 5:13-42.
- Paine, R.T., 1994. *Marine Rocky Shores and Community Ecology: An Experimentalist's Perspective*. Ecology Institute, Oldendorf/Luhe.
- Park, K.I., Choi, K.S., 2004. Application of enzyme-linked immunosorbent assay for studying of reproduction in the Manila clam *Ruditapes philippinarum* (Mollusca: Bivalvia) I. Quantifying eggs. *Aquaculture* 241, 667–687.
- Park K-I., Yang H-S., Kang D-H. and SikChoi K., 2010. Density dependant growth and mortality of Manila clam *Ruditapes philippinarum* reared in cages in Gomso-Bay, Korea. *Korean Journal of Malacology*. 26(1), 91-95.
- Paul-Pont, I., 2010. Sensibilité et adaptation de populations de bivalves marins soumis à des stress multiples : infestation parasitaire, contamination microbienne et pollution métallique. thèse, Université de Bordeaux I, France.
- Pinn, E.H. and M. Rodgers, 2005. The influence of visitors on intertidal biodiversity. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 85: 263-268

- Ponurovsky S. K., Yakovlev Y. M. 1992. The reproductive biology of the Japanese littleneck, *Tapes philippinarum* (A. Adams and Reeve, 1850) (Bivalvia: Veneridae). *Journal of Shellfish Research* 11:265-277.
- Poulain, C., Lorrain, A., Flye-Sainte-Marie, J., Amice, E., Morize, E., Paulet, Y.M., 2011. An environmentally induced tidal periodicity of microgrowth increment formation in subtidal populations of the clam *Ruditapes philippinarum*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 397 (1), 58-64.
- Povey, A. & M.J. Keough, 1991. Effects of trampling on plant and animal populations on rocky shores. *Oikos* 61: 355-368.
- Privat A., Delisle F., Bonnin J.B., Piques B., Bernard M., Ponsero A., 2013. Etude et diagnostic de l'activité de pêche à pied récréative. Cahier méthodologique et recueil d'expériences. 147p.
- Quéro, J.C., Vayne, J.J., 1998. Les fruits de la mer et plantes marines des pêches françaises. Ifremer, Delachaux & Niestlé (Ed.), 256 p.
- Robert R. & Parra R. Etude expérimentale de la prédation de la palourde japonaise, *Ruditapes philippinarum*, par la dorade royale, *Sparus aurata*, et le baliste, *Balistes capriscus*. *Aquatic living resources*, 1991, vol. 4, n°3, p. 181-189.
- Robert R., Trut G., Laborde J.-L. 1993. Growth, reproduction and gross biochemical composition of the Manila clam *Ruditapes philippinarum* in the Bay of Arcachon, France. *Marine Biology* 116:291-299.
- Robinson, A.M., Breese, W.P., 1984. Gonadal development and hatchery rearing techniques for the Manila clam, *Tapes philippinarum* (Adams & Reeve). *Journal of Shellfish Research* 4, 161-163.
- Roy, K., A.G. Collins, B.J. Becker, E. Begovic and J.M. Engle, 2003. Anthropogenic impacts and historical decline in body size of rocky intertidal gastropods in southern California. *Ecology Letters*, 6: 205-211.
- Salinas S, Perez KO, Duffy TA, Sabatino SJ, Hice LA, Munch SB, Conover DO (2012). The response of correlated traits following cessation of fishery-induced selection. *Evolutionary Applications* 5:657-663.
- Schiel, D.R. & D.I. Taylor, 1999. Effects of trampling on a rocky intertidal algal assemblage in southern New Zealand. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 235: 213-235
- Sharpe DMT, Hendry AP (2009). SYNTHESIS: Life history change in commercially exploited fish stocks: an analysis of trends across studies. *Evolutionary Applications* 2:260-275.
- Sgro L., Mistri M., Widdows J., 2005. Impact of the infaunal Manila clam, *Ruditapes philippinarum*, on sediment stability. *Hydrobiologia*, 550, 175-182.
- Soudant P., Paillard C., Choquet G., Lambert C., Reid H. I., Marhic A., Donaghy L., Birkbeck T. H. 2004. Impact of season and rearing site on the physiological and immunological parameters of the Manila clam *Venerupis* (=Tapes, =Ruditapes) *philippinarum*. *Aquaculture* 229:401-418.
- Smith J.R. & S.N. Murray, 2005. The effects of experimental bait collection and trampling on a *Mytilus californianus* mussel bed in southern California. *Marine Biology* 147: 699-706.

