Thèse de Doctorat

de **l'Université de Montpellier II** et de **l'Université d'Abobo-Adjamé**

Spécialité
Ecosystèmes

Présentée par
Monin Justin Amandè

Sous la direction de Laurent DAGORN

pour obtenir le grade de
Docteur de l'Université de Montpellier II
et de
Docteur de l'Université d'Abobo-Adjamé

Captures accessoires et rejets des thoniers senneurs tropicaux: Estimation, caractéristiques et gestion.

soutenue le 12 juin 2012 devant le jury composé de:

Marie-Joëlle ROCHET	*IFREMER, Nantes*	Rapporteur
Robert FAIVRE	*INRA, Toulouse*	Rapporteur
David MOUILLOT	*Université Montpellier 2, Montpellier*	Examinateur
Didier GASCUEL	*Agrocampus Ouest, Rennes*	Examinateur
Nicolas BEZ	*IRD, Sète*	Co-Directeur de thèse
Konan N'DA	*Université Abobo-Adjamé, Abidjan*	Co-Directeur de thèse
Pierre CHAVANCE	*IRD, Sète*	Invité
Rebecca LENT	*NOAA Fisheries Office of International Affairs, Silver Spring*	Invitée

Résumé

Les captures accessoires et les rejets sont inhérents à la pêche depuis toujours mais ce n'est que récemment, avec l'intérêt croissant pour l'approche écosystémique des pêches, qu'une attention particulière est portée à ces sujets aussi bien dans le domaine de la recherche que celui de la gestion des pêches.

Le travail présenté dans cette thèse porte sur l'estimation, la caractérisation et la gestion des captures accessoires et des rejets de la pêcherie thonière tropicale européenne à la senne des océans Atlantique et Indien. La thèse est basée sur les données de livre de bord et celles collectées par les observateurs embarqués à bord des navires de pêche français et espagnols dans le cadre du programme européen de collecte de données DCF (Data Collection Framework).

Les prises accessoires et les rejets des océans Atlantique et Indien sont évalués à partir de méthodes statistiques de complexités variables en fonction des questions posées : estimations globales versus locales et/ou par mode de pêche. Une analyse des précisions et biais d'estimation est présentée ainsi qu'une étude comparative des méthodes d'estimation des prises accessoires. Les caractéristiques des prises accessoires et des rejets sont également détaillées. Cette thèse propose un panorama assez complet des problématiques liées à la capture accessoire et aux rejets de la pêcherie thonière tropicale européenne à la senne. Elle fait également des propositions pour améliorer la qualité des estimations, réduire les prises accessoires et valoriser les rejets.

Mots clés : Captures accessoires, Rejets, Estimation, Modélisation, Thonier senneur, Programme observateur, Océan Indien, Océan Atlantique, Conservation, Gestion.

Abstract

Bycatch and discards of tropical tuna purse seiners : estimation, characteristics and management

Bycatch and discards has always been inherent in fishing but it is only recently, with the growing interest in ecosystem approach to fisheries, that particular attention is paid to these topics both in research and fisheries management.

The work presented in this thesis focuses on the estimation, characterization and management of bycatch and discards in the European tropical tuna purse seine fishery of the Atlantic and Indian Oceans. The thesis is based on logbook data and on data collected by observers on board the French and Spanish fishing vessels in the framework of the European data collection programme DCF (Data Collection Framework).

Bycatch and discards of Atlantic and Indian Oceans are estimated from statistical methods of various level of complexity according to the questions : global versus local estimations and/or by fishing mode. An analysis of precision and bias in bycatch estimates and a comparative analysis of methods for estimating bycatch are presented. The characteristics of bycatch and discards are also detailed. This thesis proposes a complete overview of issues related to bycatch and discards of the European tropical tuna purse seine fishery. It also makes suggestions to improve the quality of estimates, to reduce bycatch and to valorize the discards.

Keywords : Bycatch, discards, Estimation, Modeling, Tuna purse-seiner, Observer Program, Indian Ocean, Atlantic Ocean, Conservation, Management.

Remerciements

Pierre Chavance,
Tu t'es impliqué dès le départ de cette thèse en abatant un travail colossal, depuis le montage du projet jusqu'à aujourd'hui. L'obtention du financement fut un parcours du combattant mais tu y as cru et mis du cœur. Tu as parfaitement joué le rôle qui était le tien dans ce travail. Malgré toutes tes charges et responsabilités, tu n'as jamais fait l'économie de ton temps quand il s'est agi de ma thèse. Tu m'as donné l'opportunité de connaître beaucoup de personnes extérieures à l'IRD en m'impliquant dans les activités de l'équipe dont tu as la responsabilité. J'ai énormément appris auprès de toi, aussi bien professionnellement qu'humainement. Merci pour les fêtes de Noël passées chez toi en famille, pour l'initiation au bateau à voile, etc. Un grand merci également à Brigitte pour sa grande simplicité ...

Nicolas Bez,
Tu as cru en moi dès j'ai évoqué ce projet de thèse (j'espère que tu n'es pas déçu !). Tu m'as fourni un encadrement aussi convaincant qu'attentionné. Ton approche à la fois parcimonieuse et rigoureurse m'a toujours impressionné. Le volet administratif de ma thèse (et il y avait pas mal de choses à régler !) ne t'a pas échappé non plus. Merci de m'avoir appris tant de choses pendant toutes ces années. Tu sais écouter, comprendre et trouver les mots justes pour dire les choses telles qu'elles sont. Quelque chose me fait croire que tu seras un jour calife ...

