

# Connaissances pour une meilleure conservation des raies : que nous enseignent les données issues du programme de sciences participatives CapOeRa (Capsules d'Œufs de RAies, APECS) ?

BIACCHI Juliette



Tuteur de stage : ROHR Alexandra (APECS)

Co-Encadrements : LEVIOL Isabelle (MNHN CESCO), KERBIRIOU Christian (MNHN CESCO) et STEPHAN Éric (APECS)

Du 04/02/2019 au 31/07/2019

Dans le service : APECS – 13 rue Jean-François Tartu, 29211 BREST CEDEX 1 & Museum National d'Histoire Naturelle – Station de Biologie Marine, Place de la croix, 29900 CONCARNEAU



## Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier mes maîtres de stage Alexandra ROHR et Éric STEPHAN pour m'avoir fait confiance et donné l'opportunité de travailler sur ce projet. De plus je tiens tout particulièrement à remercier mes co-encadrants Christian KERBIRIOU et Isabelle LE VIOL pour m'avoir accompagnée tout au long du stage lors de la mise en place des modèles, lors des problèmes SIG et d'avoir répondu à toutes mes questions. Merci à eux, au MNHN et la station marine de Concarneau de m'avoir accueillie dans leurs locaux et d'avoir mis à disposition le matériel nécessaire (beau bureau face à la mer et ordinateurs) à la réalisation du stage suite à un partenariat avec l'APECS. Un remerciement également au Parc Naturel Marin de l'Estuaire de la Gironde et de la Mer des Pertuis (PNM EGMP) pour avoir financé le stage. De même, je remercie Nicolas BECH pour m'avoir beaucoup aidé et débloqué des problèmes sur QGis et de ne pas avoir abandonné face à tous les mails de détresse que j'ai pu lui envoyer. Je tiens à remercier Pascal MONESTIEZ pour m'avoir permis de venir aux rencontres CiSStats et le reste de l'équipe pour m'avoir encouragée à y participer et soutenue. Merci à Hélène GADENNE, Samuel IGLESIAS, Aodren LE GALL et Elisa ALLONSO de m'avoir beaucoup apporté (aide, conseil, apport de données extérieures et expertise). Une pensée également pour mes parents qui m'ont soutenue moralement et financièrement pendant ces six mois. Un grand merci à mes amis, pour tous les Skypes, appels et l'entraide qu'il y a eu entre stagiaires.

## Table des matières

Remerciements.....	3
Présentation de la structure.....	6
Introduction.....	7
Matériel & Méthodes.....	12
1. Espèces étudiées.....	12
2. Les dispositifs participatifs CapOeRa & Sentinelle.....	14
2.1. Zone d'étude.....	14
2.2. Différents protocoles.....	14
3. Analyses statistiques :.....	16
3.1. Processus de participation.....	16
3.2. Analyse temporelle des données Sentinelles.....	17
3.3. Analyse temporelle à partir des données CapOeRa.....	17
3.4. Analyse spatiale.....	18
4. Focus sur le PNM EG-PM :.....	21
Résultats.....	22
1. Description des données.....	22
2. Analyse temporelle à partir des données Sentinelle.....	23
2.1. Phénologie de l'échouage.....	24
2.2. Analyse temporelle.....	26
3. Analyse spatiale.....	28
3.1. Zones d'échouages massifs.....	28
3.2. Données environnementales.....	29
4. Focus PNM EGMP.....	31
Discussion.....	34
1. Abondance des capsules.....	35
2. Phénologie des échouages.....	36
3. Evolution temporelle interannuelle des échouages.....	37
4. Analyse spatiale.....	38

4.1. Raie brunette .....	38
4.2. Raie bouclée .....	39
4.3. Raie lisse .....	40
5. L'importance du Parc Naturel Marin de l'estuaire de la Gironde et la mer des Pertuis .....	40
6. Comparaison des deux protocoles .....	41
7. Limites de l'étude .....	42
Bibliographie.....	43
Sitographie.....	46
Annexe 1 .....	48
Annexe 2 .....	50
Résumé .....	53
Abstract .....	53

## Présentation de la structure



L'Association Pour l'Etude et la Conservation des Sélaciens (APECS) est une association loi 1901 d'envergure nationale qui mène des actions en faveur de la protection des requins et des raies (les éla-smobran-ches anciennement nommés sélaciens) et des écosystèmes qu'ils fréquentent. Elle a été fondée en 1997, à Brest, et mène aujourd'hui des actions i) scientifiques pour améliorer les connaissances sur les espèces, ii) éducatives afin de sensibiliser les publics et iii) d'expertise pour aider les gestionnaires à la mise en place de mesures de protection. L'association compte environ 150 adhérents et son conseil d'administration est composé de sept membres. L'APECS compte deux salariés permanents, Éric STEPHAN, coordinateur et chargé de mission scientifique et Alexandra ROHR, chargée de mission notamment sur les programmes de sciences participatives. Les stagiaires et services civiques apportent ponctuellement un soutien à l'équipe. L'association travaille notamment sur le requin pèlerin, une espèce méconnue qu'elle étudie actuellement au travers de deux projets (le programme national de recensement des observations et le programme PELARGOS) mais également sur les raies (CapOeRa, GenoPopTaille, RECOAM). Plus de détail sur ces programmes sont accessibles sur le site de l'association : <http://www.asso-apecs.org/>.

## Introduction

Les activités humaines participent de manière importante à la perte actuelle de la biodiversité, qui est estimée à près d'un million d'espèces animales et végétales menacées de disparition, par le rapport de la plateforme intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques (2019) [1]. Pourtant connues, les causes de l'érosion de la biodiversité ne cessent d'exister (déforestation, pollution, utilisation de pesticides, dégradation des sols et des habitats, émission de CO<sub>2</sub>, surexploitation, etc.), menaçant de disparition de nombreuses espèces et menaçant l'intégrité des écosystèmes. Ainsi la conservation de la biodiversité nécessite des actions efficaces et pérennes demandant alors une compréhension de cette dernière (Bayraktarov *et al*, 2019). Elle sous-entend donc des dispositifs permettant de qualifier son état, de mieux connaître sa distribution spatiale et temporelle afin de hiérarchiser les actions de conservation, et surtout de mieux comprendre ses réponses face aux pressions et mesures de conservation à adopter. En d'autres termes des dispositifs qui permettent de produire et implémenter des indicateurs d'état de la biodiversité. Plusieurs initiatives ont été coordonnées pour i) produire ce type d'indicateurs à partir de données existantes et ii) développer des programmes de suivis à large échelle (Pereira & Cooper, 2006). En 2004, l'Agence européenne pour l'environnement a par exemple lancé le programme SEBI (Streamlining european biodiversity indicators) consistant à établir une liste d'indicateurs permettant de suivre les progrès réalisés jusqu'ici en faveur de la conservation de la biodiversité et elle a encouragé les états à produire des dispositifs de suivi de la biodiversité. L'indicateur Living Planet Index (LPI) a par exemple été produit à partir de données de séries chronologiques acquises dans le cadre de suivis de populations, indépendants les uns des autres, pour calculer les taux de variation moyens de populations d'espèces de vertébrés terrestres, marins et d'eau douce (Loh *et al*, 2005). Ainsi le développement de programmes de suivis standardisés est apparu comme un élément crucial pour produire ces indicateurs d'état et de tendance de la biodiversité au niveau national (ONB)[2] et européen comme par exemple avec les suivis paneuropéens d'oiseaux et de papillons communs (Gregory *et al*, 2005; de Heer *et al*, 2005, van Swaay *et al*, 2008). Développés à large échelle et sous-entendant un important effort de collecte de données, ces suivis ne peuvent naturellement exister sans la contribution d'un large réseau de participants professionnels et/ou volontaires. Aussi ces objectifs d'amélioration des connaissances ont été l'occasion de développement de nombreux programmes de sciences participatives. Ces dernières sont en plein essor depuis le début du XXI<sup>ème</sup> siècle (Strasser *et al*, 2002 ; Bentz *et al*, 2016). D'après la définition établie par Houlier, F en 2016, « les sciences participatives sont définies comme les formes de production de connaissances

scientifiques auxquelles des acteurs non scientifiques-professionnels, qu'il s'agisse d'individus ou de groupes, participent de façon active et délibérée. » Les sciences participatives permettent alors d'élargir l'échelle des études et l'effort d'échantillonnage à des régions qui pourraient être intouchables par un programme traditionnel (Dickinson, 2010 ; Swanson *et al*, 2015) et permettent d'atteindre un grand nombre de données récoltées avec un coût comparativement plus réduit (Van der Velde *et al*, 2016). Le développement des nouvelles technologies, facilitant alors la communication du savoir, a permis à ces types de projets de toucher un plus grand nombre de citoyens et de faciliter l'accès des sciences à ces derniers (Kobori *et al*, 2016). Cela aboutit à de larges bases de données capables de répondre à des questions, accepter ou réfuter des hypothèses de changements de population ou encore d'abondance des espèces au cours du temps et de l'espace (Gardiner *et al*, 2012 ; Dickinson, 2010).

Derrière ce terme de sciences participatives, existent en fait différents dispositifs de "suivis", développés via des protocoles plus ou moins standardisés, et donc créant des données plus ou moins protocolées à opportunistes, c'est à dire pour lesquelles l'effort d'échantillonnage est non standardisé voire inconnu. Un dilemme crucial de ces programmes est en effet de trouver le meilleur compromis entre quantité et qualité des données à savoir maximiser le nombre de données en favorisant la participation de volontaires tout en sachant que des protocoles contraignants seront moins attractifs pour eux. Diverses études tendent à montrer l'efficacité de certains programmes de suivis opportunistes pour détecter des patterns comme par exemple les tendances de composition de communauté de lichens par Tregidgo *et al* en 2013. Ces types de métadonnées opportunistes se sont révélées être aussi exactes et précises que des données issues de suivis protocolées réalisés par des experts scientifiques (Swanson *et al*, 2015; van der Velde *et al*, 2016). Une étude lancée en 2012 par Gardiner *et al*, basée sur l'analyse de données issues de programmes participatifs ciblés sur les coccinelles a par exemple permis d'affirmer que les collectes à grande échelle et un grand nombre d'échantillon à partir de programmes opportunistes étaient capables de compenser les précisions réduites engendrées avec ce type de bases de données.

Il est tout de même important de faire la différence entre les programmes i) très scientifiques car ils reposent sur un haut niveau de standardisation des données mais peu participatives (mobilisant peu de volontaires et engendrant donc peu d'interactions entre volontaires et scientifiques) et ii) les programmes mobilisant de très nombreux volontaires sur un projet peu contraignant quant à la récolte de données engendrant bien souvent un grand volume de données peu standardisées. Parmi ce gradient citons par exemple le programme STOC pour Suivis Temporels des Oiseaux Communs

lancés par le MNHN-CRBPO, et dédié aux volontaires possédant de solides bases en ornithologie (reconnaissance au chant des espèces communes nicheuses) [4] où le recueil des données n'est pas laissé à l'appréciation des volontaires et nécessite de suivre un protocole stricte : date, horaire, superficie et temps d'échantillonnage sont prédéfinis et l'observateur dénombre toute la communauté d'oiseaux détectée. De plus, le programme STOC dispose d'un système de randomisation des sites échantillonnés visant ainsi une représentativité du territoire national. A l'inverse des programmes totalement opportunistes sont lancés sans réelle définition d'un protocole de collecte des données. Par exemple la base de données Biovision consiste à regrouper toutes les observations d'oiseaux et autres taxons (mammifères, reptiles, insectes, etc) réalisées par un large public via l'application Naturalist [5] – l'observateur ne documente pas la superficie échantillonnée ni le temps d'observation et ne précise pas si l'observation est exhaustive. Avec ce type de données dites « opportunistes », l'effort d'échantillonnage est difficilement quantifiable et les données d'absence ne sont pas documentées et difficiles à inférer.

Malgré les avantages de ce type de données engendrées par ces collectes opportunistes pour des suivis spatio-temporels, quelques limites en ressortent néanmoins concernant l'analyse de l'état et des tendances des populations. Dans un premier temps, elles ne donnent aucune information sur l'effort d'échantillonnage qui a été développé pour la collecte : il est donc par définition difficile de comparer les données. A titre d'exemple, deux observations peuvent avoir la même valeur (par exemple 10 individus sur un site) alors que dans un cas il s'agit d'une observation quasi exhaustive (~100% des individus détectés) car l'observateur est expérimenté et a consacré un temps suffisant et un second cas cela peut provenir d'une observation très partielle d'un observateur peu expérimenté ou bien qui a consacré peu de temps et a détecté que 50% des individus présents sur le site. Les valeurs sont identiques mais la différence entre la valeur exacte et l'estimation diffère. Dans un second temps, les suivis opportunistes ne renseignent que très rarement l'information concernant l'absence d'une espèce. Bien souvent la présence est notée or si une espèce n'a pas été détectée, deux options sont possibles, soit elle n'a pas été notée malgré sa présence (collecte non exhaustive) soit elle est absente, et dans ce cas précis, c'est une information potentiellement intéressante pour inférer des conclusions sur sa distribution, son écologie, etc... Ainsi les sciences participatives lorsqu'elles sont opportunistes, sont sujettes à de nombreux débats au sein de la communauté scientifique quant à la robustesse, la fiabilité et la qualité des données au vu de l'étendue des objectifs, des sujets et des dispositifs existants (Kosmala *et al*, 2016). D'où l'enjeu et l'intérêt

d'analyser ce type de données et de les comparer à des données protocolées d'autant plus lorsqu'elles portent sur des espèces peu connues.

Les raies et les requins figurent parmi les espèces marines les plus en danger. Environ 40% des espèces européennes sont aujourd'hui considérées comme menacées ou quasi-menacées selon les critères de l'UICN. Les raies et requins sont des poissons cartilagineux appartenant à l'embranchement des Chondrichthyens (avec les chimères) et composant la sous-classe des élasmobranches. [6] Leur classification et leur taxonomie ont longtemps été méconnues en raison du manque cruel de données sur ces poissons et notamment de la confusion avec d'autres espèces (Du Buit, 1968). De par leurs caractéristiques anatomiques bien décrites par Clark en 1922 telles que le corps aplati, les fentes branchiales sur la face ventrale et leurs longues nageoires pectorales, les raies se distinguent des requins. La plupart des espèces étant benthiques, elles sont ainsi adaptées à la vie sur les fonds marins. On compte aujourd'hui plus de 750 espèces différentes de raies recensées dans le monde [6]. C'est un groupe très diversifié de par les multiples modes de vies des espèces, leurs habitats et leurs modes de reproduction, cependant leur biologie et leur écologie sont peu connues et étudiées dans la faune marine (Cailliet *et al*, 2005). Certaines espèces de raies côtières par exemple échappent aux dispositifs de pêches scientifiques et de nombreux aspects de leur biologie et écologie restent donc encore relativement méconnus. Les raies sont des espèces ayant plutôt des stratégies de cycle de vie long : c'est-à-dire qu'elles ont une croissance lente, une maturité sexuelle tardive (selon l'espèce), une faible descendance et une espérance de vie élevée. Ces espèces, souvent en haut du réseau trophique ont développé des stratégies pour évoluer dans des environnements stables, elles sont donc ainsi particulièrement vulnérables à certaines pressions anthropiques (Rohr *et al*, 2014 ; Camhi *et al*, 1998). Les menaces regroupent la pression de pêche, les captures accidentelles, la dégradation des habitats due à la pollution, etc. (Brander, 1981 ; Quéro & Cendrero, 1996 ; Casey & Myers, 1998 ; Dulvy *et al*, 2000 ; Baum *et al*, 2003 (Musick, 2000)). Malgré la prise de conscience de ces dangers, l'insuffisance de données sur les raies ne permet alors pas de mettre en place des mesures de gestion efficaces de façon pérenne (Cailliet *et al*, 2005). Par exemple, l'Ange de mer (*Squatina squatina*) était une espèce encore débarquée en grande quantité dans les ports anglais et français au XX<sup>ème</sup> siècle qui a aujourd'hui quasiment disparue des côtes atlantiques nord-est et de la Méditerranée (Quero & Cendrero, 1996 ; Morey *et al*, 2019). Certaines espèces de raies côtières françaises constituent un enjeu de conservation et de protection majeure et figurent sur la liste rouge des espèces en danger de l'UICN en tant qu'espèces « vulnérables » ou « données insuffisantes » (UICN, 2013). La plupart des connaissances acquises à ce jour concernant les raies proviennent de

diverses études portées sur les débarquements de pêches (Du Buit, 1960,1968, 1974), mais également sur les cycles ovariens et la morphologie des espèces grâce à des observations de spécimens en captivité en aquarium (Clark, 1922 ; Holden *et al*, 1971 ; Ellis & Shackley, 1995 ; Coelho & Erzini, 2006). Des études plus récentes existent en lien avec les pêcheurs et les scientifiques (Stephan *et al*, 2015 ; Le Blanc *et al*, 2014). Cependant il persiste globalement un manque de données sur les zones fonctionnelles telles que les zones de ponte des raies côtières françaises, sur la distribution des espèces à fine échelle, leur écologie ou encore la dynamique de leurs populations. Une alternative aux méthodes traditionnelles de suivi des populations de poissons via des pêches scientifiques ou l'analyse des débarquements a été proposée par l'APECS. L'idée est de pouvoir étudier les raies ovipares présentes sur les côtes françaises en travaillant sur les échouages de leurs coquilles d'œufs vides ("capsules") sur le littoral et en partant du postulat que ces capsules sont de bons indices de présence des raies dans le milieu naturel à proximité. Après l'éclosion du raiton en mer, les capsules vides finissent par dévier vers les plages et se retrouvent échouées dans la laisse de mer. Pour travailler à large échelle l'APECS a fait appel à la participation du grand public pour collecter les capsules, ainsi est né le programme participatif CapOeRa pour CAPsules d'Œufs de RAies. Au fil des années, trois dispositifs différents mais complémentaires ont été proposés par l'association afin de répondre à diverses questions sur les raies des eaux côtières françaises. Notamment répondre aux questions sur l'effet des facteurs susceptibles d'impacter le nombre de capsules échouées. Plusieurs hypothèses ont été émises : d'un point de vue biologique, le nombre de capsules dépend de l'espèce à laquelle elle appartient ; de son cycle de reproduction. Le nombre de capsules sur les plages va aussi dépendre de l'écologie de l'espèce, si c'est une espèce côtière, des profondeurs, des rochers ou de sables mous etc. Sans oublier l'influence des processus météorologiques liés à la dérive et l'échouage des capsules tels que le courant, la force des vagues, les tempêtes qui peuvent avoir un impact. A partir de ces hypothèses, une hiérarchisation des objectifs et des analyses de la portée de ces types de données a pu être effectuée.