- Smith J.R., P. Fong and R.F. Ambrose, 2008 The Impacts of Human Visitation on Mussel Bed Communities Along the California Coast: Are Regulatory Marine Reserves Effective in Protecting These Communities? *Environmental Management* 41: 599-612.
- Smith P.J., 1995. Diversité génétique des ressources halieutiques marines: impacts possibles de la pêche. FAO Document Technique sur les Pêches. Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture 344.
- Spillman, C.M., Hamilton, D.P., Hipsey, M.R., Imberger, J., 2008. A spatially resolved model of seasonal variations in phytoplankton and clam (*Tapes philippinarum*) biomass in Barbarco Lagoon, Italy. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 79(2), 187-203.
- Stanisière J.Y., Dumas F., Maurer D., Robert S., 2006. Caractérisation des composantes hydrodynamiques d'un système côtier semi-fermé : Le Bassin de Marennes-Oléron.
- Tamura T., 1970. Marine aquaculture ; translated from Japanese (2nd edition 1966) by M.I. Watanake. Nat. Science Foundation, Washington D.C.
- Timmermans, L.P.M., 1969. Studies on shell formation in molluscs. *Netherlands Journal of Zoology*, 19, 417-523.
- Toba, M., 1987. *Ruditapes philippinarum*: growth of larvae and juveniles artificially fertilized. *Bulletin of Chiba Prefecture Fishery Experimental Station* 45, 41-48.
- Toba, M., Miyama, Y., 1995. Influence of temperature on the sexual maturation in Manila clam *Ruditapes philippinarum*. *Suisanzoshoku* 43, 305-314.
- Underwood, A. J. (1993). Exploitation of species on the rocky coast of New South Wales (Australia) and options for its management. *Ocean & Coastal Management*, 20(1):41-62.
- Underwood, A. J. (1994). On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological applications*, 4(1):3-15.
- Underwood A. J., 1989. The analysis of stress in natural populations. *Biological Journal of the Linnean Society*, 37(1-2):51-78.
- Urrutia, M.B., Ibarrola, I., Iglesias, J.I.P., Navarro, E., 1999. Energetics of growth and reproduction in a high-tidal population of the clam *Ruditapes decussatus* from Urdaibai Estuary (Basque Country, N. Spain). *Journal of Sea Research* 42(1), 35-48.
- Uusi-Heikkilä, S., Wolter, C., Klefoth, T. et Arlinghaus, R., 2008. A behavioral perspective on fishing-induced evolution. *Trends in Ecology & Evolution*, 23(8):419-421.
- Vanherwerden, L. and C.L. Griffiths, 1991. Human recreational activity along the North Western shores of False Bay. *Tran. R. Soc. S. Afr.* 47: 737-748.
- Wheeler, A.P., 1992. Mechanisms of molluscan shell formation. In: Bonucci E (ed) *Calcification in biological systems*. CRC, Boca Raton, FL, pp 179-216
- Wilbur, K.M., Saleuddin, A.S.M., 1983. Shell formation. In: Saleuddin ASM, Wilbur KM (eds) *The Mollusca*. Academic, New York, pp 235-287.
- Williams, J.G., 1980. The influences of adults on the settlement of spat of the clam, *Tapes japonica*. *Journal of Marine Research* 38, 729-739.
- Yokoyama, H., Tamaki, A., Koyama, K., Ishihi, Y., Shimoda, K., Harada, K., 2005. Isotopic evidence for phytoplankton as a major food source for macrobenthos on an intertidal sandflat in Ariake Sound, Japan. *Marine Ecology Progress Series* 304, 101-116.

G. Annexes

Annexe 1 : Synthèse bibliographique complémentaire

Biologie de la palourde

Comme tous les mollusques bivalves, la palourde présente un corps mou qui se développe à l'intérieur d'une coquille calcique. Sa coquille est arrondie et composée de deux valves également développées et de forme plus ou moins ovoïde (inéquilatérale). Elle assure les fonctions de squelette externe permettant la fixation des muscles et de protection contre les prédateurs, tout en empêchant le recouvrement de la cavité branchiale par le sédiment. Le côté externe de la coquille présente plusieurs stries concentriques et des stries rayonnantes peu espacées s'entrecroisant. L'ornementation est souvent asymétrique. La coquille est élaborée par le manteau et est organisée en trois couches : le *péριοstracum*, l'*ostracum* et l'*hypostracum*. La composante organique est limitée au *péριοstracum* alors que la composante minérale constitue les deux autres couches et est essentiellement formée de carbonate de calcium cristallisé sous des formes variées (Timmermans, 1969 ; Wilbur & Saleuddin, 1983 ; Wheeler, 1992 ; Mc Connaughey & Gillikin, 2008).