Laurent Dagorn,
Mon expérience et mon réseau scientifique se sont considérablement accrus grâce à toi. Tu as eu confiance en moi en me confiant des responsabilités importantes dans le projet MADE. Je reste très impressionné par ta capacité de collaboration et de gestion des projets scientifiques. J'ai beaucoup apprécié ton amour du terrain (plutôt de la mer). Je n'ai malheureusement pas eu l'occasion de faire du marquage avec toi. J'espère que ce sera pour une autre fois ! Merci beaucoup pour ton implication dans ce travail de thèse.

Konan N'Da,
J'ai eu la chance de travailler avec toi grâce à cette cotutelle. Tu t'es impliqué dans ce projet de thèse dès les débuts et tu t'y es engagé jusqu'au bout. La tâche qui était la tienne était loin d'être évidente aussi bien scientifiquement qu'administrativement, au regard des moyens dont tu disposais. Mais tu as joué ton rôle de co-directeur de thèse comme il le fallait et je t'en suis très reconnaissant ...

IRD,
Je tiens à remercier Philippe Cury pour m'avoir accueilli au sein de l'UMR EME 212. Je remercie également l'ensemble des personnes travaillant à l'IRD et à l'IFREMER pour leur bonne humeur et les bons moments passés ensemble. Je pense en particulier à Emmanuel Chassot, François le Loc'h (le verre de contact, ça met tout le monde d'accord !), Daniel Gaertner, Frédéric Ménard (en t'attendant à Abidjan), Julien Barde, Alain Damiano, Laurent Floch, Laurent Dubroca ... Christophe Lett (Quand est-ce qu'on part courir ?), Pascal Cauquil, Céline Rodriguez, Jeanne Fortilus, Edgar Torres (je t'enverrai une salade de chèvre par DHL), Arnaud Grüss, Lysel Garavelli, Emmanuelle Dortel, Liliana Pascuali, Beenesh Motah ... Isabelle Vidal, Laurence Vicens (une forte pensée pour toi)...

CRO - UAA - INPHB,
Je remercie l'ensemble des personnes travaillant au Centre de Recherche Océanologique d'Abidjan, à l'Université d'Abobo-Adjamé et l'Institut National Polytechnique Félix Houphouët-Boigny de Yamoussoukro, en particulier Dr. Siaka Bamba, Prof. Germain Gourenne, Corinne Akadjé, Aude Djoh ...

DSF et AUF,
Merci au Département Soutien et Formation de l'IRD qui m'a octroyé cette bourse de thèse. Merci également à l'Agence Universitaire de la Francophonie qui a co-financé la première année de cette thèse.

Enfin, merci à ma Famille.
A maman Mangni, à qui je dois la vie et qui a toujours cru en moi
A papa Ezo, qui m'a appris la vraie valeur du travail
A Christelle Amandè, mon épouse, merci pour ton soutien indéfectible
A Samuella Amandè, ma fille chérie !

À

mes parents,
mon épouse,
ma fille.

Table des matières

Résumé iii
Abstract v
Remerciements vii
Dédicace ix

1 Prises accessoires et rejets : Une problématique mondiale 1
1.1 Introduction 2
1.1.1 Définitions de « capture accessoire » et de « rejet » 2
1.1.2 Problématique des captures accessoires et des rejets 5
1.1.3 Capture accessoire et rejet dans les pêcheries : une prise de conscience ? 7
1.2 Contexte et problématique de la thèse 8
1.2.1 Pêcheries thonières et prises accessoires 8
1.2.2 La pêcherie thonière tropicale européenne à la senne 8
1.3 Objectifs de la thèse 9

2 Description, exploration et analyse préliminaire des données 11
2.1 Zones de pêche 12
2.2 Déroulement d'une opération de coup de senne 12
2.3 Classification de la capture : schéma conceptuel 15
2.4 Données 17
2.4.1 Données de livre de bord ou « logbook » 18
2.4.2 Données d'observateurs embarqués 18
2.5 Processus d'échantillonnage, définition d'unité statistique 20
2.5.1 Choix du matériel de travail 21
2.6 Analyses descriptives des données 22
2.6.1 Description des données observateurs utilisées 22
2.6.2 Représentativité des données observateurs 25
2.7 Quelques caractéristiques de la capture accessoire 27
2.7.1 Occurrence des espèces accessoires 27
2.7.2 Proportion de la capture accessoire en poids 27
2.7.3 Taux de rejets 27
2.7.4 Structure de taille des principales espèces 28

3 Estimation des prises accessoires par la méthode du ratio 39
3.1 Bycatch of the European purse seine tuna fishery in the Atlantic Ocean for the 2003-2007 period . . . 41
Introduction . . . 42
Material and methods . . . 43
Terminology . . . 43
Data . . . 44
Extrapolation method . . . 44
Results . . . 44
Tuna . . . 44
Billfish . . . 44
Other bony fish . . . 45
Sharks . . . 46
Rays . . . 46
Turtles . . . 46
Marine mammals . . . 47
European bycatch estimation based on large groups of species . . . 47
Discussion . . . 48
Conclusion . . . 49
References . . . 50
3.2 Precision in estimates of marine species bycatch : the case of tuna purse seine fisheries of the Indian Ocean . . . 52
Résumé de l'article . . . 52
Abstract . . . 54
Introduction . . . 54
Material and methods . . . 54
Fishery observer data . . . 54
Bycatch estimation . . . 54
Uncertainty in bycatch estimates . . . 55
Results . . . 57
Bycatch of the purse seine tuna fishery . . . 57
Uncertainty in bycatch estimates . . . 58
Discussion . . . 59
Acknowledgments . . . 64

4 Comparaison des méthodes d'estimation des captures accessoires 73
Simple is better, even for estimating tuna fisheries bycatch . . . 74
4.1 Résumé de l'article . . . 74