## **Objectifs de l'étude**

Le rapport comportera cinq volets, premièrement une analyse phénologique pour déterminer une saisonnalité des échouages suivie d'une analyse temporelle pour évaluer les possibilités de détecter une évolution à long terme des échouages. Ensuite une analyse spatiale sur la détermination de sites importants en termes d'échouages et l'évaluation de l'effet des facteurs environnementaux sera effectuée. Un focus à l'échelle du territoire du Parc naturel marin de l'estuaire de la Gironde et de la Mer des Pertuis (PNM EGMP) sera présenté car il s'agit d'un territoire abritant des sites d'échouages

de capsules important amenant ainsi un partenariat et l'apport d'un financement de leur part quant à la réalisation du stage. De plus, les informations résultantes pourront rentrer dans le cadre de l'évaluation de l'enjeu de préservation des raies pour l'élaboration du plan de gestion du Parc à des fins de gestion et conservation plus efficaces. Pour finir, le dernier volet portera sur la comparaison de données totalement opportunistes et avec des données plus standardisées afin de répondre aux questions actuelles sur l'utilisation des données issues des sciences participatives pour la gestion et la conservation de la biodiversité.

## Matériel & Méthodes

### 1. Espèces étudiées

Le cycle de reproduction des raies est très peu connu de nos jours hormis quelques observations réalisées par Clark, 1926, Du Buit 1976 et Holden *et al* (1971). Certaines espèces de raies sont



Figure 1- Capsule d'œuf de raie brunette échouée sur la plage de Pornichet (44)

ovipares (ponte d'œufs) et d'autres vivipares aplacentaires (donnent naissance à un ou plusieurs juvéniles qui grandissent au sein de l'utérus protégés dans un œuf, on parle d'éclosion interne) ou encore vivipares placentaire (Smith & Griffiths, 1997). Concernant les espèces ovipares, les embryons sont protégés par une coquille composée de kératine (Clark, 1922) et recouvertes de filaments leur permettant de s'accrocher aux substrats sur le fond marin. Les coquilles, appelées "capsules" ou encore "bourse de sirènes", ont une forme particulière spécifique à chaque espèce

(Figure 1). La période d'incubation des œufs connue jusqu'ici peut aller de 4 à 14 mois selon les espèces (Clark, 1922). Durant cette période,

l'embryon trouve tous les nutriments dont il a besoin pour croître au sein de son vitellus qu'il va absorber au fur et à mesure du temps pour devenir un juvénile. Une fois le sac vitellin entièrement consommé, le juvénile peut sortir de la capsule par une de ses extrémités pour se nourrir et respirer de façon autonome en mer (Clark, 1922). La capsule alors vide va se détacher du fond au fur et à mesure du temps. Les capsules vides sont ensuite retrouvées échouées sur les plages, généralement cachées au sein de la laisse de mer. Ces capsules échouées sont donc l'objet exact de cette étude. Aujourd'hui le cycle de reproduction est trop peu connu, par conséquent les zones de ponte, zones dites de "nursery" spécifiques à telle ou telle espèce, restent à découvrir.

Dix espèces de raies côtières ont été recensées lors de ce projet. Sept sont communes : la raie brunette (*Raja undulata*), la raie bouclée (*Raja clavata*), la raie lisse (*Raja brachyura*), la raie fleurie

(*Raja naevus*), la raie douce (*Raja montagui*), la raie mêlée (*Raja microocellata*) et la raie étoilée (*Raja asteria*). Trois espèces rares ou en limite de répartition géographique ont été recensées, il s'agit de la raie blanche (*Rostroraja alba*), la raie chardon (*Leucoraja fullonica*) et la raie radiée (*Amblyraja radiata*). Seulement une seule capsule de chaque a été ramassée pour les trois dernières, ainsi aucune analyse n'a pu être faite sur ces espèces-là. Plusieurs espèces différentes, sous-entend plusieurs écologies différentes, plusieurs modes de vie et habitats fréquentés, nous permettant alors d'émettre l'hypothèse de tendances spatio-temporelles différentes selon les espèces. Malgré le manque de connaissance sur l'écologie des espèces, quelques études ont cependant réussi à détecter quelques caractéristiques écologiques et biologiques spécifiques aux espèces, listées ci-dessous notamment pour les trois espèces les plus abondantes :

### **La raie brunette**

La répartition de la raie brunette a été étudiée dans plusieurs études et des zones importantes d'observation de spécimens se sont démarquées telles que le Golfe normand-breton et le nord du Cotentin (Le Blanc *et al*, 2014). En Europe, sa distribution a été étudiée par Ellis *et al* en 2012, permettant de déterminer une distribution en patch où elle a été observée en Manche, France (Stephan *et al*, 2015), Espagne et Portugal également (Coelho & Erzini, 2006). Certaines études ont pu démontrer qu'il s'agit d'une espèce retrouvée à de faibles profondeurs, souvent à moins de 50 mètres dans les eaux du plateau continental (Ellis *et al*, 2012 ; Whitehead *et al*, 1973). Elle est également observée lors de pêche à pied au niveau des herbiers (Le Blanc *et al*, 2014 ; Du Buit, 1960), dans les petits chalutiers côtiers (Du Buit, 1968). Des enquêtes auprès des pêcheurs ont permis de constater que *Raja undulata* est rarement vue au-dessus de 50 mètres de profondeur (entre 20 et 50m) et occupe souvent des fonds de merle, de sable de type grossiers ou vaseux (communication personnelle, APECS & Iglésias, S).

### **La raie bouclée**

La raie bouclée est distribuée de façon homogène dans les mers d'Europe (Chevolot *et al*, 2006) autour des îles britanniques (Ellis *et al*, 2004), en Mer du Nord et dans la Manche (Walker *et al*, 1997) ou encore Mer Egée (Maravelias *et al*, 2012). D'après la littérature cette espèce vit dans les zones peu profondes mais peut être trouvée jusqu'à -150 mètres de profondeur (Whitehead *et al*, 1973) sur le plateau continental sur des substrats durs de types sables durs grossier, ou des graviers (Du Buit, 1960 ; Du Buit 1968 ; Du Buit, 1974). Cependant les avis divergent concernant cette espèce, d'après les pêcheurs, la raie bouclée est souvent pêchée et observée sur du sable fin, avec un fonds plus ou moins vaseux à 50m de profondeur également (communication personnelle, APECS). Leurs déplacements ont été étudiés en 1997 par Walker *et al*, expliquant la migration de la raie bouclée de

zones profondes en hiver vers des zones peu profondes en été possiblement due à la reproduction (Chevolot *et al*, 2006).

### La raie lisse

D'après Le Blanc *et al*, 2014, il s'agit d'une espèce ayant une distribution divisée en patch, tout comme la raie brunette. Il s'agit là aussi d'une espèce présente dans des zones peu profondes sur les plateaux de sables durs (rochers, graviers et sables grossiers) (Clark 1922 ; Du Buit, 1960 ; Du Buit 1968; communication personnelle, APECS). C'est une espèce très abondante sur les débarquements de pêche à la palangre, ce qui suggère la fréquentation d'habitats peu profonds (Du Buit, 1974).

## 2. Les dispositifs participatifs CapOeRa & Sentinelle

### 2.1. Zone d'étude

Le programme CapOeRa a été lancé en 2005 pour une phase de test à l'échelle de la Bretagne avant d'être étendu en 2008 à l'échelle de toutes les façades maritimes de métropole (Manche-Mer du Nord, Atlantique et Méditerranée) (Figure 2). Le partenariat avec le Parc Naturel Marin de la Mer des Pertuis et de l'Estuaire de la Gironde, a conduit à réaliser, dans le cadre de ce stage, un focus sur le territoire du Parc qui inclut 185 sites échantillonnés de 2006 à 2015.

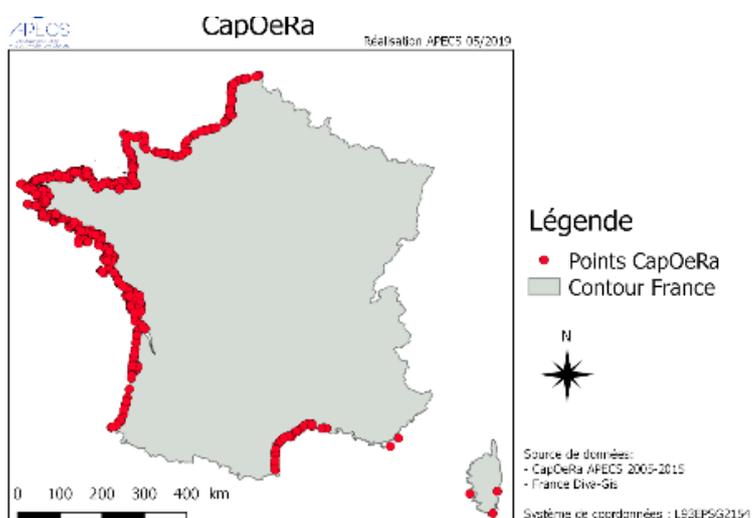


Figure 2 - Plages CapOeRa échantillonnées lors de l'étude

### 2.2. Différents protocoles

Le projet CapOeRa, est un projet de l'association APECS inspiré par le programme anglais « The Great Eggcase Hunt » lancé en 2003 par l'association Shark Trust [7]. CapOeRa dans sa globalité a deux grands objectifs: le premier est un objectif scientifique qui est d'acquérir de nouvelles connaissances sur les raies en réalisant un inventaire des sites d'échouages de capsules et dans la mesure du possible identifier des zones fonctionnelles (secteurs importants pour la reproduction). Le deuxième objectif du programme est la sensibilisation du public (en mettant en place un programme participatif

accessible à tous) à la biodiversité, et la nécessité de la connaître et de la préserver. Pour mener à bien ces objectifs, plusieurs types de suivis ont été mis en place dont deux protocoles de suivis à large échelle qui font l'objet de notre étude, à savoir les CapOeRa opportunistes et les suivis sentinelles.

### 2.2.1. Les suivis CapOeRa opportunistes

Les participants du programme ramassent les capsules trouvées lors d'une promenade sur les plages et transmettent le nombre de capsules à l'APECS en mentionnant a minima le lieu de la récolte et la date. Les observateurs sont invités à identifier les espèces à partir de la forme des capsules, mais in fine l'identification est validée par des experts de l'APECS. Il n'y a pas d'engagement à réitérer l'opération dans le temps et pas de contrainte sur l'étendue prospectée. De plus il n'est pas demandé de réaliser une récolte exhaustive ainsi les sorties « nulles » (=absence de capsule sur un site) ne sont pas archivées. Aussi l'effort de collecte, c'est-à-dire d'échantillonnage n'est ni standardisé, ni connu.

Ce dispositif de collectes opportunistes a été lancé dans le but de répondre à des questions ciblées : existe-t-il des sites d'échouages massifs de capsules? Si oui, où se trouvent-ils ? Quelles espèces sont présentes sur les côtes françaises ? Quelle est la répartition des capsules des différentes espèces ? En 10 ans d'existence, la collecte opportuniste a permis de récolter environ 465 000 capsules de raies.

### 2.2.2. Le suivi Sentinelle

En 2011, un second protocole appelé « Sentinelle » a été lancé et proposé aux personnes les plus impliquées dans le programme CapOeRa en leur proposant de réaliser un suivi plus régulier d'un site de leur choix. Ce nouveau protocole se distingue des collectes opportunistes par la prise en compte d'un effort d'échantillonnage : une plage spécifique est liée à un observateur auquel il est demandé de

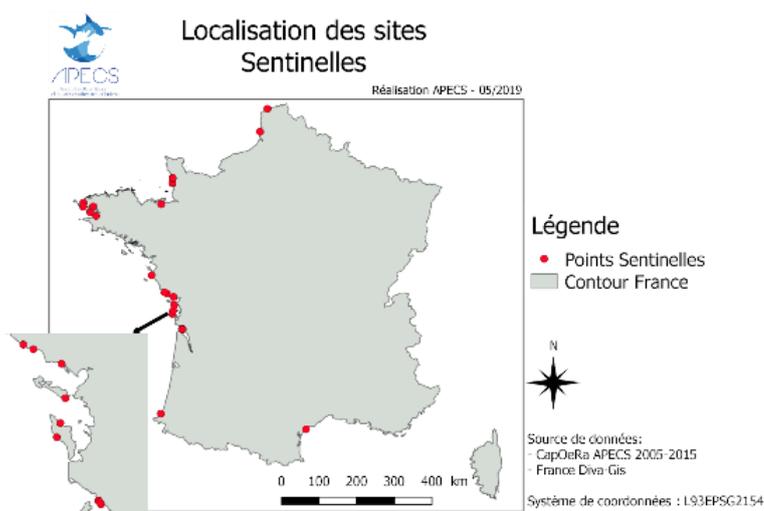


Figure 3 - Plages Sentinelles échantillonnées lors de l'étude

réaliser des suivis (prospections exhaustives) sur la longueur de la plage (distance constante) à intervalle de temps régulier avec une fréquence minimum d'une fois par mois et sur le long terme.

La longueur de plage échantillonnée ainsi que la fréquence est donc constante pour un site mais est variable entre site. Cette opération a touché 30 sites (Figure 3) et a permis de ramasser plus de 240 000 capsules. Elle a pour objectif d'étudier la phénologie et de mettre en évidence la saisonnalité des échouages des capsules et de mieux comprendre le cycle de reproduction des raies au travers des suivis réguliers.

En résumé ces deux programmes diffèrent sur plusieurs points (Tableau 1) en particulier i) la connaissance du degré de standardisation de l'effort d'échantillonnage alloué à la collecte (par unité de temps et de lieu) par les volontaires et ii) l'effort déployé. Le fait de disposer de données de ces deux types de suivis, offre l'opportunité de comparer et d'évaluer la qualité et la robustesse des informations relatives aux tendances spatio-temporelles des échouages de capsules de raies, obtenues via des programmes plus standardisés mais au nombre de données plus limité.

Tableau 1 - Chiffres-clés des différents protocoles

	Nombre de capsules	Nombre de sites	Nombre de sorties	Nombre de participants	Période
CapOeRa	465631	1077	11037	1871	2005-2015
Sentinelle	240192	30	4326	21	2010-2017

### 3. Analyses statistiques :

#### 3.1. Processus de participation

Dans le cadre du dispositif Sentinelle, l'observateur collecte l'ensemble des capsules qu'il a détecté sur l'ensemble de la plage (=même linéaire de suivi) et reconduit l'opération à un intervalle de temps régulier tout au long de sa durée de participation, c'est l'observateur qui va décider de la durée de son engagement et lui aussi qui va définir la fréquence des suivis, à savoir le nombre de sorties par mois. L'évaluation d'une possible relation entre ces paramètres laissés au choix des volontaires (durée de participation & fréquence de suivis) et plusieurs variables dont notre variable d'intérêt : l'abondance des capsules par mois, a été mise au point. Plusieurs hypothèses sont émises : i) plus la distance de la plage est longue, plus la durée de participation est courte en raison du risque de démotivation ; ii) dans la même idée plus le nombre de sorties nulles est élevé, plus la participation est courte ; iii) plus le nombre de capsules est faible, plus la participation est courte. Pour répondre à ces questions et réfuter ou accepter ces hypothèses, un modèle linéaire généralisé a été élaboré suivant la loi négative binomiale car il s'agit d'un comptage d'un nombre de capsules.

### 3.2. Analyse temporelle des données Sentinelles

Pour explorer les variations intra et interannuelles des échouages de capsules, à savoir i) la phénologie annuelle des échouages et ii) la tendance d'évolution des effectifs sur plusieurs années, les données standardisées du programme « Sentinelle » ont été mobilisées car l'effort d'échantillonnage peut être approximé, en posant par exemple l'hypothèse d'un même comportement de collecte de la part de l'observateur tout au long d'une année et entre les années. Un modèle mixte généralisé (GLMM) a été réalisé pour évaluer l'influence du mois, de l'année, du linéaire de plage (en mètres), du nombre de sorties nulles (absence de capsules) et de l'intervalle de temps entre deux sorties sur le nombre de capsules collectées par sortie (=variable réponse).

L'intervalle de temps entre deux sorties, bien qu'il soit théoriquement régulier à l'échelle d'un site, varie entre sites (en moyenne = 9 jours d'intervalles) selon les observateurs. Ainsi les données ne peuvent pas être considérées comme indépendantes entre deux sorties sur un même site car dans le cadre des deux dispositifs (Collectes opportunistes et sentinelle) l'observateur ramasse les capsules et les expédie à l'APECS, il s'agit alors d'un tirage sans remise. Les capsules ramassées à une sortie ne sont donc plus présentes lors de la suivante. Il est possible d'envisager que plus l'intervalle de temps entre deux visites est rapproché, plus cela va réduire le nombre de capsules collectées par visite. On parle alors d'une auto-corrélation temporelle dans les données. Afin de réduire le biais lié à cette autocorrélation, la toute première date de collecte n'a pas été considérée, le nombre de capsules a été sommé sur différents intervalles de temps entre deux visites (tous les 10, 20, 30(1 mois), 40, 50 et 60 jours) quels que soient les sites en prenant en compte le nombre de sorties effectuées dans cet intervalle de temps comme co-variable. Pour réduire ce biais, plusieurs périodes ont été testées or au vu de l'évaluation de l'autocorrélation temporelle résiduelle, la période d'un mois a été retenue pour sommer l'ensemble des capsules.