À l'intérieur de la coquille, le sinus palléal est régulièrement arrondi et développé mais n'atteint pas la ligne médiane des valves. Les deux siphons (inhalant et exhalant) sont extensibles. Ils sont soudés aux deux tiers de leur longueur pour *R. philippinarum*, contrairement à l'espèce européenne *R. decussatus*, qui a les deux siphons plus longs et totalement séparés (Le Treut, 1986 ; Quéro & Vayne, 1998). Cette particularité anatomique peut d'ailleurs être utilisée pour différencier les deux espèces.

En effet, l'espèce japonaise peut être confondue avec la palourde européenne mais cette dernière présente une coquille de forme plus rectangulaire, des stries concentriques et rayonnantes plus fines et plus serrées, une ornementation symétrique et un sinus palléal plus anguleux. Quéro & Vayne (1998) annoncent également une confusion possible avec la palourde bleue *Ruditapes corrugata* (Caill-Milly, 2012) qui possède malgré tout un sinus palléal atteignant ou dépassant la ligne médiane de la valve.

Alimentation

La palourde est dépositivore ou suspensivore. Son régime alimentaire est donc complexe (Flye Sainte-Marie, 2008). Elle se nourrit de matière organique particulaire qui est, soit déposée ou soit amenée à l'interface eau-sédiment via un courant d'eau créé par son siphon inhalant (Dang, 2009). Cette matière organique est principalement composée de phytoplancton (Kanaya et al., 2005 ; Yokoyama et al., 2005 ; Spillman et al., 2008) mais aussi de bactéries (Kharlamenko et al., 2001), de diatomées, de petits rotifères (Caill-Milly, 2012), de dinoflagellés (Li et al., 2001), de microphytobenthos (Kang et al., 2007) et de débris végétaux (comme ceux provenant de

phanérogames comme *Zostera noltii* ; Dang 2009). La diversification des sources trophiques se fait aussi en fonction de l'âge des individus. Les stades larvaires consommeraient des diatomées et des dinoflagellés (Loosanof et al., 1963 ; Le Treut, 1986 ; Caill-Milly, 2012).

Reproduction

La palourde est un organisme à cycle de vie benthoplanctonique. C'est une espèce gonochorique et ovipare, qui a une fécondité élevée. Sa gonade est un organe diffus dans la masse viscérale, comme pour la majorité des bivalves. Les gamètes sont émis dans la colonne d'eau, via le siphon exhalant, où ont lieu la fécondation et le développement de l'œuf. Une femelle peut émettre plusieurs millions de gamètes en une ponte (Bordeyne, 2009).

Dans les populations naturelles, la palourde est sexuellement mature à partir d'une vingtaine de millimètres (Holland et Chew, 1974). Une étude (Urrutia et al., 1999) a constaté une augmentation de la production des gonades avec l'âge, chez la palourde européenne *R. decussatus*, tout comme chez de nombreux autres bivalves.