4.2 Introduction . . . 75
4.3 Material and methods . . . 77
4.3.1 Data . . . 77
4.3.2 Methods . . . 77
4.4 Results . . . 83
4.5 Discussion . . . 85
Acknowledgments . . . 87

5 Estimation des prises accessoires 93
5.1 Méthodes . . . 94
5.2 Résultats du modèle ZIGAM . . . 98
5.2.1 Prédiction de la probabilité de présence-absence . . . 98
5.2.2 Prédiction de la moyenne de prise accessoire par calée conditionnellement à la présence . . . 99
5.3 Analyse des résidus des sous modèles du ZIGAM . . . 101
5.4 Prédiction de la capture accessoire totale à l'échelle de la pêcherie . . . 103

6 Mesures de gestion des prises accessoires 107
6.1 Gestion spatiale : Détermination des zones de fortes captures accessoires 109
Résumé . . . 109
Introduction . . . 109
Matériel et méthodes . . . 110
Data . . . 110
Méthodes . . . 110
Résultats . . . 113
Structuration spatiale . . . 113
Effet de fermeture spatio-temporelle . . . 114
Discussion . . . 116
6.2 Réduction des prises accessoires par sélection des coups de senne . . . 120
6.3 Le « faux-poisson » d'Abidjan : entre utilisation optimale de la capture accessoire et effets pervers de la rétention complète . . . 121
6.3.1 Contexte général de la rétention complète des captures . . . 121
6.3.2 Historique du « faux-poisson » . . . 123
6.3.3 Les statistiques sur le « faux-poisson » . . . 124
6.3.4 Conséquences du phénomène de faux-poisson . . . 125
6.3.5 Gestion du faux-poisson . . . 126

7 Conclusion Générale 129
7.1 Principaux résultats . . . 130
7.2 Limites du travail . . . 132

7.2.1 Prétraitement des données, hypothèses et choix 132
7.2.2 Analyses statistiques 134
7.3 Perspectives 134
7.3.1 Applications statistiques 134
7.3.2 Amélioration de la collecte des données observateurs 135
7.3.3 Financement du programme observateur 136

Bibliographie **141**

Annexes **155**

A Formulaires de collecte de données observateurs **155**

B Conversion de poids en nombre ou inversement dans les données observateurs **159**

C POSTER : Silky shark bycatch taken by the French tuna purse-seiners in the Indian Ocean **165**

Table des figures

1.1 Illustration de la définition de la capture accessoire selon Davies *et al.* (2009). La capture accessoire correspond à la différence entre la biomasse totale capturée et la biomasse totale légitime (gérée et débarquée). Les lettres « L » et « D » désignent les débarquements et les rejets, respectivement. Source (Davies *et al.*, 2009) 4

1.2 Nombre de publications par an dans des revues avec relecture, contenant tous les mots associés aux prises accessoires dans les titres, résumés, mots clés et traitant des mammifères marins, les oiseaux marins et/ou les tortues de mer, à partir d'une recherche sur un Web-of-Science (http ://wok.mimas.ac.uk), utilisant les mots-clés suivants : capture accessoire, prise accidentelle, capture accidentelle, capture non-ciblée, capture non intentionnelle. Source (Soykan *et al.*, 2008). . 6

2.1 Zone de pêche de la flottille de senneurs européens avec délimitation des zones ET. 13

2.2 Etapes du déroulement d'une opération de coup de senne. Une calée moyenne dure environ 90 minutes depuis le largage du skiff jusqu'au virage. La durée du salabardage dépend du tonnage et est d'environ 1min 30s par coup de salabarde. 15

2.3 Composition spécifique de la capture de thons majeurs selon le mode de pêche(BO=calées sous objets flottants et BL=calées sur banc libre) à partir des données de livre de bord de l'océan Indien sur la période 2003-2009. Les codes SKJ, YFT, BET et ALB désignent le listao (*Katsuwonus pelamis*), l'albacore (*Thunnus albacares*), le patudo (*Thunnus obesus*) et le germon (*Thunnus alalunga*), respectivement. . 16

2.4 Schéma conceptuel de la classification du prélèvement total effectué par une calée. 17

2.5 Répartition mensuelle et trimestrielle de l'effort de pêche cumulé sur la période 2003-2009 dans les zones ET à partir des données observateurs (A) et des données de livre de bord (B). Les pourcentages en haut de chaque figure représentent les proportions de coups de senne dans chaque zone ET. 29

2.6 Répartition spatiale de l'effort de pêche cumulé sur la période 2003-2009 selon les trimestres, par carré de 2° de côté à partir des données observateurs (A) et des données de livre de bord (B). Les zones ET sont délimitées par les traits noirs. 30

2.7 Répartition spatiale de l'effort de pêche de la période 2003-2009, selon le mode de pêche par carré de 2° de côté à partir des données observateurs (A) et des données de livre de bord (B). Les zones ET sont délimitées par les traits noirs. 31

2.8 Répartition mensuelle et trimestrielle de la capture cumulée de thons majeurs débarqués sur la période 2003-2009 dans les zones ET à partir des données observateurs (A) et des données de livre de bord (B). Les pourcentages en haut de chaque figure représentent les proportions de capture de thons majeurs débarqués dans chaque zone ET. 32

2.9 Répartition spatiale de la capture cumulée de thons majeurs débarqués sur la période 2003-2009 selon les trimestres, par carré de 2° de côté à partir des données observateurs (A) et des données de livre de bord (B). Les zones ET sont délimitées par les traits noirs. 33