### 3.3. Analyse temporelle à partir des données CapOeRa

Si les données issues du programme CapOeRa se prêtent intuitivement moins à l'analyse des variations temporelles car elles sont issues d'un processus opportuniste avec peu de réplicas temporels (en moyenne 144 visites par site pour Sentinelle et 10 visites par site pour CapOeRa), il est apparu nécessaire de modéliser de manière similaire les effets des variables de temporalité. Nous avons utilisé le même type de modèle pour examiner la phénologie et la tendance temporelle sur la durée du suivi des échouages de capsules. Notons que pour l'exploration des effets d'autres variables

environnementales, il est impératif d'avoir préalablement pris en compte les variations temporelles liées par exemple à la phénologie, ou à la dynamique de population, d'autant plus que les sites CapOeRa n'ont pas été échantillonnés simultanément et s'échelonnent sur une longue période.

### 3.4. Analyse spatiale

Pour cette analyse, seules les données opportunistes ont été analysées car elles concernent plus de 1000 sites sur tout le pourtour français (cf. Figure 2), contrairement au jeu de données sentinelles qui concerne seulement 30 sites. Cependant le dispositif opportuniste, comme indiqué précédemment ne mesure pas l'effort d'échantillonnage, et n'indique aucune donnée d'absence. Le même type de restructuration des données, à savoir la somme cumulée des comptages sur un mois a donc été appliquée à ces données (cf. 3.3. Analyse temporelle à partir des données CapOeRa opportunistes). Une solution afin d'avoir confiance en ces données, est de voir si lorsque l'on filtre les données opportunistes, le même pattern temporel (phénologie et évolution temporelle) qu'avec les données sentinelles est retrouvé ou non. Par conséquent, une succession de filtres a été établie dans le but de prendre en considération des hypothèses liées au processus d'échantillonnage :

- Le premier filtre est établi de la manière suivante : les sites où une seule capsule a été recensée sur la totalité du programme ont été supprimés. En effet contrairement au protocole Sentinelle qui impose une récolte exhaustive, avec les données opportunistes la donnée d'une seule capsule par visite ne permet pas de savoir s'il n'y avait qu'une seule capsule ou plusieurs, l'observateur a peut être fait remonter une seule capsule. A partir de deux capsules, il est possible de poser l'hypothèse que cela est peut-être plus en relation avec un proxy d'abondance. Il en est de même pour les sites avec seulement une seule sortie. L'enjeu étant d'étudier la phénologie annuelle et la tendance interannuelle, les sites échantillonnés uniquement sur un seul mois et sur une seule année n'ont pas été considérés pour les analyses.
- Le second filtre additionnel consiste à transformer les données filtrées en couple site/observateur en émettant l'hypothèse que chaque couple a eu le même processus d'échantillonnage (en d'autres termes, l'observateur s'est comporté de la même façon).
- Le troisième filtre additionnel mis en œuvre a consisté à conserver les sites ayant eu uniquement un seul observateur. Comme les capsules sont extraites du site s'il y a plusieurs observateurs sur un même site à la même période, l'hypothèse d'indépendance n'est alors pas respectée: en d'autres termes les capsules ramassées par l'observateur « A » ne sont plus

disponibles pour l'observateur « B ». Cela permet de converger vers un jeu de donnée similaire à celui issu du programme Sentinelle.

### Variation spatiale

Au vu des résultats suite aux filtres, le message temporel à l'issue des données du protocole Sentinelle est le même que pour les données du protocole CapOeRa, excepté lorsque les données sont trop filtrées (cf 3<sup>ième</sup> filtre), ainsi il en a été conclu que la base de donnée opportuniste est digne de confiance pour le reste de l'analyse spatiale.

Pour se faire, les estimations du modèle précédent, qui sont le nombre de capsules prédits par le modèle en tenant compte du mois, de l'année, du nombre de sorties et de l'autocorrélation temporelle par site, ont été récupérées et cartographiées à l'aide du logiciel QGIS. Cette étape permet alors de voir les zones susceptibles d'être des sites d'échouages massifs pour les différentes espèces de raies.

### Variables environnementales

Nous avons ensuite cherché à évaluer quelle était l'influence relative de différents facteurs environnementaux, tels que le type d'habitats à proximité des sites, les conditions météorologiques précédentes les sorties, sur le nombre de capsules collectées par sortie (site-date).

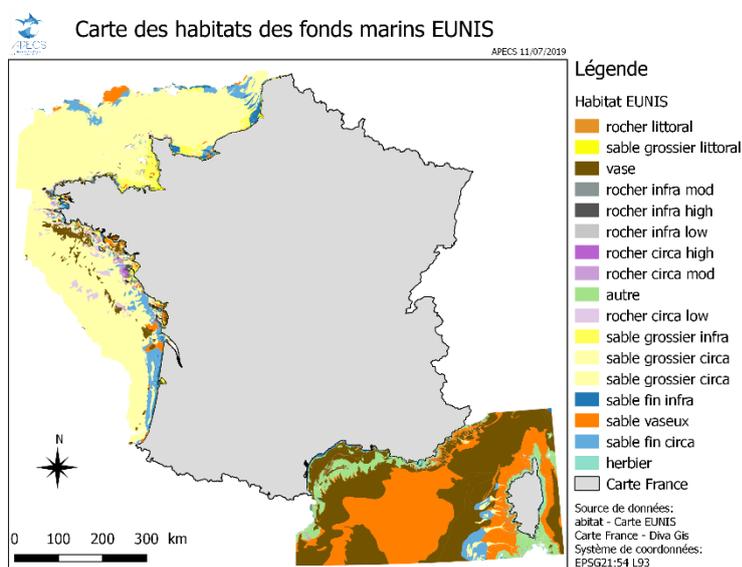


Figure 4 - Carte d'Habitats EUNIS

### Bathymétrie et Nature des habitats

Dans un second temps, ayant pour évaluer l'influence du type d'habitat à proximité des sites sur l'abondance des capsules, les cartes d'habitats EUNIS ont été utilisées (Figure 4).

Elles renseignent à la fois sur le type d'habitats (=substrats) des fonds marins, sur la bathymétrie (étage littoral 0-10 m, infralittoral 10-40 m

et circalittoral plus de 40 m) et sur la tension de cisaillement au fond (basse, modérée et de forte énergie) (Anouar *et al*, 2010). Partant du postulat que les zones de ponte de la plupart des raies recensées sont relativement proches des côtes et proches de l'endroit où les adultes sont observés et pêchés (Clark, 1922), un tampon de 5 km autour des sites d'échouages a été effectué afin d'avoir la description des habitats proche des sites. Un tampon de rayon inférieur à 5 km, trop petit pour

montrer de la variation d'habitats n'a pas pu être réalisé. Le pourcentage de disponibilité de chaque type d'habitat (39 au total) à 5 km des sites a donc été recensé et rajouté au modèle basé sur les prédictions d'échouages de capsules issues du premier modèle statistique. En parallèle, une matrice des corrélations a été effectuée entre les habitats issus du tampon de 5 km afin d'agrèger les habitats en 16 catégories d'habitats/bathymétrie non corrélées entre elles : herbier, rocher circalittoral à basse énergie, rocher circalittoral à moyenne énergie, rocher circalittoral à forte énergie, rocher infralittoral à basse énergie, rocher infralittoral à moyenne énergie, rocher infralittoral à forte énergie, rocher littoral, sable fin circalittoral, sable fin infralittoral, sable grossier infralittoral, sable grossier circalittoral, sable grossier littoral, sable vaseux, vase et autre.

### Météo

Un facteur qui paraît étroitement lié à l'échouage ainsi qu'à la dérive des capsules a été testé, il s'agit de la force du vent pouvant donner des informations sur les tempêtes susceptibles de favoriser l'arrivée de capsules vides échouées sur les plages. La moyenne de la force du vent journalière par mois a été calculée pour chaque année permettant ainsi de voir l'effet du nombre de jours par mois où la force du vent était supérieure ou égale à 15 nœuds, sur la dérive des capsules. Ces données proviennent du Centre National d'Information Environnementale (NCEI) de l'Administration Nationale Océanique et Atmosphérique (NOAA) accessibles en ligne [8].

### Autocorrélation spatiale

Tout comme pour l'autocorrélation temporelle potentielle, entre les sorties rapprochées dans le temps, une corrélation du nombre de capsules échouées entre des sites proches géographiquement (autocorrélation spatiale) est supposée. Par exemple la distribution géographique des sites de pontes en mer augmente potentiellement la probabilité que des nombres plus semblables de capsules soient trouvés sur des plages proches que distantes. L'autocorrélation spatiale a donc été prise en compte dans l'analyse grâce à la fonction «autocov\_dist» au sein du modèle. Celle-ci pondère le poids des sites par une relation de voisinage. Une variation spatiale peut également traduire une variation du nombre de capsule selon la latitude et la longitude, certaines espèces peuvent par exemple avoir une distribution plus septentrionale ou méridionale (Manche, Océan Atlantique ou Mer Méditerranée). Ainsi la variable latitude a été rajoutée au modèle. La variable de la longitude quant à elle varie trop peu pour être prise en compte dans le modèle.

On obtient alors un modèle mixte généralisé avec une négative binomiale comme distribution des erreurs:

$$\text{Nbr de capsules} \sim \text{Mois} + \text{Année} + \text{Nbr sortie} + \text{AS} + \text{Nbr Temp} + \text{Lat} + \text{Habitat 1} + \text{Habitat 2} + \dots + \text{Habitat } n + (1|\text{site})$$

AS : Autocorrélation spatiale

Nbr Temp : Nombre de jours où la force du vent est  $\geq$  à 15 nœuds en moyenne par mois

Lat : Latitude en degré décimal

Habitat n : Proportion en habitat disponible<sup>1</sup>

1|site : Effet du site mis en variable aléatoire car chaque variable environnementale lui est caractéristique

#### 4. Focus sur le PNM EG-PM :

Afin d'avoir une analyse plus fine à une échelle locale, le modèle utilisé auparavant a été lancé sur les sites du Parc naturel marin. Cela permet de comparer et de voir l'importance de la participation du parc au sein du programme CapOeRa au sein du Parc en termes de collectes, de capsules échouées et nombre de sites prospectés. Cela permet également d'avoir un aspect comparatif entre les données au sein du Parc et en dehors, mais également de vérifier si les aspects temporels et spatiaux vus à l'échelle nationale sont visibles à l'échelle locale du Parc.

---

<sup>1</sup> Les habitats sélectionnés au sein du modèle ont été préalablement choisis par une fonction « dredge » permettant de déterminer les habitats les plus sélectionnés et pertinents à garder parmi tous les habitats.

## Résultats

### 1. Description des données

Pour tous dispositifs confondus, 731529 capsules ont été dénombrées au total. Selon les résultats des deux dispositifs étudiés (suivis opportunistes et sentinelles), la raie brunette et la raie bouclée sont les espèces dont le plus de capsules ont été récoltées respectivement 63% et 35% pour les suivis sentinelles et 78% et 16% pour les collectes opportunistes. La raie lisse représente 4% des données CapOeRa et 1% pour les données sentinelles. Les quatre autres espèces (raie douce, raie mêlée, raie étoilée et raie fleurie) représentent quant à elles moins de 1% des données (Figure 5).

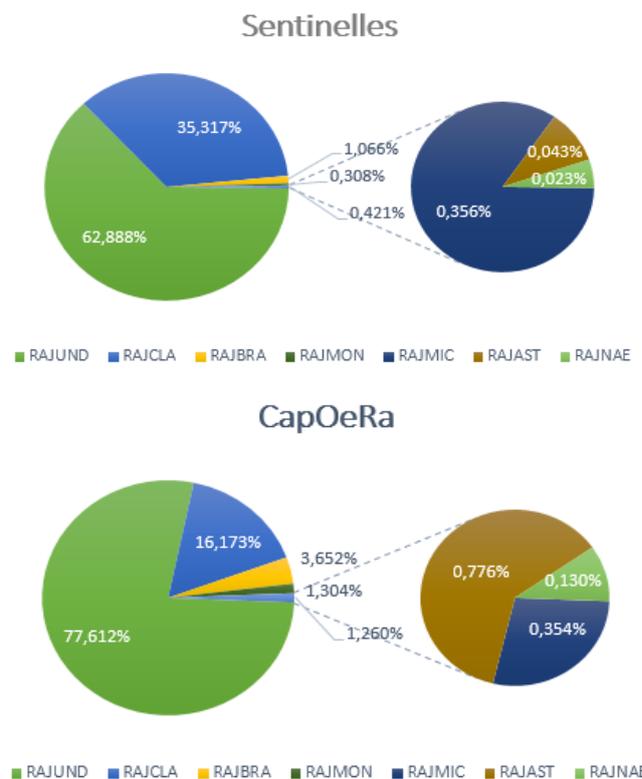


Figure 5- Proportion d'espèces récoltées au sein des deux programmes de l'étude : RAJUND: *Raja undulata*; RAJCLA: *Raja clavata*; RAJBRA: *Raja brachyura*; RAJMON: *Raja montagu*; RAJMIC: *Raja microocellata*; RAJAST: *Raja asteria* et RAJNAE: *Raja naevus*

Les résultats des modèles sur ces variations de participations selon les observateurs et du nombre de sorties pour les données sentinelles sont visibles sur ce Tableau 2 :

Tableau 2 - Résultats du premier model GLM sur l'influence de la durée de participation et le nombre de sorties par observateurs

Variable réponse	Variable(s) explicative(s)	Résultat
Durée de participation des observateurs (nombre de mois)	Nombre de capsules Nombre de sorties « nulles » Distance linéaire de plage Nombre de sorties Sites	p-value > 0,05 n.s
Nombre de sorties des observateurs par mois	Distance linéaire de plage Site	p-value > 0,05 n.s

## 2. Analyse temporelle à partir des données Sentinelle

Les analyses conduites sur le jeu de données Sentinelle ont permis de retenir le modèle (GLM négative binomiale) suivant :

$$(\text{Nombre de capsules par mois}) \sim \text{Mois} + \text{Année} + \text{Nombre de sorties} + \text{Site}$$

L'ensemble de ces variables sont toutes significatives.

Variable réponse	Variabes explicatives	Estimates	P-value
Nombre de capsules par mois	Mois	-3,723 <sup>e</sup> -02	0,00001***
	Année	7,410 <sup>e</sup> -02	0,001**
	Nombre de sorties	3,029 <sup>e</sup> -01	<2 <sup>e</sup> -16 ***
	Site	Dépend des sites	Dépend des sites

## 2.1. Phénologie de l'échouage

L'effet du mois et par conséquent de la saisonnalité sur les échouages a été représenté ci-dessous (Figure 6) pour chaque espèce suivant les deux dispositifs analysés.

Dispositif protocolé Sentinelle:

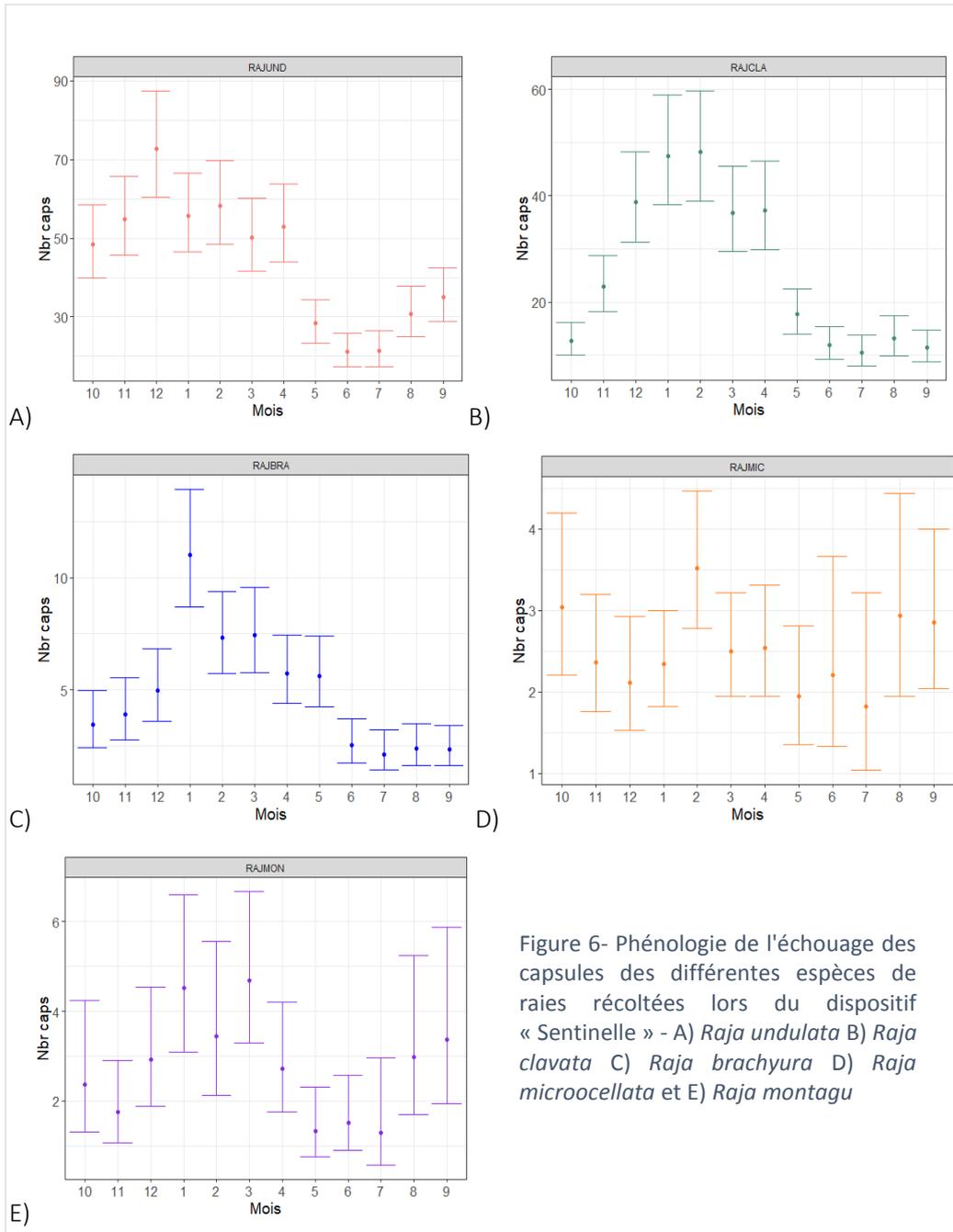
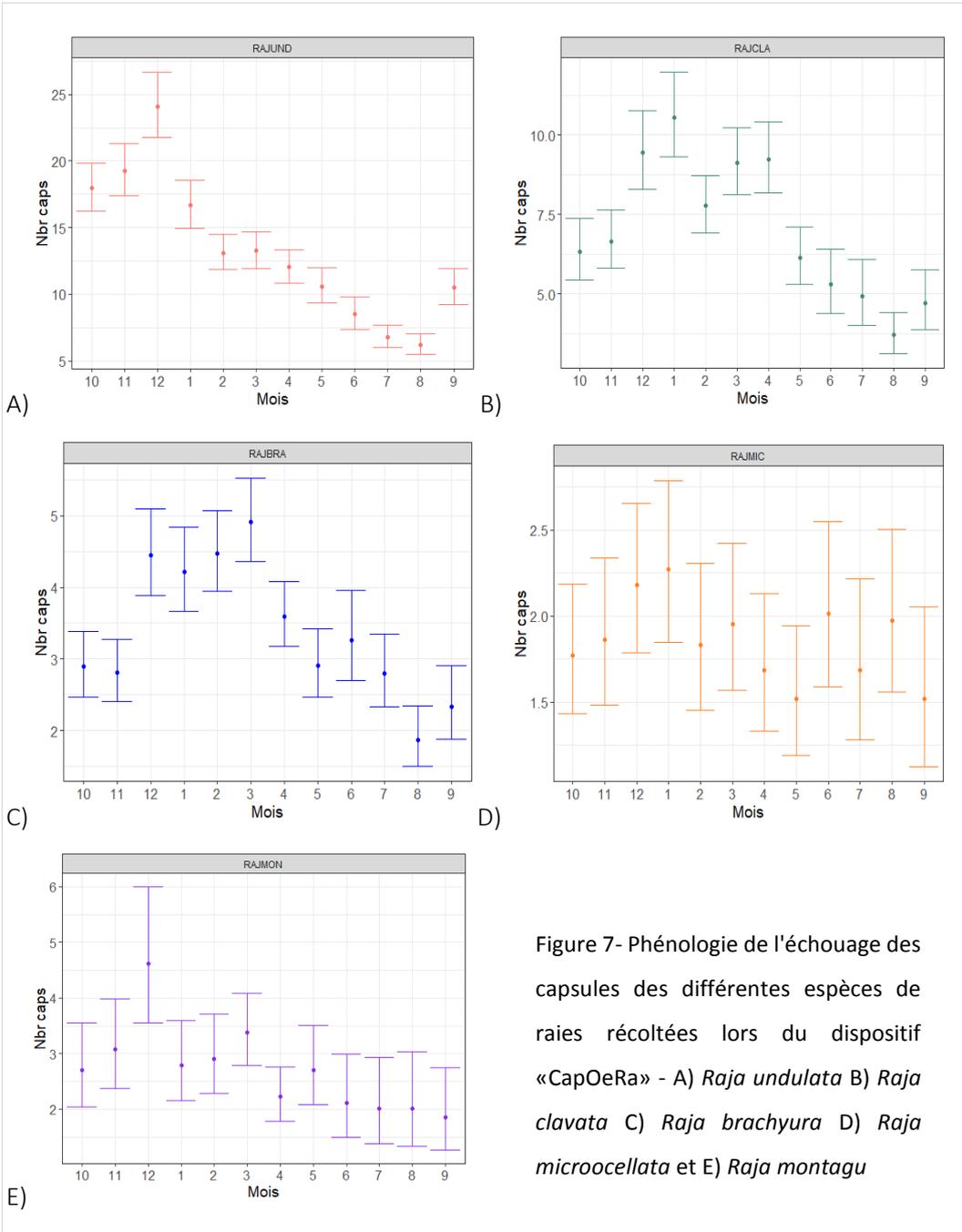


Figure 6- Phénologie de l'échouage des capsules des différentes espèces de raies récoltées lors du dispositif « Sentinelle » - A) *Raja undulata* B) *Raja clavata* C) *Raja brachyura* D) *Raja microocellata* et E) *Raja montagui*

Les trois premiers graphiques représentent les espèces les plus abondantes en termes de capsules. On y observe une phénologie nette avec un pic en hiver (mois d'octobre, novembre, décembre, janvier) suivi d'une diminution en printemps-été (de mars à août). Pour les raies mûlée et douce, le nombre de capsules étant plus faible, la phénologie est moins nette (les intervalles de confiance sont plus étendus), cependant pour la raie douce on peut observer un léger pic hivernal en janvier et une

diminution en été. Les mêmes patrons de distribution sont observés à partir des données opportunistes (Figure 7).

Dispositif CapOeRa opportuniste :



La phénologie de l'échouage des capsules observées est la même avec une tendance à l'augmentation en hiver et à la diminution qui sont bien visibles pour toutes les espèces les plus abondantes (hormis la raie mûlée ici).

## 2.2. Analyse temporelle

A partir du dispositif Sentinelle, une forte augmentation significative du nombre de capsules de la raie brunette A) de 20 capsules en moyenne par sortie et par site en 2011 à 60 capsules en 2017 est observée au cours de la période d'étude (Figure 8). Les capsules de la raie lisse C) ont également une augmentation relativement importante, de deux capsules environ par sortie en 2011 à 12 capsules en 2017. Le nombre de capsules de raie bouclée B) reste relativement stable, avec un léger pic en 2013 et une remontée en 2017, il varie entre 20 et 35 capsules par sortie. Pour la raie mêlée D) le nombre limité de capsules ne permet pas d'évaluer une tendance temporelle significative sur la période d'étude, il en est de même pour la raie douce.

Dispositif protocolé Sentinelles:

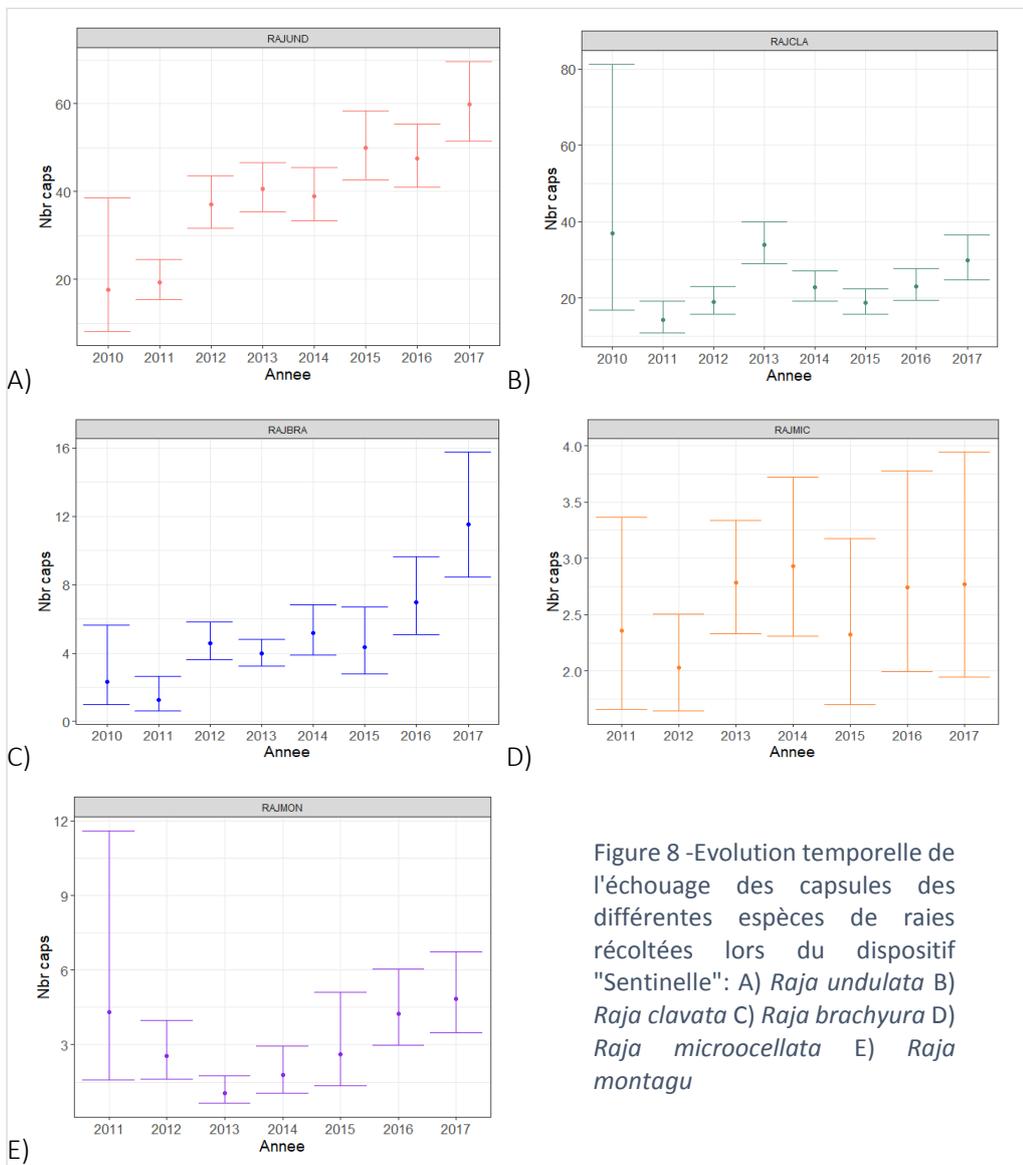
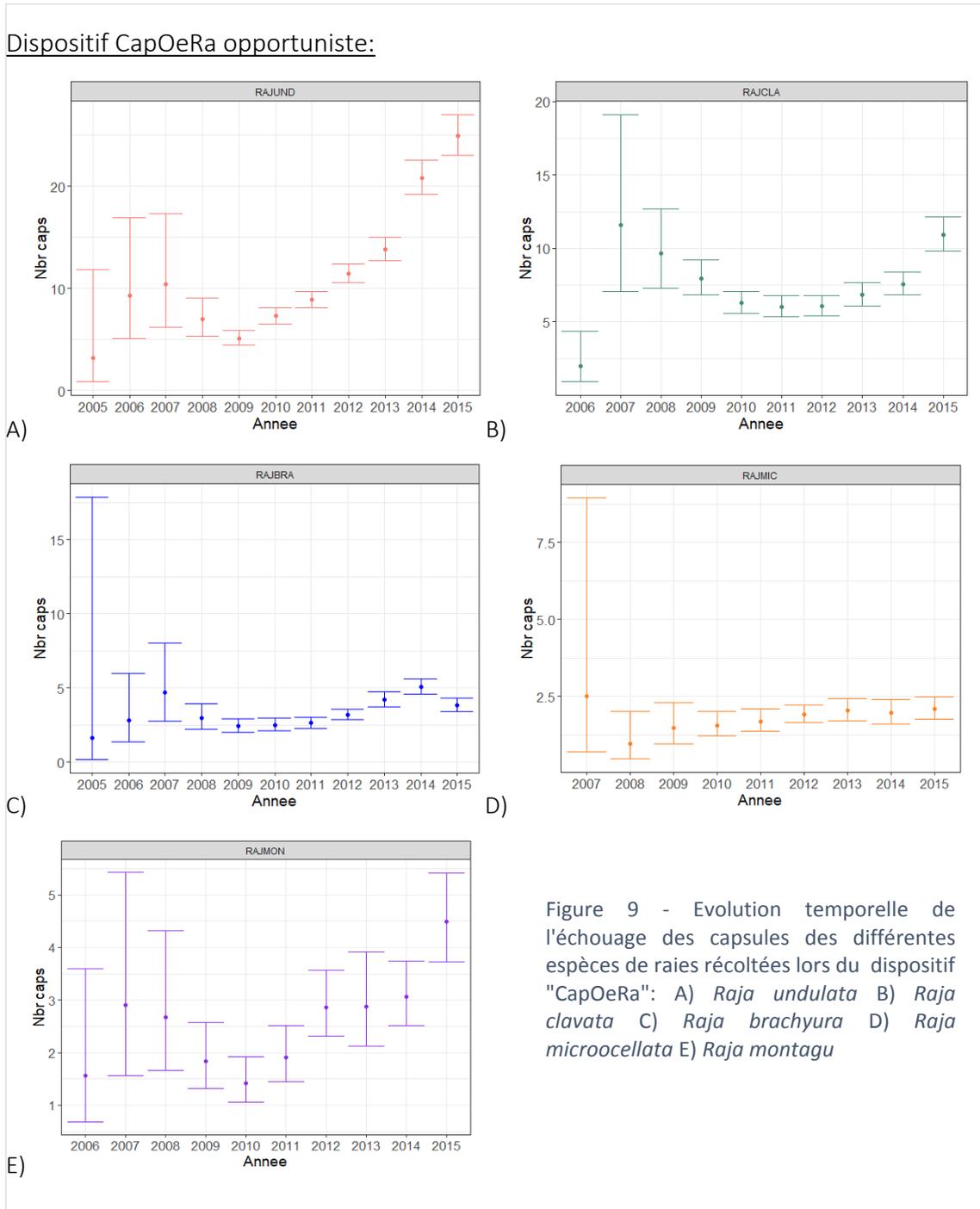


Figure 8 - Evolution temporelle de l'échouage des capsules de différentes espèces de raies récoltées lors du dispositif "Sentinelle": A) *Raja undulata* B) *Raja clavata* C) *Raja brachyura* D) *Raja microocellata* E) *Raja montagui*

Dans le cadre des collectes opportunistes (Figure 9), on observe une augmentation significative du nombre de capsules pour la raie brunette A) à partir de 2009 passant de 5 capsules à plus de 25 capsules par sorties

en 2015. Le nombre de capsules de raie bouclée B) varie entre 6 et 12 capsules par sortie tout au long des années de récolte ne montrant ni une augmentation ni une diminution significative. Le nombre de capsules de la raie lisse C) est stable également, il ne dépasse que très rarement plus d'une dizaine de capsules. Les données pour la raie douce et la raie mêlée ne montrent aucune tendance significative.



En comparaison des deux dispositifs il est tout de fois important de rappeler qu'ils n'ont pas été lancés à la même période. En effet, la collecte opportuniste a commencé en 2005 à l'échelle locale de la Bretagne puis s'est étendue à l'échelle nationale en 2008. Ainsi les premières années ont de grands intervalles de confiances comparés aux années suivantes. La collecte opportuniste a pris fin

en décembre 2015 contrairement aux collectes sentinelles pour lesquelles l'analyse a été effectuée sur des données jusqu'en décembre 2017 et qui avaient débuté en 2011 à l'échelle nationale.

### 3. Analyse spatiale

#### 3.1. Zones d'échouages massifs

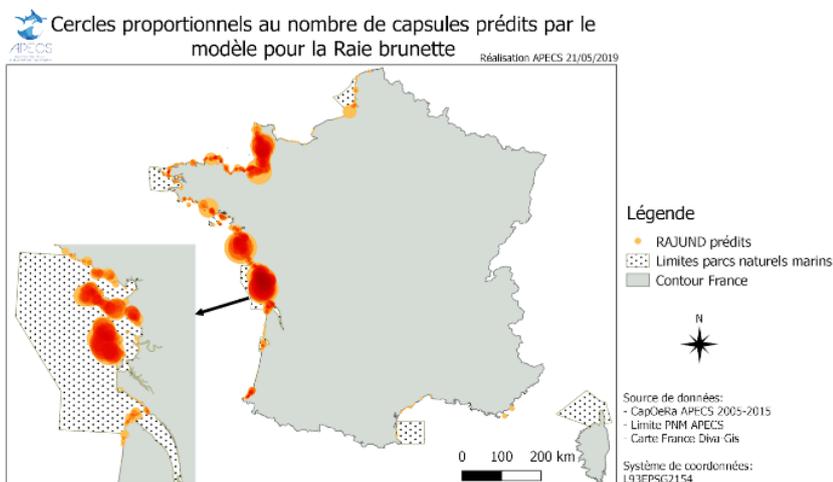


Figure 10 – Zones d'échouages massifs de capsules de Raie brunette (*Raja undulata*)

la Vendée et iii) en majorité au niveau du PNM de l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis.