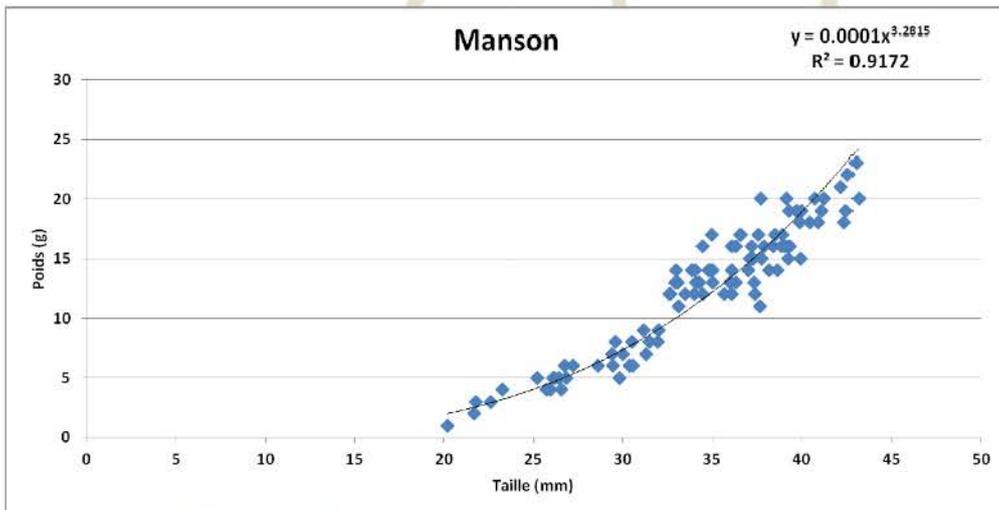
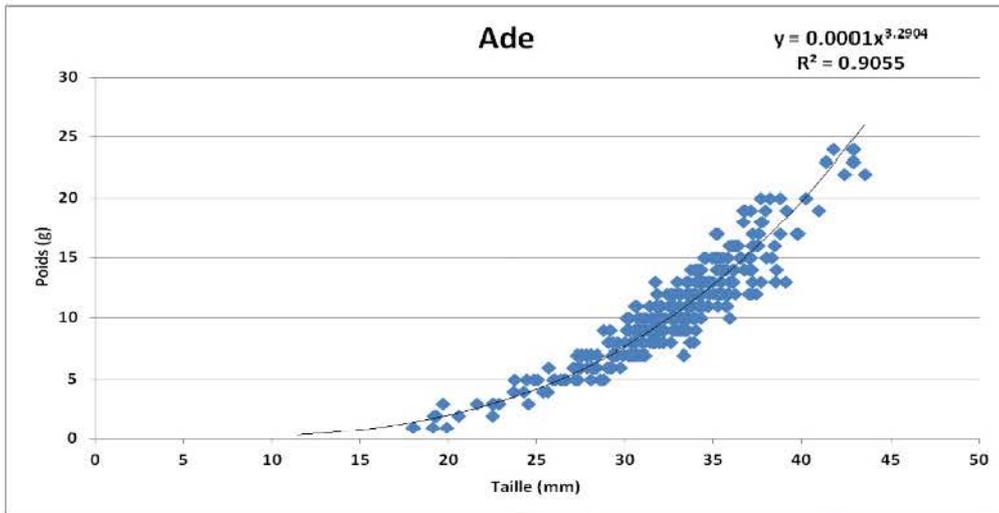
Son cycle reproducteur est caractérisé par d'importantes variations spatio-temporelles. En effet, il peut varier selon la zone géographique et également à l'échelle interannuelle (Ponurovsky & Yakovlev, 1992 ; Miyawaki & Sekiguchi, 1999 ; Dang, 2009). Plusieurs pontes sont possibles (généralement une à deux pontes) au cours d'une même année ou d'une saison (Beninger et Lucas, 1984). La première ponte est estivale alors que la seconde est automnale (principalement lorsque les individus ont atteint une taille de 35 mm). La période de reproduction s'étend généralement du printemps à l'automne, et plus spécifiquement du mois d'avril au mois de septembre. L'hiver correspond à une période de repos dans le cycle de reproduction (Bordeyne, 2009).

Quatre principaux facteurs environnementaux sont mentionnés dans la littérature pour leurs influences sur la gamétogénèse et la ponte : la température, la photopériode, la disponibilité en ressources trophiques et la salinité (Delgado & Pérez Camacho, 2007 ; Devauchelle, 1990 ; Le Pennec & Beninger, 2000 ; Park & Choi, 2004 ; Toba & Miyama, 1995). Des études portant sur le cycle reproducteur de *R. philippinarum* ont démontré l'importance de la localisation géographique, c'est-à-dire de la latitude et de la température dans le contrôle de la gamétogénèse et de la ponte (Robert et al., 1993 ; Laruelle et al., 1994).

La gamétogénèse est initiée lorsque la température de l'eau dépasse 10 à 12°C et s'accélère en fonction de l'augmentation de température (Laruelle et al., 1994 ; Ngo & Choi, 2004). La ponte peut débuter dès 12°C et est optimale quand la température de l'eau est comprise entre 20 et 22°C (Paul-Pont, 2010).

L'éclosion des œufs et la survie larvaire nécessitent des conditions spécifiques de température (Robinson & Breese, 1984 ; Emmett et al., 1991). Les palourdes ont des larves méroplanctoniques (Dang, 2009).