2.10 Répartition spatiale de la capture cumulée de thons majeurs débarqués sur la période 2003-2009, selon le mode de pêche par carré de 2° de côté à partir des données observateurs (A) et des données de livre de bord (B). Les zones ET sont délimitées par les traits noirs. 34

2.11 Pourcentage d'occurrence par groupe d'espèces (A), par espèce [pour les 30 espèces les plus occurrentes] (B) et nombre d'espèces par classe d'occurrence (C), à partir des données collectées par les observateurs embarquées. 35

2.12 Répartition des prises accessoires en poids par groupe d'espèces (camembert au centre de la figure) et proportion des principales espèces au sein de chaque groupe. Les requins baleines ne sont pas inclus dans le groupe des requins. 36

2.13 Structure de tailles des principales espèces composant la capture accessoire. Il faut noter que seuls les rejets des thonidés (*Katsuwonus pelamis*, *Auxis thazard* et *Auxis rochei*) sont mesurés par les observateurs embarqués. Les valeurs de taille minimale (Lm), de taille maximale (Lmax) et de la taille de première maturité (Lmat) sont issues de fishbase (http ://www.fishbase.org) 37

3.1 Boxplot of the relative mean square error (RRMSE) of all bycatch species estimates conditionally to the observer sampling coverage . . . 65

3.2 Relative mean square error (RRMSE) of bycatch estimates as a function of positive occurrence (x-axis) and conditional Gini index (y-axis). The grey levels indicate the RRMSE at 10% sampling coverage. Colored straight lines delimit predator guilds (Bony fishes, Sharks, Billfishes, Turtles and Rays). Individual species are represented by their alphabetic codes (See Table 3.1 for species codes) 66

3.3 Proportion of bycatch species (color gradient) estimated with a given RRMSE (x-axis) according to the sampling costs (y-axis), considering constant marginal cost of the observer sampling coverage. 67

4.1 Frequency distribution of positive bycatch weight per set. The proportion of sets without bycatch is equal to 40%. 90

4.2 Bycatch estimates using the sample mean estimator, the ratio estimator, generalized linear model and Δ-GLM model. 90

4.3 Relative mean square error of sample mean, ratio, GLM based and Δ-GLM based estimators 91

4.4 Consistency of sample mean, ratio, GLM based and Δ-GLM based estimators 91

5.1 Distribution de la probabilité d'occurrence de la capture accesoire par calée, conditionnellement à l'année (à gauche) ou à la capture de thons majeurs (à droite), selon le mode de pêche et la flottille. 100

5.2 Distribution de la prédiction moyenne (transformation logarithmique) de la capture accesoire dans les calées qui en contiennent, conditionnellement à l'année (à gauche) ou à la capture de thons majeurs (à droite), selon le mode de pêche et la flottille. 102

5.3 Diagnostic des résidus (A et B=résidus bruts, C=résidus de déviance standardisés, D=résidus de Pearson) du sous modèle logistique du modèle « zero-inflated GAM » 103

5.4 Diagnostic des résidus (A et B=résidus bruts, C=résidus de déviance standardisés, D=résidus de Pearson) du sous modèle quasi-Poisson du modèle « zero-inflated GAM » 104

5.5 Quantité estimée de prises accessoires par année (trait en pointillé) et intervalle à 95% autour des estimations annuelles. Les estimations de prises accessoires annuelles sont déclinées par flottille (A), mode de pêche (B), saison (C) et par zone ET (D). 105

6.1 Probabilité de présence par calée (A), moyenne des captures positives par calée (B), moyenne générale de captures accessoires par coup de senne (C) et prises accessoires totales (D) par carré de 0.5° de côté. Les données cartographiées sont les sorties du modèle de mélange additif généralisé (ZIGAM). 114
6.2 Distribution spatiale du nombre total de coups de senne (A), du nombre total de coups de senne durant les mois de novembre (B), de la capture totale de thons majeurs (C) et de la capture par unité d'effort de thons majeurs (D) par carré de 0.5° de côté sur l'ensemble de la période 2003-2009. 115
6.3 Changement provoqué par une fermeture temporelle de la zone CTOI (zone allant de l'équateur à la latitude 10°N et de la côte africaine à la longitude 60°E) sur les captures accessoires et les débarquements de thons majeurs, selon une redistribution complète ou restreinte de l'effort de pêche. Chaque scénario de redistribution de l'effort a été analysé selon trois différentes fenêtres temporelles (un mois, trois mois et cinq mois). 117
6.4 Changement provoqué par une fermeture temporelle de la zone ETUDE (au-delà de la latitude 5°N) sur les captures accessoires et les débarquements de thons majeurs, selon une redistribution complète ou restreinte de l'effort de pêche. Chaque scénario de redistribution de l'effort a été analysé selon trois différentes fenêtres temporelles (un mois, trois mois et cinq mois). 118
6.5 Proportion cumulée de l'effort de pêche, de la capture accessoire et de la capture de thons majeurs par classe des captures de thons majeurs 122
6.6 Distribution de la capture accessoire (A) et du ratio entre la capture accessoire et la capture de thons majeurs (B) en fonction de la classe des captures de thons majeurs 122

A.1 Formulaire de route et paramètres d'environnement 155
A.2 Formulaire de pêche 156
A.3 Formulaire d'échantillonnage des thonidés rejetés 156
A.4 Formulaire d'échantillonnage des espèces associées 157
A.5 Formulaire suivi des objets flottants 157

Liste des tableaux

2.1 Nombre de marées totales et observées et pourcentage de couverture des données observateurs, par pays et par année, dans l'océan Indien. 24
2.2 Nombre de coups de senne et pourcentage de calées sous objets flottants par pays et par année, dans l'ensemble des données de logbook et des données observateurs dans l'océan Indien. 24
2.3 Proportion conservée ou rejetée de la capture accessoire de la pêcherie thonière tropicale 28