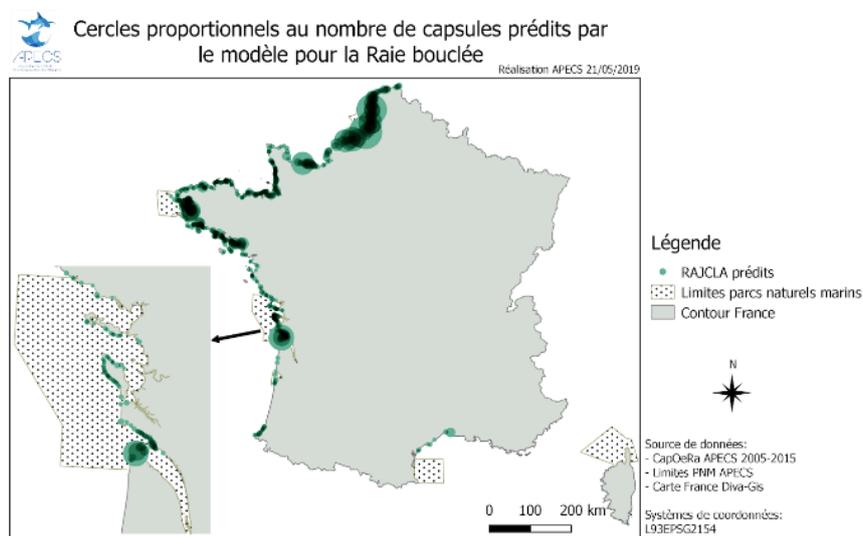
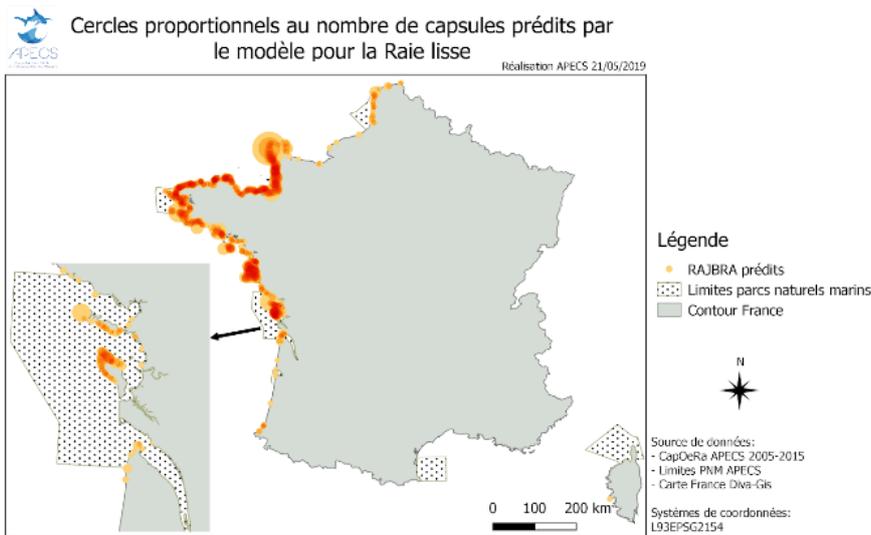


Figure 11 - Zones d'échouages massifs de capsules de Raie bouclée (*Raja clavata*)

Les résultats du modèle ajustés au mois, à l'année, au nombre de sorties et au site sont visibles géographiquement pour les trois espèces les plus abondantes (Figure 10,11 & 12). Les capsules de raies brunettes sont principalement trouvées dans trois zones visibles (Figure 10): i) au niveau de la Manche-ouest dans le Golfe normand breton ii) proche d'une zone dans le sud de

La raie bouclée quant à elle semble avoir des zones importantes d'échouages de ses capsules spécifiquement dans le nord de la France au niveau des plages de la Manche-est, mais également une zone abondante (Figure 11) est également visible en Bretagne et dans une zone au sud du PNM EGMP.

Concernant la troisième espèce de raie dont les capsules sont les plus abondantes, les capsules de



raie lisse sont présentes de manière homogène, excepté quelques sites dans le nord du Golfe normand breton. Elle est retrouvée aussi bien en Manche-ouest qu'en Atlantique (de la Bretagne jusqu'à la Gironde) (Figure 12).

Figure 12 - Zones d'échouages massifs de la Raie lisse (*Raja brachyura*)

De la même manière, des zones spécifiques aux échouages des raies douce, mêlée, fleurie et étoilée ont pu être localisées (cf. Annexe 1). Respectivement les capsules de raies douce ont beaucoup été retrouvées en Vendée, pour la raie mêlée les capsules sont aussi abondantes en Manche ouest qu'en Atlantique sud ; les collectes de capsules de raie fleurie sont peu abondantes contrairement aux autres et ne montrent pas spécifiquement de zones plus abondantes que d'autres. Pour finir, la raie étoilée est uniquement retrouvée en mer Méditerranée et non en Atlantique.

### 3.2. Données environnementales

Après avoir étudié l'effet temporel, une analyse spatiale a été effectuée par l'utilisation du modèle final. L'abondance de capsules récoltées dépend de variables environnementales différentes selon les espèces (Tableau 3). Les capsules de raie brunette sont trouvées en forte abondance dans des sites proches de rochers littoraux, sables grossiers littoraux et infralittoraux alors que les capsules de raie bouclée quant à elles n'apparaissent pas significativement dans les zones rocheuses infralittorales. Les capsules de raie lisse montrent également une corrélation positive et significative entre leur abondance et les rochers infralittoraux à haute énergie, sables grossiers infralittoraux et littoraux ainsi qu'avec les sables fin infralittoraux.

Tableau 3 - Résultats du modèle GLM sur l'effet des habitats et de la bathymétrie sur le nombre de capsules des trois raies côtières les plus abondantes du programme avec ↗ pour une corrélation positive et significative et ↘ pour une corrélation négative et significative et n.s pour non significatif.

Espèce	Couple Habitat/Bathymétrie	P-value
Raie brunette ( <i>Raja undulata</i> )	Nbr Temp	n.s
	Rocher littoraux	↗ p-value >0,05
	Sable grossier littoraux	↗ p-value >0,05
	Sable grossier infralittoral	↗ p-value >0,05
	Latitude	↘ p-value >0,05
	Autocorrélation spatiale	↗ p-value >0,05
	Rocher circalittoral high	n.s
	Rocher à forte énergie	n.s
	Sable infralittoral	↗ p-value >0,05
	Vase	n.s
Raie bouclée ( <i>Raja clavata</i> )	Nbr Temp	↘ p-value >0,05
	Rocher infralittoral high	n.s
	Rocher infralittoral mod	↘ p-value >0,05
	Sable grossier littoral	↗ p-value >0,05
	Sable fin infralittoral	↗ p-value >0,05
	Rocher à forte énergie	n.s
	Latitude	↗ p-value >0,05
	Autocorrélation spatiale	↗ p-value >0,05
Raie lisse ( <i>Raja brachyura</i> )	Nbr Temp	n.s
	Rocher infralittoral low	n.s
	Rocher infralittoral mod	↗ p-value >0,05
	Rocher à haute énergie	↗ p-value >0,05
	Sable grossier infralittoral	↗ p-value >0,05
	Sable grossier littoral	↗ p-value >0,05
	Sable fin infralittoral	↗ p-value >0,05
	Autocorrélation spatiale	n.s

#### 4. Focus PNM EGMP

Sur les plus de 465000 capsules récoltées en CapOeRa opportunistes, plus de 250000 proviennent des sites échantillonnés appartenant au parc marin. En effet 76,8% des données issues du dispositif Sentinelle et 50% des données opportunistes sont issues de collecte sur des sites au sein du parc. En termes d'espèces présentes dans cette zone, deux espèces sont majoritaires; la raie brunette (65% des capsules collectées en Sentinelle et 90,97% en CapOeRa) et la raie bouclée (34% en Sentinelles et 7,84% en CapOeRa). Par opposition moins de 1% des capsules du reste des espèces ont été trouvées sur le territoire du Parc naturel marin.

La Figure 13 montre la phénologie des échouages des capsules pour les raies brunette et bouclée. A l'échelle du territoire du Parc naturel marin, un pic hivernal et une diminution estivale sont observés. Cependant le nombre de capsules plus faible en dehors du parc ne permet pas l'observation d'une tendance aussi marquée même si elle existe.

Les données opportunistes mettent en évidence une augmentation significative du nombre de capsules au fil des années pour la raie brunette (Figure 14) à l'échelle du territoire du PNM EGMP alors que cette augmentation est plus faible hors du Parc naturel marin. Le message obtenu pour les capsules de raie bouclée au sein du Parc et hors du Parc est le même, avec un échouage stable des capsules au fur et à mesure des années.

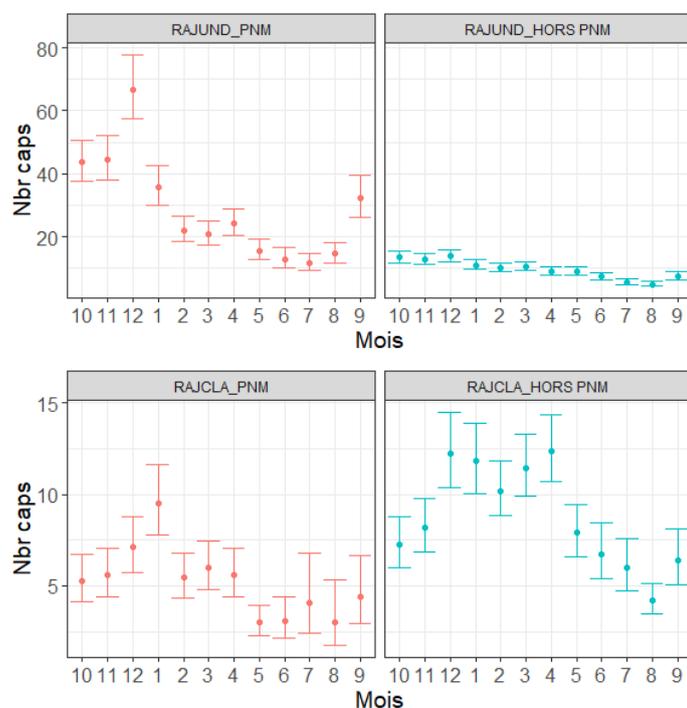


Figure 13 - Phénologie de l'échouage des capsules de respectivement la Raie brunette (haut) et la Raie bouclée (bas) d'après les données issues du parc seul (gauche) et hors parc (droite)

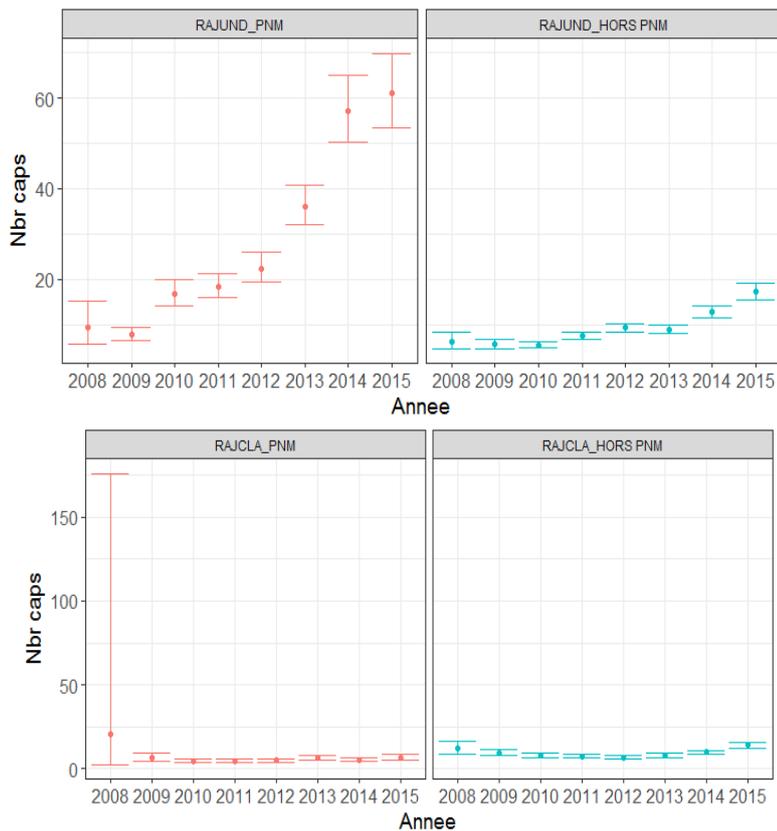


Figure 14 - Evolution temporelle de l'échouage des capsules de Raie brunette (haut) et Raie bouclée (bas) d'après les données issues du parc seul (gauche) et hors parc (droite)

Les données au sein du Parc visualisées sur carte QGIS (Figure 15) montrent une abondance de l'échouage des capsules de raie brunette spécifiquement sur les plages du nord du Parc et notamment autour de l'île de Ré et de l'île d'Oléron. En regardant ces zones sur une carte de bathymétrie (Figure 16) et d'habitat (Figure 17) on peut observer que ce sont des zones rocheuses et sableuses peu profondes (bathymétrie faible à moins de 50 m de profondeur). Concernant la raie bouclée, les capsules semblent s'échouer plus dans le sud du Parc, sur des zones

caractérisées par une faible profondeur et un substrat aussi bien vaseux que sableux, sans trace de de rochers (Figure 18).

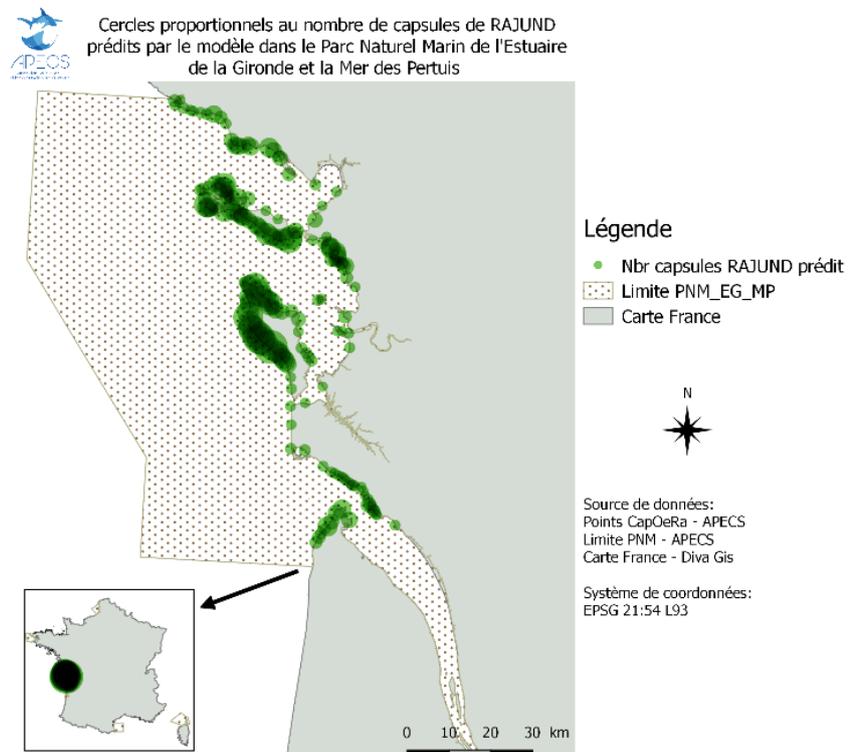


Figure 15 – Zones d'échouages massifs des capsules de la Raie brunette (*Raja undulata*) au sein du PNM EGMP

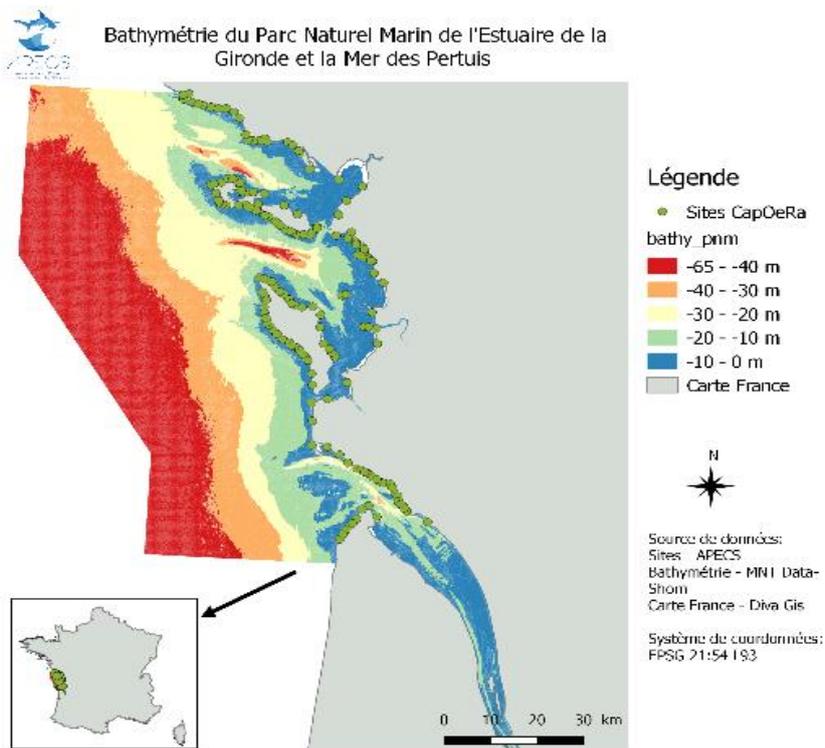


Figure 16 - Carte de la bathymétrie des fonds marins au sein du PNM EGMP

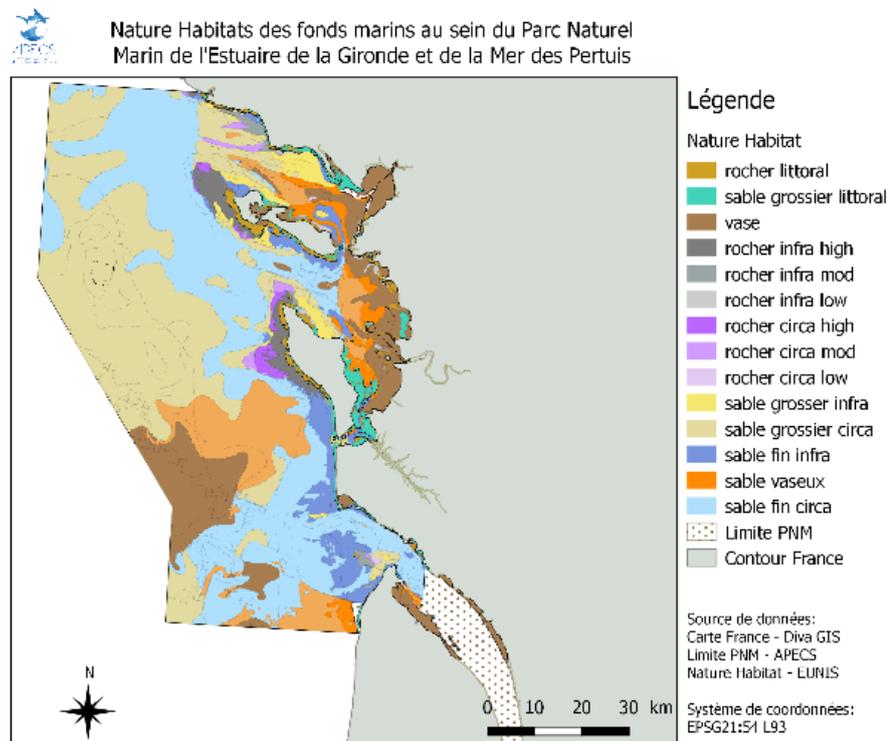


Figure 17 - Carte des habitats des fonds marins au sein du PNM EGMP

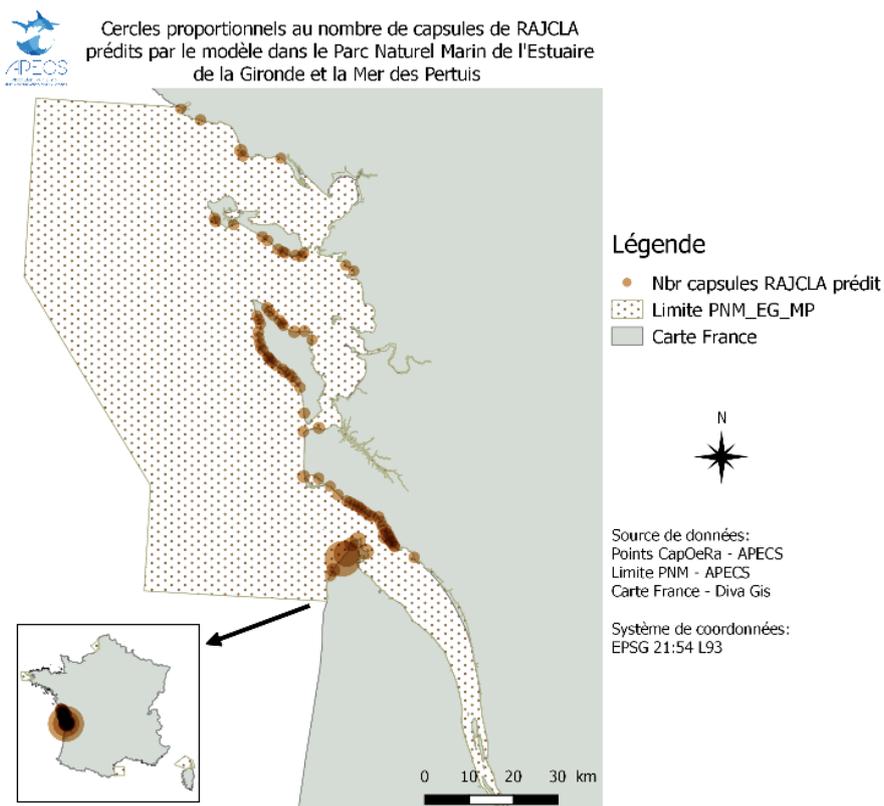


Figure 18 - Zones d'échouages massifs de la Raie bouclée (*Raja clavata*) au sein du PNM EGMP