Annexe 2 : relation taille – poids frais des deux sites



Annexe 3 : estimation de la fréquentation du site de Manson

Période	Catégories de marées	Nombre de marées de la catégorie	Nombre de comptages effectués pour la catégorie	Pourcentage de suivi des marées de la catégorie	Moyenne de fréquentation des marées de la catégorie	Fréquentation pour la catégorie	Ecart type pour la catégorie	Intervalle de confiance pour la catégorie
Période d'octobre à mars	Coef. de 95 et plus (hiver)	17	2	11,76%	17,50	297,50	4,95	0,41
	Coef. de 95 et plus (Octobre et Mars)	11	3	27,27%	95,67	1052,33	72,11	12,88
	Coef. intermédiaire (Hiver)	84	3	3,57%	18,67	1568,00	25,58	956,55
	Coef. de 49 et moins et horaires décalés (hiver)	44	3	6,82%	11,00	484,00	11,53	27,00
Période d'avril à septembre	Coef. de 95 et plus (saison)	24	6	25,00%	153,00	3672,00	73,96	72,54
	Coef. intermédiaire en semaine (saison)	43	7	16,28%	39,71	1707,71	19,30	27,19
	Coef. intermédiaire en week-end (saison)	14	3	21,43%	67,00	938,00	51,29	14,51
	Coef. Intermédiaire en vacances (saison)	49	9	18,37%	73,33	3593,33	34,50	97,48
	Coef. de 49 et moins et horaires décalés (saison)	75	3	4,00%	23,67	1775,00	18,01	335,98
Total		361	39	10,80%	41,79	15 087,88		1544,53

Résumé :

Dans le cadre du programme LIFE+ PAPL, l'objectif principal de ce stage est d'étudier les interactions de la pêche à pied de loisir avec les populations de palourdes en comparant deux sites ayant une pression de pêche différente. Les sites d'Ade et de Manson dans le bassin de Marennes-Oléron ont été choisis. L'analyse des fréquentations de pêcheurs récréatifs a confirmé l'inégalité des pressions de pêche entre les deux sites. Les stocks de palourdes ont été estimés et analysés. Les stocks de palourdes ont été estimés et analysés. La population totale à Ade est estimée à 28.9 (\pm 10.8) millions d'individus pour une biomasse de 299.3 (\pm 106.8) tonnes. La population exploitable d'Ade est évaluée à 0.8 (\pm 0.5) millions d'individus avec une biomasse de 16.6 (\pm 12.2) tonnes. À Manson, la population totale est estimée à 9.2 (\pm 6.4) millions d'individus pour une biomasse de 116.5 (\pm 81.6) tonnes. La population exploitable de Manson est estimée à 1.1 (\pm 1) millions d'individus avec une biomasse de 22.5 (\pm 18.7) tonnes. La population de palourdes d'Ade située dans une zone faiblement pêchée montre les plus fortes densités (en abondance et en biomasse). Alors que la population de palourdes de Manson située dans une zone fortement pêchée présente des densités plus faibles (en abondance et biomasse) mais une fraction exploitable plus importante. La pression de pêche à pied récréative pourrait donc potentiellement être la cause de ces différences observées. Néanmoins, le manque de paramètres supplémentaires ne permet pas de confirmer cette hypothèse. Cela nécessite le suivi sur le long terme de la zone avec diverses recommandations comme par exemple l'acquisition de paramètres environnementaux.

Mots clés : Pêche à pied de loisir • Palourde • Stock • Écologie • Bassin de Marennes-Oléron

Abstract :

In the context of the LIFE+ PAPL program, the main objective of this internship is to study the interactions of recreational fishing with clam populations by comparing two sites with different fishing pressure. Sites of Ade and Manson in the Marennes-Oléron bay were chosen. The analysis of recreational fishermen frequentations confirmed unequal fishing pressures between the two sites. The clam stocks were estimated and analyzed. The clam stocks were estimated and analyzed. The total clam population of Ade is estimated at 28.9 (\pm 10.8) million individuals for a biomass of 299.3 (\pm 106.8) tons. Ade's exploitable population is valued at 0.8 (\pm 0.5) million individuals with a biomass at 16.6 (\pm 12.2) tons. For Manson, the total clam population is estimated at 9.2 (\pm 6.4) million individuals for a biomass at 116.5 (\pm 81.6) tons. The Manson's exploitable population is estimated at 1.1 (\pm 1) million individuals with a biomass at 22.5 (\pm 18.7) tons. Ade's Clam population located in a low fished area shows the highest densities (in abundance and biomass). While Manson's clam population located in a heavily fished area has smaller density but a larger fishable fraction. Recreational clam fishing pressure could potentially be the cause of these differences. Nevertheless, the lack of additional parameters doesn't confirm this hypothesis. It requires long term monitoring of the zone with various recommendations such as the acquisition of environmental parameters.

Keywords: Recreational fishing • Clam • Stock • Ecology • Marennes-Oléron bay