3.1 Observed bycatch composition in weight according to fishing mode over the whole period (2003-2009). Marine mammals and whale sharks are not included. FSC = free swimming school ; FAD = fish aggregating device 68
3.2 Annual landings and estimates of bycatch by species group for the European tuna purse seine fishery of the Indian Ocean. Average year representing 2003-2009. FSC = free swimming school ; FAD = fish aggregating device ; t/1000t = bycatch in tonnes per thousand tonnes of tuna landings 70
3.3 Regression coefficients and Analysis of variance (ANOVA) of the generalized linear model explaining the RRMSE as a function of the coverage (C), the percentage of positive occurrence (p), the conditional Gini index (G) and their interaction factors (see text for details) . 70

4.1 Correlation test between bycatch and landings and test of the condition to apply ratio estimator for improving bycatch estimate 89
4.2 Analysis of deviance table for the GLM 89
4.3 Analysis of deviance table for the Δ-GLM 89

5.1 Variables utilisées dans l'ajustement des modèles d'estimation des prises accessoires 96
5.2 Analyse de la variance du sous modèle logistique du modèle « zero-inflated GAM » 99
5.3 Coefficients du sous modèle logistique du modèle « zero-inflated GAM » 99
5.4 Analyse de la variance du sous modèle quasi-Poisson du modèle de mélange additif généralisé (zero-inflated GAM) 101
5.5 Coefficients estimés du sous modèle quasi-Poisson du modèle de mélange additif généralisé (zero-inflated GAM) 101

7.1 Exemple de tableau à établir pour servir de référence à un système de pénalisation dans le cadre de la limitation des quantités de faux-poisson 138

B.1 Caractéristiques de taille (minimale et maximale) et de poids (minimal et maximal) des espèces pélagiques prises ou encerclées par les thoniers senneurs dans l'océan Atlantique. Les valeurs de taille et de poids et les paramètres des relations taille-poids proviennent de fishbase quand ils sont disponibles. A défaut, un poids moyen issu des programmes observateurs histoqriques et actuel est fourni à chaque espèce dont les paramètres a et b de la relation taille-poids ne sont pas disponibles. Dans ce cas, le paramètre b vaut zéro et a prend alors la valeur du poids moyen de l'espèce. Pour certaines espèces, notamment des cétacées des poids moyens par défaut ont été fixés depuis les programmes observateurs historiques. 161

B.2 Caractéristiques de taille (minimale et maximale) et de poids (minimal et maximal) des espèces pélagiques prises ou encerclées par les thoniers senneurs dans l'océan Indien. Les valeurs de taille et de poids et les paramètres des relations taille-poids proviennent de fishbase quand ils sont disponibles. A défaut, un poids moyen issu des programmes observateurs histoqriques et actuel est fourni à chaque espèce dont les paramètres a et b de la relation taille-poids ne sont pas disponibles. Dans ce cas, le paramètre b vaut zéro et a prend alors la valeur du poids moyen de l'espèce. Pour certaines espèces, notamment des cétacées des poids moyens par défaut ont été fixés depuis les programmes observateurs historiques. 163

Chapitre 1

Prises accessoires et rejets : Une problématique mondiale

Sommaire

1.1 Introduction 2

1.1.1 Définitions de « capture accessoire » et de « rejet » 2

1.1.2 Problématique des captures accessoires et des rejets 5

1.1.3 Capture accessoire et rejet dans les pêcheries : une prise de conscience ? 7

1.2 Contexte et problématique de la thèse 8

1.2.1 Pêcheries thonières et prises accessoires 8

1.2.2 La pêcherie thonière tropicale européenne à la senne 8

1.3 Objectifs de la thèse 9

Le royaume des cieux est encore semblable à un filet jeté dans la mer et ramassant des poissons de toute espèce. Quand il est rempli, les pêcheurs le tirent ; et, après s'être assis sur le rivage, ils mettent dans des vases ce qui est bon, et ils jettent ce qui est mauvais ".

La Bible, Mathieu, 13, 47-48.

1.1 Introduction

L'expansion des pêcheries mondiales au cours du temps a conduit à une exploitation plus intense et diversifiée d'espèces marines à presque tous les niveaux de la chaîne trophique (Pauly *et al.*, 1998; Pinnegar *et al.*, 2002). La capacité de l'homme à exploiter les ressources marines a conduit à la surexploitation de la majorité des stocks (FAO, 2010b) mais aussi à des perturbations des écosystèmes marins (Hilborn *et al.*, 2003; Halpern *et al.*, 2008). Malgré les incertitudes autour des tendances globales des captures, on s'accorde généralement sur le fait qu'environ 80% des stocks halieutiques seraient pleinement exploités ou surexploités (FAO, 2010b). L'ampleur de l'exploitation mondiale des ressources marines serait la conséquence d'une surcapacité de pêche aussi croissante qu'insoutenable dont l'un des moteurs est la demande exponentielle de produits halieutiques (Branch *et al.*, 2011; Worm *et al.*, 2009). La pêche a ainsi un impact direct sur l'abondance et la productivité des stocks exploités (Bianchi *et al.*, 2000). Elle affecte également les écosystèmes marins par des modifications dans la structure et la diversité des communautés, des changements dans les interactions trophiques, la dégradation de l'habitat benthique et par la mortalité plus ou moins importante sur les espèces indésirables pêchées accidentellement (Wackernagel et Rees, 1996; Jennings et Kaiser, 1998; Coleman *et al.*, 2004; Lotze *et al.*, 2006).