## Discussion

Ce programme se base sur l'étude des échouages des capsules d'œufs de raies, en supposant qu'elles sont de bons indices de présence des raies dans le milieu naturel. Le travail de recherche relaté dans ce rapport a permis d'observer une saisonnalité des échouages de capsules communes à toutes les espèces avec un pic hivernal et une diminution estivale. Il a également permis d'observer les variations de l'évolution du nombre de capsules par année entre les espèces ainsi que les répartitions géographiques espèce par espèce grâce au très grand jeu de données et ce sur l'ensemble du littoral permettant d'être le plus représentatif possible. En parallèle les comparaisons entre les deux jeux de données (suivis sentinelles et opportunistes) ont permis de s'assurer de leur complémentarité ainsi que de la robustesse des résultats issus d'un programme de sciences participatives. Il n'existe pas, à proprement parlé, de connaissance ni d'analyse sur l'étude des capsules échouées puisqu'il s'agit d'un projet de recherche relativement innovant. Ce rapport consiste alors en une première phase d'analyse.

## 1. Abondance des capsules

D'après les résultats, les capsules s'échouant en majorité sur les plages des côtes françaises appartiennent à la raie brunette (*Raja undulata*), bien qu'il s'agisse de l'espèce la moins connue de l'océan Atlantique nord-ouest (Ellis *et al*, 2014). En effet elle semble mal ou peu échantillonnée dans les autres données disponibles sur les raies côtières que ce soit en criée ou dans les campagnes scientifiques (communication personnelle, APECS ; Du Buit, 1968 ; Clark, 1922). En 2003 puis en 2008 elle est classée par l'UICN dans la catégorie « En Danger » sur la liste rouge des espèces menacées au niveau mondial (UICN, 2009), dans la catégorie "En danger" en Atlantique nord-est (Gibson *et al*, 2008), et dans la catégorie "Données insuffisantes" en France métropolitaine (UICN, 2013). Cette dominance de capsules pour cette espèce peut alors susciter l'interrogation de plusieurs acteurs. Effectivement les données connues à ce jour sur les raies ovipares sont accessibles via des études halieutiques en mer à bord des bateaux de pêches, en criée ou par les statistiques divulguées par les organisations portuaires (Du Buit, 1974). La présence d'une espèce à bord d'un bateau par exemple suppose alors que la pêche a eu lieu sur un habitat favorable au mode de vie de cette espèce. Les taxons catégorisés par les pêcheries sont ainsi dépendants des habitats visés par les pêcheurs. On suppose alors que l'absence de la raie brunette dans les chaluts plus au large et dans d'autres pratiques de pêches est expliquée par une pêche sur un fond non adapté à la vie de l'espèce (*e.g.* sur des profondeurs trop grandes, par conséquent non adaptées à la présence de raie brunette). Une étude sur le statut et la biologie de *Raja undulata* établie en 2012 a permis de souligner la présence de cette espèce en mer côtière à proximité des estuaires et des baies (Ellis *et al*, 2012) là où les chaluts ne vont pas. Ces résultats, qui sont soulignés par cette dominance du nombre de capsules échouées sur les plages, suggèrent une zone de ponte non loin des côtes pour que les capsules puissent être déposées massivement sur le littoral. A contrario la raie lisse est une des espèces les plus abondantes (APECS, communication personnelle) alors que très peu de capsules sont retrouvées sur les plages, ce qui pourrait s'expliquer par le fait qu'il s'agisse d'une espèce vivant au large. La raie bouclée quant à elle arrive en deuxième position en termes d'abondance de capsules sur les plages. Ce résultat ne montre aucune surprise dû au fait qu'elle est considérée comme l'une des espèces les plus communes (Du Buit, 1968 ; Rousset, 2009) et les plus abondantes parmi les espèces capturées par les pêcheurs (Leblanc *et al*, 2014). Les données opportunistes permettent de voir une troisième espèce dont les capsules s'échouent assez abondamment, il s'agit de la raie lisse. De la même façon que pour la raie bouclée, ce résultat semble être en accord avec les connaissances actuelles sur cette espèce. Elle figure au côté de la raie bouclée et de la raie douce parmi les espèces côtières les plus capturées (Leblanc *et al*, 2014 ; Du Buit, 1974 ; Machado *et al*, 2004).

## 2. Phénologie des échouages

Une saisonnalité de l'échouage des capsules vides sur les plages est observée nettement et se traduit par une période hivernale plus importante, qui s'étend d'octobre à avril, suivi d'une diminution estivale. Les mois avec la plus importante quantité de capsules échouées (où les pics sont visibles) sont les mois de décembre, janvier et février, on suppose alors une période d'échouage des capsules durant ces mois-là. Les observations de Clark sur la période d'incubation des œufs de *Raja sp.* qui dure entre 4 et 14 mois (cf 1. Espèces étudiées, p11) ont permis d'identifier la période de avril-mai-juin (=printemps) en tant que période de ponte la plus fréquente. Toutefois cette information est à prendre avec précaution car les données proviennent d'observation en pêcheries hors il s'agit de la saison de pêche intensive durant cet espace de temps-là. Néanmoins en additionnant ces deux informations grâce à l'étude de Serra-Pereira *et al*, en 2015 avec les résultats obtenus, on estime la période d'incubation de la raie brunette à 6 mois. Ce qui permet alors d'établir un cycle avec une reproduction en hiver (ce qui correspond aux observations de Coelho & Erzini en 2006), une phase de ponte en printemps et l'éclosion en fin d'été-automne qui explique l'abondance de capsules vides échouées en hiver (Rohr, A. communication personnelle). La temporalité de l'échouage des capsules de raie bouclée, de raie lisse et de raie douce observée dans le cadre de cette analyse suggère un cycle de reproduction très ressemblant à celui de la raie brunette. Seul un décalage entre les pics d'abondance en hiver est observé selon les espèces. Les capsules de raies bouclées et lisses sont principalement récoltées entre janvier et mars (cf. Figure 6 et 7) tandis que celles des raies brunettes plutôt en décembre. Ces décalages ainsi que ces périodes d'échouages peuvent être aussi bien liés aux cycles de reproduction des espèces concernées, comme aux conditions météo-océaniques. On émet l'hypothèse que la période d'échouage est plus importante en hiver à cause des conditions qui sont plus propices aux tempêtes, aux vents ouest dominants, à la forte houle, pouvant alors être une potentielle explication au fort nombre de capsule durant cette période. Il est cependant important de noter que cette différence de saisonnalité des échouages selon l'espèce, additionnée à la ressemblance des résultats entre les deux bases de données nous permet de se rassurer quant à la confiance dans les résultats obtenus ( patrons phénologiques détectés). Seule la phénologie de la raie douce ne montre pas la même tendance d'échouages par mois selon la base de données considérée, ce qui s'explique probablement par la différence du nombre de capsules collecté: à savoir 6070 capsules en CapOeRa opportuniste pour seulement 740 capsules en sentinelles. Le modèle utilisé nécessitant un grand nombre de paramètres à prendre en considération, demande une base de

données avec un large nombre de capsules, d'où la différence de patrons observés entre les protocoles.

### 3. Evolution temporelle interannuelle des échouages

L'analyse dans ce rapport a permis d'évaluer l'évolution du nombre de capsules pour chaque espèce sur différents sites pendant plusieurs années consécutives. Les résultats montrent des différences de tendances évolutives selon les espèces. L'échouage des capsules de raie brunette a tendance à augmenter au cours du temps d'après le modèle statistique utilisé. Les données opportunistes montrent une augmentation du nombre de capsules en moyenne par site non négligeable de 2009 à 2015 (cf. Figure 9). Cette augmentation est validée par le dispositif « Sentinelle » standardisé qui montre une augmentation à partir de 2010 jusqu'en 2017 du dépôt des capsules. Le modèle statistique utilisé tient compte de l'effet du nombre de collectes et par conséquent de la participation sur le nombre de capsules calculé, on élimine alors un effet de « succès » du programme capable d'expliquer cette augmentation. Au cours des dix dernières années, on a donc une dominance du nombre de capsules appartenant à la raie brunette sur l'ensemble des raies côtières françaises. Cette dernière est la cible de plusieurs questionnements suite à une interdiction de débarquement en 2009 par l'Union Européenne justifiée par un manque de données le concernant (Le Blanc *et al*, 2014). Pourtant la forte présence de cette espèce ressentie par les pêcheurs en mer a amené plusieurs débats quant à la mesure de prévention mise sur celle-ci. En 2012, le Conseil International pour l'Exploration de la Mer (CIEM) a levé l'interdiction de pêche et autorisés les pêches scientifiques et quelques petits quotas dû à un manque de données malgré que l'espèce reste quand même à risque en raison de sa répartition en patch.

L'échouage des capsules de raies bouclées ne montre pas de tendance significative, les données opportunistes permettent d'observer une très légère diminution entre 2008 et 2011 puis une remontée en 2015. Les données sentinelles ont tout d'abord une échelle différente, le nombre de capsules de raie bouclée est plus important (probablement lié aux sites échantillonnés). Cependant la courbe est la même avec un nombre de capsules qui varie peu selon les années, qui est d'environ 25 capsules par sortie en moyenne malgré un pic en 2013 que l'on ne retrouve pas dans les données opportunistes. Cette différence peut tout simplement s'expliquer par un pic de capsules à un endroit donné sur une des plages échantillonnées uniquement lors de suivis en sentinelles par exemple. Le nombre de capsules provenant de la raie lisse est resté relativement stable au cours des années, seule une légère augmentation est observée de 2015 à 2017. Cependant ce nombre reste très faible en comparaison avec celui de la raie brunette. Le nombre de capsules appartenant à la raie douce et

la raie mêlée est très faible en moyenne compar e aux autres, entre une et six capsules par sortie pour un site. Aucune tendance à l'augmentation ou diminution n'est observ e. Ces derniers résultats suscitent des interrogations lorsque l'on met en relation les résultats obtenus lors d'une étude récente de Marandel *et al*, 2018, qui visait à déterminer une évolution au long terme des populations de raies. Dans cette étude, les raies lisse, bouclée et douce ont montré un déclin des populations depuis les années 1990. Toutes les espèces considérées sont soumises à des quotas de pêches étant donn e qu'elles sont très vulnérables à la pêche mais cela n'empêche pas les prises accessoires lors des pratiques halieutiques. (Chevolot *et al*, 2006).

## 4. Analyse spatiale

### 4.1. Raie brunette

La distribution spatiale des zones d'échouages massifs des capsules de raies a permis d'identifier des secteurs importants en fonction des espèces. La raie brunette a été échantillonnée sur tout le pourtour français. Cependant, les analyses tenant compte des différents paramètres tels que les années, les mois, le nombre de collectes et les sites, elles permettent d'établir des secteurs bien spécifiques aux échouages notamment dans le Golfe normand-breton et dans la Mer des Pertuis. Les travaux de Stephan *et al* en 2015 lors du projet RECOAM ont permis de délimiter deux zones particulièrement significatives en termes de présence de raies qui sont le Golfe normand-breton et le Pertuis charentais-estuaire de la Gironde, ce qui permet de renforcer une nouvelle fois les résultats trouv es ici.

La question qui se pose alors est quels sont les paramètres physiques et environnementaux pouvant expliquer cette distribution ? L'analyse finale montre que les capsules de raie brunette sont plus retrouvées au sud significativement. C'est-à-dire que plus on descend en latitude, plus on a de chance de voir des capsules de raie brunette échouées notamment sur les plages des Pertuis-charentais. L' tat de l'art sur l'espèce a permis de savoir qu'il s'agit d'une espèce c otiere retrouvée généralement à moins de 50 m de profondeur (*cf.* 1. Espèces étudiées, p11). Les analyses ont pu démontrer que les capsules de cette espèce sont significativement plus abondantes sur les plages à proximité desquelles les habitats tels que les rochers littoraux, les sables grossier infralittoraux ou encore les sables fins infralittoraux sont bien repr esent es. On retrouve alors les caractéristiques d'une espèce qui vit dans les eaux peu profondes et serait susceptible de pondre ses œufs à proximité de ces types d'habitats. Un des facteurs environnementaux possiblement li e à la dérive des capsules est le facteur des tempêtes. La variable « nombre de jours où le vent est supérieur à 15 n euds par mois » a été

rajoutée au modèle statistique. Cependant les résultats du modèle final ne montrent aucun effet des tempêtes sur l'échouage de capsules de la raie brunette lorsqu'il prend tous les autres paramètres en compte. Une étude plus fine sur la donnée tempête pourrait être intéressante en y ajoutant les orientations des vents pour avoir plus de détail ainsi que les autres variables liées à l'environnement (courant de fond, houle, force des vagues, marée, etc.).

#### 4.2. Raie bouclée

La raie bouclée est une espèce jusqu'ici très commune dans les eaux européennes. Contrairement à la raie brunette, ses capsules sont uniformément retrouvées sur les façades de la Manche et de l'Atlantique. Certaines zones se démarquent plus que les autres, elles s'échouent majoritairement sur les plages du nord de la Manche et beaucoup sont également retrouvées sur les plages du Finistère. Cette forte abondance au nord de la Manche rejoint les résultats trouvés par le projet RAIMOUEST où l'espèce est généralement plus observée à l'est de la Mer du Nord et peu dans le Golfe normand breton (Le Blanc *et al*, 2014). Une étude visant à déterminer les espèces d'élasmobranches présentes en Bretagne par le biais des chalutiers a permis de montrer la présence de cinq espèces différentes dont la plus commune est la raie bouclée (Rousset,1990). Cette information permet alors de confirmer et d'expliquer cette abondance en capsules sur les plages du Finistère notamment en baie de Douarnenez. D'après le modèle statistique utilisé, les capsules de raie bouclée sont retrouvées significativement plus dans le nord de la France à proximité de zones avec un substrat composé de sables grossiers littoraux et sables fins infralittoraux. Les zones rocheuses semblent être anti-corrélées significativement à l'échouage des capsules. Ainsi les capsules sont moins abondantes dans les sites à proximité desquels les zones rocheuses sont bien représentées. Ce résultat pourrait s'expliquer par une préférence de cette espèce pour des sites de pontes dans des habitats non rocheux (grandes zones de sables grossiers et sable fin) (ce qui est observé par les pêcheurs, communication personnelle, APECS) ou potentiellement par un taux de décrochage des capsules différent selon le substrat ? (moins dans les rochers car « coincées » entre les roches ?) A l'inverse de la raie brunette, la raie bouclée montre une corrélation significative du nombre de jours de tempêtes cependant elle est négative. Ce résultat peu probable suscite beaucoup d'interrogations ce qui conseille une nouvelle fois une étude plus fine sur ces facteurs externes. Les données archivées sur la raie bouclée ont permis d'établir une espèce plus ou moins côtière (entre 50 et 150 m) typiques des sables grossiers. De plus la saisonnalité observée de l'échouage des capsules est cohérente avec le déplacement connu de l'espèce vers des zones côtières peu profondes en été pour la reproduction.

### 4.3. Raie lisse

L'analyse des données sur l'échouage des capsules de raies lisses montre que les capsules sont plus nombreuses aussi bien sur les côtes de la Manche ouest dont beaucoup à la pointe du Golfe normand-breton, qu'au nord de la façade Atlantique jusqu'à l'estuaire de la Gironde. On suppose alors une forte présence de cette espèce-là dans ces zones. Les enquêtes auprès des pêcheurs effectuées par Leblanc *et al* en 2014 ont permis de confirmer cette hypothèse. Les pêcheurs indiquent qu'elle est « localement dominante dans le Golfe normand-breton », tout comme les observations du projet RECOAM peuvent le valider (Stephan *et al*, 2015). Elle a longtemps figuré parmi les espèces côtières les plus débarquées par les pêcheries (Walker *et al* 1997), cependant la majeure partie des analyses et observations ont été effectuées dans la Manche ou dans le nord de l'Europe mais peu sur la façade Atlantique, il serait alors judicieux d'effectuer des analyses et/ou enquêtes plus au sud du littoral français afin d'avoir plus de connaissances quant à sa répartition.