L'approche écosystémique des pêches (AEP), concept dont le développement a été piloté par la FAO en 1995 à travers son code de conduite pour une pêche responsable, est aujourd'hui largement reconnu au niveau international (FAO, 2003; Garcia *et al.*, 2003). La réduction des captures accessoires est un objectif majeur de l'AEP qui prône la nécessité de prendre en compte des considérations écosystémiques dans la gestion des pêcheries (Pikitch *et al.*, 2004; Crowder et Murawski, 1998).

1.1.1 Définitions de « capture accessoire » et de « rejet »

Les notions de « capture accessoire » et de « rejet » ont des acceptions diverses dans la littérature scientifique à cause de la perception que l'on peut avoir de ces termes (Davies *et al.*, 2009).

1. La définition la plus couramment utilisée est celle qui définit la capture accessoire comme la part de la capture constituée d'espèces non ciblées. Bien que simple et facilement perceptible, cette définition pose un problème de jugement de valeur sur la caractérisation des espèces non ciblées, en particulier pour des pêcheries dans lesquelles aucune espèce n'est ciblée. De même, dans certaines pêcheries chalutières crevettières, beaucoup d'espèces à forte valeur économique qui étaient traditionnellement considérées comme prises acces-

soires donc rejetées sont par la suite devenues des espèces commerciales sans pour autant être reconnues comme espèces ciblées (Kelleher, 2005; Zeller et Pauly, 2005). La définition de capture accessoire basée sur la notion d'espèce induit une ambiguïté sur la classification des juvéniles d'espèces ciblées. En effet, dans les pêcheries soumises à une réglementation sur les tailles, la notion d'espèce ciblée est parfois abusivement utilisée pour désigner la capture d'espèces ciblées respectant la taille minimale autorisée.

2. La capture accessoire est parfois définie comme l'ensemble des captures non conservées (Alverson *et al.*, 1994). Dans cette définition et contrairement à la première, la classification du prélèvement total est basée sur la notion d'utilité et non pas sur la notion d'espèce ; une espèce ciblée pouvant être rejetée. Cette définition semble convenir plus à des pêcheries multi-spécifiques, ou à des pêcheries sans espèce ciblée particulière dès lors que l'on est capable d'évaluer la biomasse conservée. L'inconvénient majeur de cette définition est que la notion de « capture accessoire » se confond à celle de « rejet ». Dans la pêcherie thonière à la senne du Pacifique ouest, la prise accessoire est même définie comme l'ensemble des rejets morts ou en voie de l'être (Hall, 1996).
3. La capture accessoire est aussi définie par certains comme l'ensemble des captures conservées d'espèces non ciblées (Clucas, 1997). Cette définition, rarement utilisée, présente l'inconvénient de ne pas prendre en compte les rejets de la pêcherie.
4. La capture accessoire est également définie comme la part du prélèvement total autre que la capture d'espèces ciblées conservées (OECD, 1997). Cette définition est parfaitement adaptée aux pêcheries ayant des espèces ciblées bien identifiées mais son principal défaut est de ne pas être généralisable à toutes les pêcheries.

Ces définitions non consensuelles confirment des perceptions individuelles différentes gouvernées par des volets économiques, écologiques, politiques, de conservation ou encore d'éthique. Les conséquences de ces différentes définitions, sont entre autres la difficulté de comparaison des niveaux de prises accessoires entre pêcheries et/ou des estimations globales à l'échelle d'un océan ou du monde. Davies *et al.* (2009) ont tenté de redéfinir la capture accessoire en propoposant une définition pensée d'un point de vue de la gestion des pêches. Pour eux il convient d'appréhender les espèces ciblées et non ciblées selon ce que prévoit un plan de gestion soutenable des pêcheries. Le prélèvement total pourrait ainsi être divisé en capture « gérée » et « non gérée » et/ou « inutilisée ». Selon eux, une norme mondiale devrait être adoptée, proposant une définition de la capture accessoire dans l'intérêt de la durabilité des pêcheries. Cette norme déclarerait alors qu'une pêcherie bien gérée est

celle qui ne cible pas les stocks non évalués ou ne gaspille pas les ressources naturelles à travers des prises inutilisées. La capture accessoire se définirait alors comme l'ensemble des prises non utilisées ou non gérées. La figure 1.1 illustre les composantes du prélèvement total qui devraient être considérées comme capture accessoire.

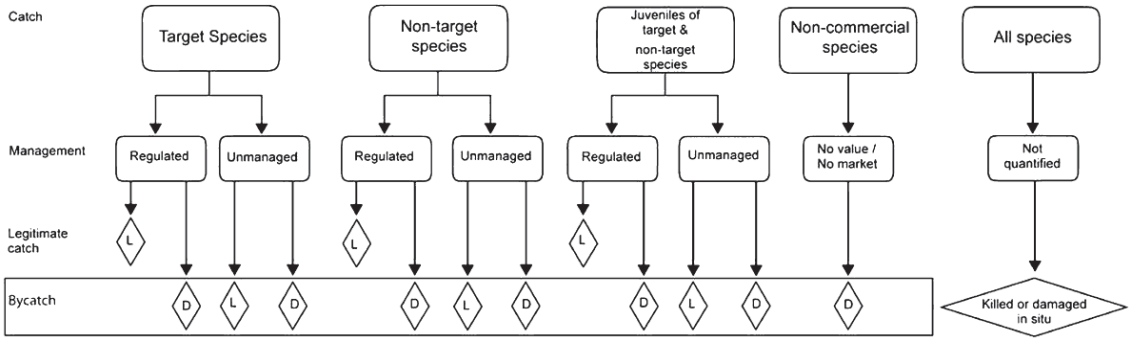


Figure 1.1 – Illustration de la définition de la capture accessoire selon Davies *et al.* (2009). La capture accessoire correspond à la différence entre la biomasse totale capturée et la biomasse totale légitime (gérée et débarquée). Les lettres « L » et « D » désignent les débarquements et les rejets, respectivement. Source (Davies *et al.*, 2009)

Dans son rapport n°957 publié en 2010, la FAO maintient qu'il est impossible d'arrêter une définition internationale type des prises accessoires en raison : (1) de la grande diversité des pêcheries opérant dans le monde, (2) des différences historiques caractérisant les définitions nationales des prises accessoires et (3) des ambiguïtés liées à la terminologie relative aux prises accessoires et des choix que font les pêcheurs, à titre individuel, quant à l'utilisation qui doit être faite des différentes composantes de leurs captures (FAO, 2010a).

Choix de définition

Ce travail de thèse s'inscrit dans un contexte de recherche d'estimation des prélèvements totaux effectués par la PTTES (pêcherie thonière tropicale européenne à la senne), dans un but de gestion. Nous avons donc choisi la définition de capture proposé par Davies *et al.* (2009) qui nous semble la plus généralisable, ne serait-ce qu'au niveau des pêcheries thonières dès lors que l'on se place dans une optique de gestion des ressources. La capture accessoire se définit dans notre contexte d'étude comme la fraction non gérée par la pêcherie. Elle inclut donc l'ensemble des prises d'espèces non ciblées auquel s'ajoutent les prises de petits individus (taille inférieure à la taille commerciale) d'espèces cibles. On définit le terme rejet par l'ensemble des captures non conservées. Des détails sur ces définitions seront donnés à la section 2.3

du chapitre 2.

1.1.2 Problématique des captures accessoires et des rejets

Les problèmes liés à la capture accessoire et aux rejets dépendent évidemment de ce que l'on perçoit sous ces vocables. La FAO estimait le volume mondial des rejets en mer à environ 7.3 millions de tonnes en 2005 mais aucune estimation aussi franche des prises accessoires à l'échelle mondiale n'a pu être faite à ce jour en dehors de la très controversée étude de Alverson en 1994. Toutefois, la FAO estime que les prises accessoires, selon la définition que l'on donne à ce mot, pourraient représenter plus de 20 millions de tonnes (FAO, 2010a). Nous nous en tiendrons donc à la définition telle que proposée par Davies Davies *et al.* (2009).

Les captures accessoires peuvent être commercialisables mais aussi inutilisables ou indésirables pour diverses raisons économiques, éthiques ou réglementaires. Elles sont dans ce dernier cas, rejetées en mer, souvent mortes ou en voie de l'être (Harrington *et al.*, 2005). Les prises accidentelles d'espèces non ciblées et les captures de juvéniles d'espèces ciblées constituent donc une problématique majeure dans les pêcheries mondiales. Cette problématique demeure l'une des plus complexes de la gestion des pêches tant elle implique une diversité de questions économiques, écologiques, de conservation et/ou d'éthique (Hall, 1996; Hall *et al.*, 2000; Davis, 2002; Lewison *et al.*, 2004a). En effet,

1. la capture accessoire peut générer une importante mortalité par pêche des juvéniles d'espèces cibles. La capture accessoire peut donc entraîner une diminution du rendement par recrue sur le court ou long terme, et par conséquent constituer un manque à gagner financier pour les industries de la pêche. Les rejets de juvéniles d'espèces cibles constituent également une perte économique pour les industries de pêche sur le court et long terme.

2. la capture accessoire peut entraîner une diminution de la diversité biologique dans les écosystèmes exploités. Cette question de conservation est particulièrement délicate dans le cas d'un stock en effondrement dont le prélèvement accidentel d'individus par des pêcheries commerciales ne ciblant pas ce stock, pourrait réduire ou anéantir ses chances de redressement. Ce problème de conservation concerne aussi les espèces marines à forte longévité et faible taux de reproduction dont les populations pourraient être mises en danger par la mortalité accidentelle induite par la pêche.

3. la capture accessoire de prédateurs supérieurs ou de proies peut avoir des répercussions dans la dynamique trophique à travers des phénomènes de cascade dans la chaîne alimentaire.

4. les rejets en mer de certaines espèces accessoires constituent un gaspillage et soulèvent des questions d'éthiques dans un contexte critique de sécurité alimentaire à l'échelle mondiale [1].
5. les rejets peuvent affecter l'équilibre des populations qui pourraient s'en nourrir (par exemple, les oiseaux ou les requins se nourrissant de déchets de poisson), et aussi les communautés benthiques, où ils sédimentent.

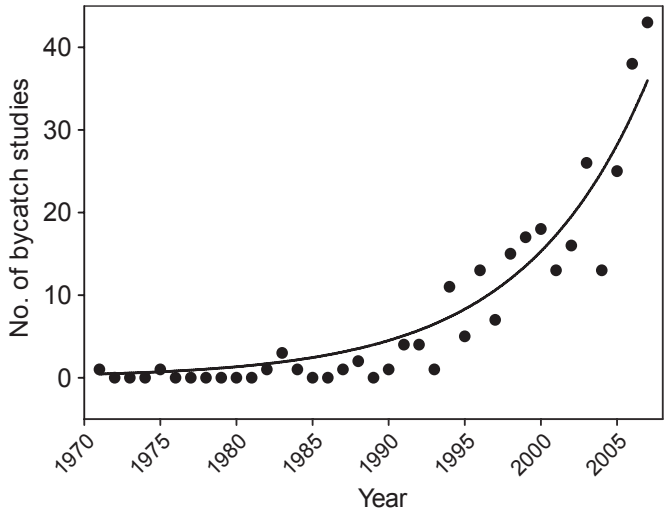


Figure 1.2 – Nombre de publications par an dans des revues avec relecture, contenant tous les mots associés aux prises accessoires dans les titres, résumés, mots clés et traitant des mammifères marins, les oiseaux marins et/ou les tortues de mer, à partir d'une recherche sur un Web-of-Science (http ://wok.mimas.ac.uk), utilisant les mots-clés suivants : capture accessoire, prise accidentelle, capture accidentelle, capture non-ciblée, capture non intentionnelle. Source (Soykan *et al.*, 2008).