D'après Le Blanc *et al*, 2014, il s'agit d'une espèce ayant une distribution divisée en patch, tout comme la raie brunette. Les capsules de raies lisses sont retrouvées significativement sur des plages à fonds durs. Elles sont à proximité de rocher infralittoraux, à forte énergie, de sables grossiers infralittoraux, de sables grossiers littoraux mais également de sables fins infralittoraux. D'après l'analyse de l'échouage des capsules, la raie lisse serait une espèce plutôt côtière présente en zone littorale et infralittorale. Ces résultats apparaissent en cohérence avec la littérature et les dires d'experts (*cf.* 1. Espèces étudiées). Comparativement aux autres variables environnementales testées (latitude, nombre de jour de tempêtes, etc.), la présence de sables grossiers explique plus significativement la variation spatiale des capsules des raies lisses.

### 5. L'importance du Parc Naturel Marin de l'estuaire de la Gironde et la mer des Pertuis

D'après les analyses précédentes, le Parc Naturel Marin de l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis est un endroit où les échouages de capsules d'œufs de raies sont très importants, ils représentent près de la moitié des données récoltées dans le cadre du programme CapOeRa (aussi bien en nombre de capsules ; 244046 sur 465631 capsules que de sorties ; 5262 sur 11037 sorties). Il est l'une des principales zones d'échouages des œufs de raie brunette. Ces zones d'échouages additionnées au type de substrats connus dans le Parc marin permettent d'émettre l'hypothèse d'une abondance en raie brunette au sein du Parc et plus précisément proche des îles de Ré et d'Oléron (Figure 15). Afin de valider cette hypothèse, il serait intéressant de regarder et d'étudier plus en détail

la faune marine au sein du Parc afin de s'assurer d'une présence de zones utilisées en tant que nurserie de cette espèce en question dans un but final de conservation en faisant des observations en plongée par exemple ou par participation des citoyens. Il s'agit ici d'un enjeu majeur en termes d'objectifs du plan de gestion du Parc et permettrait une certaine réflexion sur les réglementations des pêches de raies, sur l'utilisation du Parc par les acteurs et permettrait d'apporter de nouvelles informations nécessaires à l'exploitation et à la conservation de ces espèces à mettre en place sur ces zones dans le PNM. Ce type d'étude comme celle-ci permet alors d'avoir plus de connaissances quant à la distribution de la raie brunette bien qu'elle reste à confirmer car il s'agit ici d'une abondance de capsules vides et non de spécimens observés. La raie bouclée qui est elle aussi présente dans le Parc malgré une plus faible quantité de capsules recensées en moyenne par sortie et par site est une espèce elle aussi classée par l'UICN en tant qu'espèce « vulnérable ». Elle a été victime de surpêche qui a causé son déclin, expliquant alors la mise en place de quotas à son égard. Il est donc important de mettre en place des moyens de gestion efficaces et ciblés pour chaque espèce afin de permettre leur renouvellement ou a minima leur stabilité dans les zones de pêcheries intenses. Ces objectifs entrent dans le cadre des missions du Parc qui sont d'assurer et améliorer la « connaissance du milieu marin, la protection du patrimoine marin et le développement durable des activités maritimes » [9].

## 6. Comparaison des deux protocoles

Dans cette étude, la saisonnalité ainsi que l'évolution temporelle des échouages ont été analysées à deux reprises ; à la fois pour les données protocolées du dispositif Sentinelle et pour les données opportunistes. La similarité des analyses, malgré les deux jeux de données différents permet d'avoir confiance aux résultats issus de bases de données ayant été récoltées via la collecte de données opportunistes dans le cadre d'un programme de sciences participatives. En effet le fait de retrouver des patterns de distribution temporels identiques entre ces deux dispositifs suggère une robustesse des résultats obtenus à partir de collectes opportunistes à large échelle. Les programmes mis en place sur la base d'un protocole standardisé ont pour but d'éviter les biais, notamment les erreurs d'observations, l'irrégularité des collectes, le choix des sites au hasard, le ramassage non exhaustif des plages, etc. Ainsi une similarité de résultats avec des données non standardisées, où aucune règle n'est appliquée, permet d'augmenter la plus-value de ces données-là. Dans le cas du programme CapOeRa, on différencie l'effort d'échantillonnage qui est quantifié et standardisé dans un suivi sentinelle alors qu'il est inconnu dans l'autre (données opportunistes). Il est difficile, voire impossible dans le cadre de l'analyse de ces données opportunistes de quantifier et mesurer ou récupérer la

donnée extérieure pour chaque variable à tester depuis plusieurs années lorsque les suivis sont irréguliers dans le temps et l'espace. Une solution serait de privilégier des protocoles opportunistes pour travailler à grande échelle tout en continuant des suivis standardisés plus allégés pour avoir confiance, puis d'adapter les protocoles ensuite en fonction des questions qui émergent des protocoles et des suivis. De manière générale, les conclusions sur les données issues de ce programme de sciences participatives sont positives quant à la fiabilité des résultats.

## 7. Limites de l'étude

Toutefois, dans le cas du programme CapOeRa en plus du modèle proposé comprenant plusieurs variables explicatives, le modèle statistique demande une très grande quantité d'informations (e.g. nombre de capsules) afin d'expliquer au mieux les variations temporelles et spatiales observées. La particularité du modèle statistique proposé dans cette analyse est qu'il prend en compte de nombreuses variables, celle des habitats condensée avec celle de la bathymétrie (16 au total), en plus des données individuelles de chaque paramètre (année, mois, nombre de sorties, etc). Cela a pour exigence d'avoir un très grand nombre de lignes dans le modèle donc par définition d'avoir un très grand nombre de capsules, d'avoir une distribution la plus vaste possible au cours du temps et l'espace pour tous les sites mesurés.

De plus, beaucoup de données recueillies sur les raies aujourd'hui sont issues d'enquêtes auprès des pêcheurs, or il est difficile de comparer des données de pêches avec un lien direct à l'espèce et aux populations avec des données de capsules vides échouées sur la plage. Beaucoup de paramètres rentrent en jeu concernant la dérive des capsules et leur nombre, notamment le courant benthique qui va jouer sur les capsules ramenées dans la laisse de mer, l'orientation des courants, et des vents. La dérive va avoir un lien avec si c'est une espèce plus au large ou plus côtière ainsi le nombre de capsules sur le littoral sera forcément relié à cette information là (Leblanc et al, 2014), etc. Ainsi ces évolutions temporelles concernant les échouages de capsules sont à prendre avec précaution. Il est tout de même important de souligner que les analyses effectuées dans ce rapport prennent en compte un maximum de biais et de corrélations entre les variables. A noter que le modèle statistique utilisant le nombre de jours de tempêtes dans le mois n'a pas changé la phénologie des échouages et qu'elle est restée différente selon les espèces, ce qui a permis alors d'avoir confiance sur le messages d'échouages des capsules et nous a permis de savoir que les tempêtes n'expliquent pas toute la variabilité spatiale observée.

Il serait intéressant à la suite de cette étude de reprendre les analyses exclusivement sur les variables environnementales grâce aux données de marées, et de courants afin d'avoir une réponse à la question de l'influence de ces paramètres sur l'abondance de capsules échouées sur les plages.

## Bibliographie

- Bentz, E., Joigneau-Guesnon, C., *et al.* 2016. Sciences participatives et biodiversité. Conduire un projet pour la recherche, l'action publique, l'éducation. Guide de bonnes pratiques. *Collectif National Sciences Participatives-Biodiversité*.
- Baum, J.K., Myers, R.A., Kehler, D.G., Worm, B., Harley, S.J., Doherty, P.A., 2003. Collapse and Conservation of Shark Populations in the Northwest Atlantic. *Science*, vol 299
- Bayraktarov, E., Ehmke, G., O'Connor, J., Burns, E.L., Nguyen, H.A., McRae, L., Possingham, H.P., Lindenmayer, D.B., 2019. Do big unstructured biodiversity data mean more knowledge? *Frontiers in Ecology and the Environment* 6.
- Brander, K., 1981. Disappearance of common skate *Raja batis* from Irish Sea. *Macmillan Journals Lid.* 290, 48-49
- Cailliet, G.M., Musick, J.A., Simpfendorfer, C.A., Stevens, J.D., 2005. Ecology and life history characteristics of chondrichthyan fish. Sharks, rays and chimaeras: the status of the chondrichthyan fishes. *IUCN SSC Shark Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.*
- Camhi, M., Fowler, S.L., Musick, J.A., Bräutigam, A. and Fordham, S.V. (1998) Sharks and their Relatives – Ecology and Conservation. *IUCN/SSC Shark Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.* iv + 39 pp.
- Casey, J.M. and Myers, R.A., 1998. Near Extinction of a Large Widely Distributed Fish, *Science* 281, 690
- Chevolot, M., Ellis, J.R., Hoarau, G., Rijnsdorp, A.D., Stam, W.T., Olsen, J.L., 2006. Population structure of the thornback ray (*Raja clavata* L.) in British waters. *Journal of Sea Research* 56, 305–316.
- Clark, R.S., 1922. Rays and Skates (Raiø e) No. 1.—Egg-Capsules and Young. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 12, 578–643.
- Coelho, R., Erzini, K., 2006. Reproductive aspects of the undulate ray, *Raja undulata*, from the south coast of Portugal. *Fisheries Research* 81, 80–85.
- Coelho, R., Erzini, K., 2002. Age and growth of the undulate ray, *Raja undulata*, in the Algarve (southern Portugal). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 82, 987–990.

- de Heer, M., Kapos, V., ten Brink, B.J.E., 2005. Biodiversity trends in Europe : development and testing of a species trend indicator for evaluating progress towards the 2010 target. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 360
- Dickinson, J.L., Zuckerberg, B., Bonter, D.N., 2010. Citizen science as an ecological research tool: challenges and benefits. *Annual review of ecology, evolution, and systematics* 41, 149–172.
- Du Buit, M.H., 1960. Les Raies de la pêche hauturière française (Atlantique, Manche et Mer du Nord).
- Du Buit, M.H., 1968. Les Raies de la pêche française= Ecologie et morphométrie des principales espèces atlantiques. *Océanographie Biologique*
- Du Buit, M.H., 1974. Contribution à l'étude des populations de raies du Nord-Est Atlantique des îles Féroé au Portugal.
- Du Buit, M.H., 1975. The Ovarian Cycle of the cuckoo ray, *Raja naevus* in the Celtic Sea. *CNRS, Lab. Bio. Mar.*
- Dulvy, N.K., Metcalfe, J.D., Glanville, J., Pawson, M.G., Reynolds, J.D., 2000. Fishery Stability, Local Extinctions, and Shifts in Community Structure in Skates. *Conservation Biology*. 14
- Ellis, J.R., Cruz-Martinez, A., Rackham, B.D., Rogers, S.I., 2005. The distribution of chondrichthyan fishes around the British Isles and implications for conservation. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* 35, 113.
- Ellis, J.R., McCully, S.R., Brown, M.J., 2012. An overview of the biology and status of undulate ray *Raja undulata* in the north-east Atlantic Ocean. *Journal of Fish Biology* 80, 1057–1074.
- Ellis, J.R., Shackley, S.E., 1995. Observations on egg-laying in the thornback ray. *Journal of Fish Biology*, 46.
- Gardiner, M.M., Allee, L.L., Brown, P.M., Losey, J.E., Roy, H.E., Smyth, R.R., 2012. Lessons from lady beetles: accuracy of monitoring data from US and UK citizen-science programs. *Frontiers in Ecology and the Environment* 10, 471–476.
- Gibson, C., Valenti, S. V., Fordham, S. V. & Fowler, S. L., 2008. The Conservation of Northeast Atlantic Chondrichthyans : *Report of the IUCN Shark Specialist Group Northeast Atlantic Red List Workshop. Newbury: Nature Bureau.*
- Gregory, R.D., van Strien, A., Vorisek, P., Gmelig Meyling, A.W., Noble, D.G., Foppen, R.P.B., Gibbons, D.W., 2005. Developing indicators for European birds. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 360, 1454
- Hamdi, A., Vasquez, M., Populus, J., 2010. Cartographie des habitats physiques Eunis – Côtes de France. *Convention Ifremer/AAMP*
- Holden, M.J., Rout, D.W., Humphreys, C.N., 1971. The Rate of Egg Laying by Three Species of Ray. *ICES Journal of Marine Science* 33, 335–339.

- Houlier, F., Merilhou-Goudard, J-B. 2016. Les Sciences participatives en France. Etat des lieux, bonnes pratiques & recommandations. *Mission Sciences Participatives*.
- Kobori, H., Dickinson, J.L., Washitani, I., Sakurai, R., Amano, T., Komatsu, N., Kitamura, W., Takagawa, S., Koyama, K., Ogawara, T., 2016. Citizen science: A new approach to advance ecology, education, and conservation. *Ecological research* 31, 1–19.
- Kosmala, M., Wiggins, A., Swanson, A., Simmons, B., 2016. Assessing data quality in citizen science. *Frontiers in Ecology and the Environment* 14, 551–560.
- Leblanc, N., Tetard, A., Legrand, V., Stephan, E., Macé, L.H., 2014. RAIMOUEST: la pêche française de raies dans le golfe normand-breton.
- Loh, J., Green, R.E., Ricketts, T., Lamoreux, J., Jenkins, M., Kapos, V., Randers, J., 2005. The Living Planet Index : using species population time series to track trends in biodiversity. *Phil. Trans. R. Soc. B*. 360
- Machado, P.B., Gordo, L.S., Figueiredo, I., 2004. Skate and ray species composition in mainland Portugal from the commercial landings. *Aquat. Living Resour.* 17 231-234
- Marandel, F., Lorance, P., Trenkel, V.M., 2018. Determining long-term changes in a skate assemblage with aggregated landings and limited species data. *Fisheries Management and Ecology*.
- Maravelias, C.D., Tserpes, G., Pantazi, M., Peristeraki, P., 2012. Habitat Selection and Temporal Abundance Fluctuations of Demersal Cartilaginous Species in the Aegean Sea (Eastern Mediterranean). *PLoS ONE* 7(4)
- Morey, G, Barker, J., Hood, A., Gordon, C., Bartolí, A., Meyers, E.K.M., Ellis, J., Sharp, R., Jimenez-Alvarado, D. & Pollom, R. 2019. *Squatina squatina*. *The IUCN Red List of Threatened*
- Musick, J.A., Burgess, G., Cailliet, G., Camhi, M., Fordham, S., 2000. Management of Sharks and Their Relatives (Elasmobranchii). *Fisheries* 25, 9–13.
- Pereira, H.M., Cooper, D., 2006. Towards the global monitoring of biodiversity change. *Trends in Ecology & Evolution*, 21, 123-129
- Quero, J-C. and Cendrero, O. 1996. Effect of fishing on the ichthyological biodiversity of the Bassin d'Arcachon and the surrounding continental shelf. *Cybium* 20(4): 323–356
- Rohr, A., Stephan, E., Tachoures, S., 2014. Synthèse bibliographique sur les mesures de gestion spatio-temporelles liées aux élastombranchés. *Rapport Scientifique – Convention APECS/AAMP*, n°13/124.73p
- Rousset, J., 1990. Catches and geographical distribution of selachians on the western coast of Brittany. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 70, 255–260.
- Serra-Pereira, B., Erzini, K., Figueiredo, I., 2015. Using biological variables and reproductive strategy

- of the undulate ray *Raja undulata* to evaluate productivity and susceptibility to exploitation. *Journal of Fish Biology*. 86(5)
- Smith, C., Griffiths, C., 1997. Shark and skate egg-cases cast up on two South African beaches and their rates of hatching success, or causes of death. *African zoology*. 32
- Stephan, E., Gadenne, H., Meheust, E., Jung, J.L., 2015. Projet RECOAM : étude de cinq espèces de raies présentes dans les eaux côtières d'Atlantique et de Manche. Rapport final. *Association pour l'Etude et la Conservation des Sélaciens et Laboratoire BioGeMME*, Brest, France. 60p
- Strasser, B.J., Baudry, J., Mahr, D., Sanchez, G., Tancoigne, E., 2019. "Citizen Science"? Rethinking Science and Public Participation. *Science & Technology Studies* 52–76.
- Swanson, A., Kosmala, M., Lintott, C., Packer, C., 2016. A generalized approach for producing, quantifying, and validating citizen science data from wildlife images. *Conservation Biology* 30, 520–531.
- Tregidgo, D.J., West, S.E., Ashmore, M.R., 2013. Can citizen science produce good science? Testing the OPAL Air Survey methodology, using lichens as indicators of nitrogenous pollution. *Environmental pollution* 182, 448–451.
- van der Velde, T., Milton, D.A., Lawson, T.J., Wilcox, C., Lansdell, M., Davis, G., Perkins, G., Hardesty, B.D., 2017. Comparison of marine debris data collected by researchers and citizen scientists: Is citizen science data worth the effort? *Biological conservation* 208, 127–138.
- van Swaay, C.A.M., Nowicki, P., Settele, J., van Strien, A.J., 2008. Butterfly monitoring in Europe : methods, applications and perspectives, *Biodiversity and Conservation*, 14, pp 3455-3469
- Walker, P., Howlett, G., Millner, R., 1997. Distribution, movement and stock structure of three ray species in the North Sea and eastern English Channel. *ICES Journal of Marine Science* 54, 797–808.
- Whitehead, P.J.P., Bauchot, M.-L., Hureau, J.-C., Nielson, J., Tortonese, E. 1984. Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean. Volume I. pp. *Paris : Unesco*.

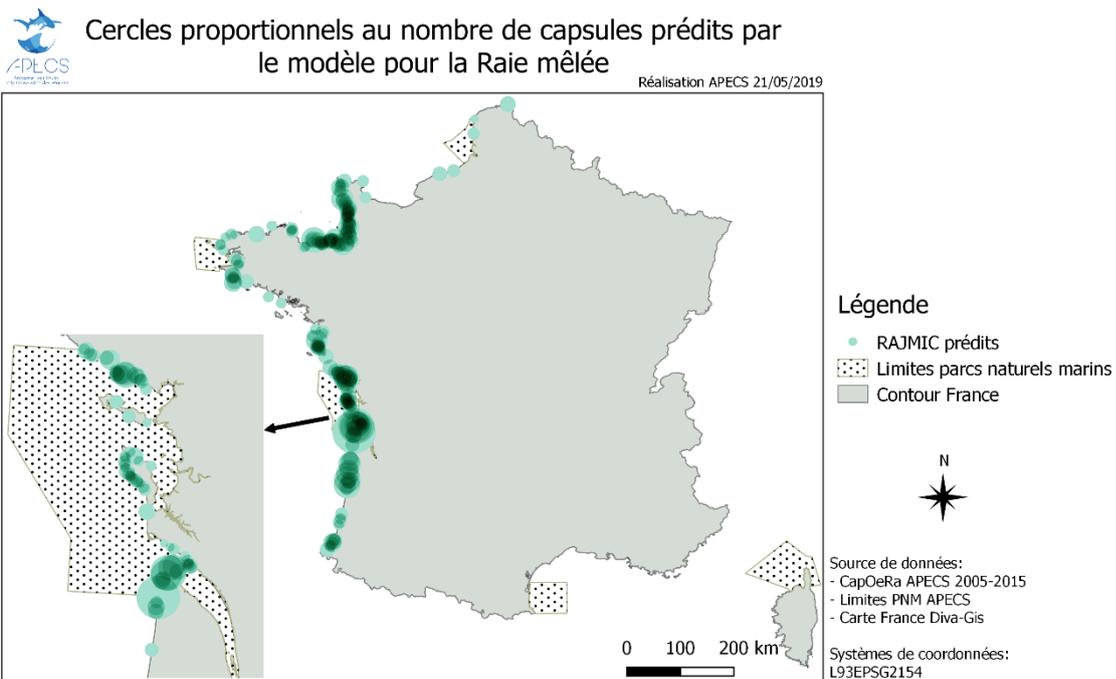
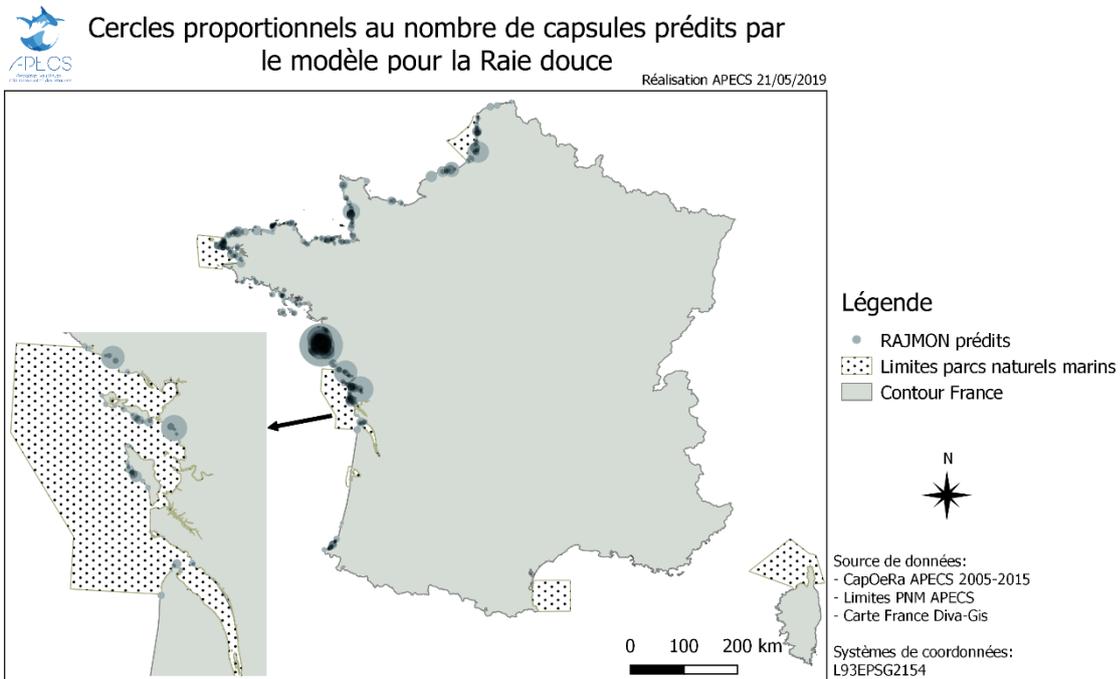
## Sitographie

- [1]. IPBES. *The Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services : Assessment Reports*. En ligne : <https://www.ipbes.net/> (Consulté le 05/08/2019)
- [2]. Nature France. *Indicateurs ONB : Les indicateurs de l'Observatoire National de la Biodiversité*. En ligne : <http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/> (Consulté le 10/08/2019)

- [3]. Indicateurs européens de biodiversité. En ligne : <http://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicator sheets/INSTIT%204.html> (Consulté le 10/08/2019)
- [4]. Vigie Nature. Suivi Temporel des Oiseaux Communs STOC. En ligne : <http://www.vigienature.fr/fr/suivi-temporel-des-oiseaux-communs-stoc> (Consulté le 10/08/2019)
- [5] Data Biovision. *NaturaList by Biovision*. En ligne : <https://data.biovision.net/> (Consulté le 16/08/2019)
- [6]. Sharkrays. *Chondrichthyan Tree of Life*. En ligne : <https://sharksrays.org/> (Consulté le 01/07/2019)
- [7]. The Shark Trust. *Great Eggcase Hunt*. En ligne : <https://www.sharktrust.org/great-eggcase-hunt> (Consulté le 07/02/2019)
- [8]. Climate Data online. NNDC Climate data online. En ligne : <http://www7.ncdc.noaa.gov/CDO/cdo> (Consulté le 28/05/2019)
- [9]. Aires-marines.fr. Agence française pour la Biodiversité – Etablissement public de l'état. En ligne : <http://www.aires-marines.fr/L-Agence/Organisation/Parcs-naturels-marins/Parc-naturel-marin-de-l-estuaire-de-la-Gironde-et-de-la-mer-des-Pertuis> (Consulté le 07/02/2019)

## Annexe 1

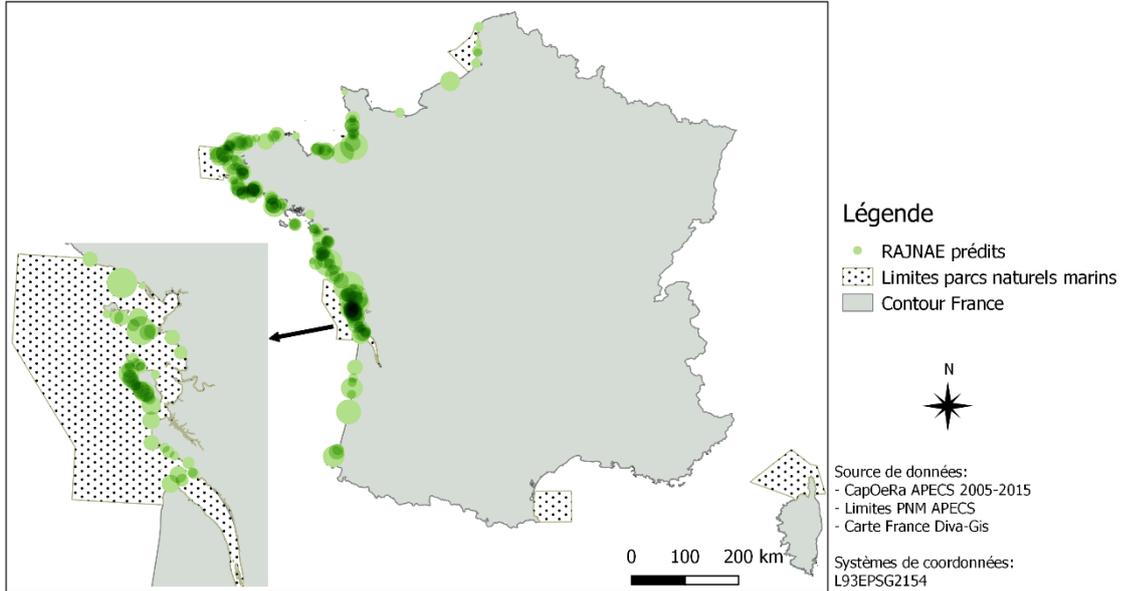
Zones d'échouages massifs prédits par les modèles pour les quatre autres raies présentes sur le littoral français :





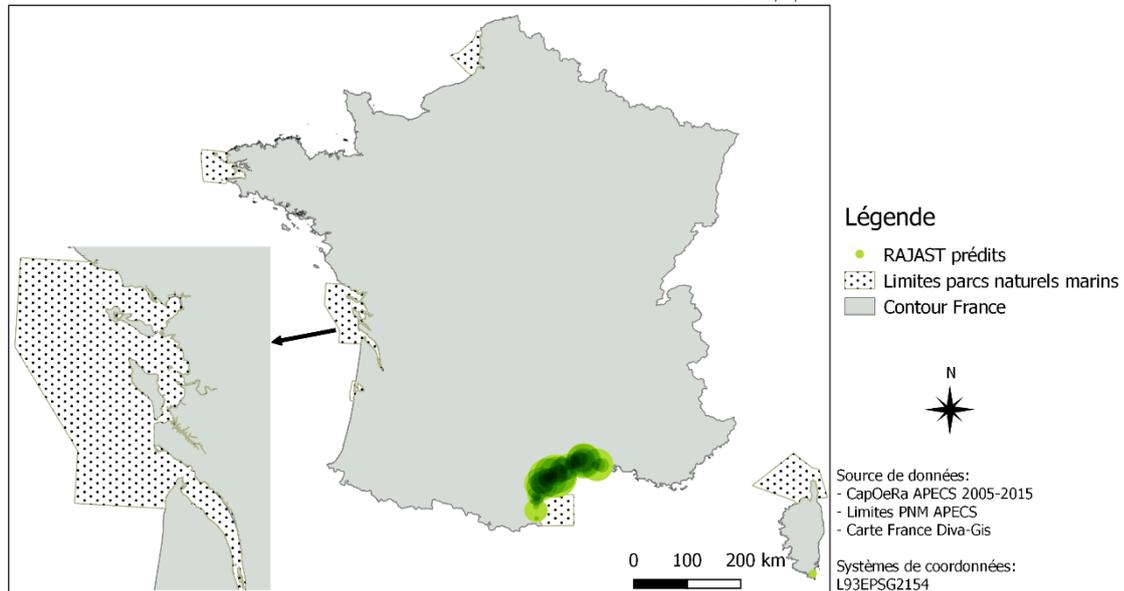
### Cercles proportionnels au nombre de capsules prédits par le modèle pour la Raie fleurie

Réalisation APECS 21/05/2019



### Cercles proportionnels au nombre de capsules prédits par le modèle pour la Raie étoilée

Réalisation APECS 21/05/2019



## Annexe 2

### Scripts RStudio pour les GLM et GLMM utilisés

- Autocorrélation spatiale :

```
library(spdep)
spatial_structure<-cbind(jeu$lat,jeu$long)
pond_spatiale<-
autocov_dist(jeu$nbr_caps_total,spatial_structure,nbs=100,type="inverse.squared",style="W",longlat=FALSE)
summary(pond_spatiale)
```

- GLM

```
library(MASS)
library(effects)
library(ggplot2)
mois1<-as.factor(dt$mois)
annee1<-as.factor(dt$annee)
mod<-glm.nb(nbr_caps~mois1+annee1+nbr_sortie+site,data=dt)
summary(mod)
```

#Plots : Evolution temporelle

```
res1<-Effect(c("annee1"),mod)
Annee=c("2010","2011","2012","2013","2014","2015","2016","2017")
fit=exp(res$fit)
lower=exp(res$lower)
upper=exp(res$upper)
pred1<-cbind(Annee,fit,lower,upper)
```

```
n=c("Annee","fit","lower","upper")
colnames(pred1)=n
pred1=as.data.frame(pred1)
pred1$fit=as.numeric(as.character(pred1$fit))
pred1$lower=as.numeric(as.character(pred1$lower))
pred1$upper=as.numeric(as.character(pred1$upper))
```

```
ggplot(pred1, aes(Annee,fit)) +
  geom_errorbar(aes(ymin=lower, ymax=upper))+
  geom_point()+
  theme_bw()+
  theme(legend.position = "NONE")+
  labs(y="Nbr caps",x="Annee")
```

#Plots : Phénologie

```
res2<-Effect(c("mois1"),mod)
Mois=c("1","2","3","4","5","6","7","8","9","10","11","12")
fit=exp(res2$fit)
lower=exp(res2$lower)
upper=exp(res2$upper)
pred2<-cbind(Mois,fit,lower,upper, espece="RAJCLA")
```

```

n=c("Mois", "fit", "lower", "upper")
colnames(pred2)=n
pred1=as.data.frame(pred2)
pred2$fit=as.numeric(as.character(pred2$fit))
pred2$lower=as.numeric(as.character(pred2$lower))
pred2$upper=as.numeric(as.character(pred2$upper))

ggplot(pred2, aes(Mois,fit)) +
  geom_errorbar(aes(ymin=lower, ymax=upper))+
  geom_point()+
  theme_bw()+
  theme(legend.position = "NONE")+
  labs(y="Nbr caps",x="Mois")+
  scale_x_discrete(limits=c("10","11","12","1","2","3","4","5","6","7","8","9"))

```

- Fonction dredge

```

#Premier modèle souhaité
model_D<-
glm.nb(nb_entier~herbier+rocher_circa_low+rocher_infra_low+rocher_littoral+sabl
e_fin_circa+sable_fin_infra+sable_grossier_infra+sable_grossier_littoral+sable_
vaseux+vase+pond_spatiale+lat+rocher_circa_high+rocher_circa_mod+rocher_infra_h
igh+rocher_infra_mod+sable_grossier_circa+rocher_high+rocher_mod,weights=SE_mod
,data=tab3)

library(MuMIn)
options(na.action="na.fail")
D1<-
dredge(model_D,beta=TRUE,evaluate=TRUE,rank="AICc",m.lim=c(0,6),subset=!((roche
r_circa_high&&rocher_high)|| (rocher_high&&rocher_infra_high)|| (rocher_mod&&roch
er_circa_mod)|| (rocher_mod&&rocher_infra_mod)|| (rocher_mod&&sable_grossier_circ
a)))
#ici subset= ! ... pour les co-variables corrélées entre elles d'après les matrices
des corrélations qu'on ne peut pas mettre ensemble

M1<-model.avg(D1,subset=delta<2,fit=TRUE)
summary(M1)

```

- Exemple GLMM pour la raie brunette

```

library(lme4)
annee3<-as.factor(jeu$annee)
mois3<-as.factor(jeu$mois)
mod2<-
glmer.nb(nbr_caps_total~mois3+annee3+nb_collecte+nbr_temp+pond_spatiale+lat+roc
her_littoral+sable_grossier_littoral+sable_grossier_infra+rocher_circa_high+roc
her_high+sable_fin_infra+vase+(1|site),data=jeu)

```



## Résumé

Une étude sur les variations spatio-temporelles de l'échouage des capsules d'œufs de raies sur les plages de la côte métropolitaine de 2005 à 2017 a été effectuée sur des données issues d'un programme de sciences participatives. L'hypothèse que ces données peuvent procurer davantage d'informations sur les suivis classiques de pêche face au manque actuel de connaissances sur les raies a été émise. Le but est d'évaluer l'influence de facteurs environnementaux sur l'échouage des capsules, de détecter une évolution à long terme et de définir des zones d'échouages massifs. Le challenge consistait à avoir une analyse fiable sur une grosse base de données opportunistes: CapOeRa (~465000 œufs, 1077 sites). Une seconde et plus petite base de données a été échantillonnée : Sentinelles (~240000 œufs, 30 sites) basées sur une approche plus standardisée. Dix espèces ont été recensées, en grande majorité la raie brunette (*Raja undulata*), raie bouclée (*Raja clavata*) et la raie lisse (*Raja brachyura*). Un modèle linéaire mixte généralisé a permis d'analyser les variations intra et interannuelle pour les cinq espèces les plus abondantes montrant une nette phénologie de l'échouage des capsules. La répartition spatiale ainsi que l'effet de trois variables environnementales (habitat, bathymétrie et jours de tempêtes) ont pu être étudiés pour les trois espèces possédant un nombre de capsules importants. Les résultats suggèrent que l'échouage des capsules de raies sur les plages au cours du temps permet d'avoir plus de connaissances et d'informations sur la biologie et écologie de l'espèce. La comparaison entre données opportunistes et standardisées est discutée dans le rapport.

Mots clés: Capsules d'œufs, *Raja sp*, Analyse spatio-temporelle, Sciences participatives, côte française

## Abstract

The spatio temporal variation of the deposition of skate's eggcases on beaches of the metropolitan coast from 2005 and 2017 was studied on a database from citizen sciences. The hypothesis that it can provide additional information on fishery surveys due to the lack of knowledge on skates was established. The proximal goal of this study was to evaluate the influence of environmental factors, detect a long term evolution and define massive strand areas. A methodological challenge consisted in performing a reliable analysis on a large data set based on opportunistic data: CapOeRa (~465000 eggcases, 1077 sites). A second and smaller dataset was mobilized : Sentinelles (~240000 eggcases, 30 sites) based on a more standardized approach. Ten species were encountered, mostly Undulate ray (*Raja undulata*) Thornback ray (*Raja clavata*) and Blonde ray (*Raja brachyura*). A generalized linear mixed model allowed to analyse both between and within year variations for the five species the more abundant showing a neat phenology of the deposition of eggcases. Spatial distribution and the effect of three environmental data (habitat, depth and storms) was analysed on three species with the most important number of eggcases harvested. Results suggest that egg's deposition of skates over time can allow us to have more information on the biology and ecology of species. The comparison between opportunistic data and standardized data is discussed.

Key-words : Eggcases, *Raja sp*, Spatio-temporal analysis, Citizen sciences, french coast.