La problématique de la capture accessoire a tout particulièrement gagné en importance depuis maintenant deux décennies suite aux premières estimations mondiales faites par Alverson dans un rapport de la FAO (Alverson *et al.*, 1994). Une importance qui se traduit dans le milieu scientifique par un nombre croissant de publications relatives aux termes de captures accessoires et/ou de rejet (Figure 1.2). Selon ce rapport qui portait sur les vingt dernières années avant sa publication, les captures accessoires étaient estimées à une moyenne annuelle de 27 millions de tonnes, avec une fourchette d'estimation entre 18 et 30 millions de tonnes. L'actualisation de cette étude, faite en 2005 par Kelleher dans un autre document de la FAO, estimait les rejets des pêcheries mondiales à 7.3 millions de tonnes (Kelleher,

1. Il faut noter qu'il y a près d'un milliard de personnes qui souffrent de faim dans le monde (`http://www.fao.org/docrep/012/al390f/al390f00.pdf`), et que le poisson représente une part très importante de l'apport en protéine animale dans nombreux pays du monde. En particulier en Afrique subsaharienne où il en représente 22%, pouvant même atteindre 50% dans certains pays (`http://www.fishforall.org/ffa-summit/French/FFS_French_22_8_lowres.pdf`).

2005). Une nette diminution que l'auteur justifie entre autres par un changement méthodologique mais aussi par des changements d'espèces cibles dans beaucoup de pêcheries. Ces changements d'espèces cibles c'est-à-dire la commercialisation d'espèces autrefois rejetées illustreraient une chute importante des captures mondiales (Zeller et Pauly, 2005). Globalement, les niveaux de prises accessoires et les rejets dépendent des pêcheries et varient fortement dans l'espace et dans le temps, et en fonction de plusieurs autres facteurs comme par exemple les facteurs techniques, économiques et environnementaux (Stratoudakis *et al.*, 1999; Kelleher, 2005; Rochet et Trenkel, 2005). Les pêcheries thonières à la senne font ainsi partie de celles qui produisent peu de prises accessoires (moins de 10% des captures totales en poids), loin derrière les pêcheries chalutières crevettières dont le taux de prises accessoires varient entre 60-90% des captures totales (Harrington *et al.*, 2005; Kelleher, 2005). Cependant, outre les difficultés liées à l'accès aux données et aux interrogations sur leur qualité, apparaît dans cette étude, la question apparemment simple mais épineuse qu'est la définition même des termes « capture accessoire » et « rejet ».

1.1.3 Capture accessoire et rejet dans les pêcheries : une prise de conscience ?

La croissance exponentielle du nombre de publications portant sur la question des captures accessoires et des rejets montre l'importance de cette problématique. Il apparait depuis quelques années une sorte de convergence quasi universelle vers des considérations écosystémiques c'est-à-dire vers une pêche durable, plus sélective, ne produisant pas de rejets et plus respectueuse des écosystèmes marins. Or la capture accessoire et les rejets sont des phénomènes certainement aussi anciens que l'utilisation d'engins de prélèvement massif de moins en moins sélectifs dans les pêcheries. On trouve d'ailleurs les premières références sur les rejets dans la bible (cf. Mathieu, 13, 47-48). Ces changements dans la perception des pêcheries et de leur gestion témoignent certainement d'une prise de consience des acteurs et de la société mais ils traduisent aussi des implications politiques voire des pressions de la part d'organisations non gouvernementales. Par exemple, la mise à bord d'observateurs pour le comptage du nombre de dauphins tués dans la pêcherie thonière à la senne dans l'océan Pacifique Est, débuté en 1974, a été la conséquence d'une forte pression de l'opinion publique américaine qui a abouti à un arrêté signé en 1972 par le congrès américain pour la protection des mammifères marins. Ce soulèvement de l'opinion publique a été provoqué par les chiffres sur la mortalité des dauphins publiés dans un rapport de mission en mer d'un scientifique ayant embarqué sur un bateau de pêche (Hall *et al.*, 2003). Des méthodes ont alors été développées dans l'océan

Pacifique Est pour pouvoir libérer les dauphins enclerclés au cours des opérations de coup de senne. C'est à partir de 1992 qu'une convention a été signée, fixant chaque année une limite de mortalité totale de dauphins par les senneurs (Hall, 1998). Un autre exemple, cette fois plus politique, est celui des propositions relatives à la réforme de la politique commune des pêches (PCP) en Europe, soumises en juillet 2011 au conseil des ministres et au parlement européen pour approbation en vue d'une entrée en vigueur en janvier 2013. Parmi ces propositions figure l'obligation de débarquement des rejets des espèces sous TAC[2] et quota. Cette proposition obligerait, si elle est votée, les états membres à faire en sorte que les pêcheurs débarquent obligatoirement la totalité des captures d'espèces commerciales soumises à ces règlementations (`http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2011:0425:FIN:FR:PDF`).

1.2 Contexte et problématique de la thèse

1.2.1 Pêcheries thonières et prises accessoires

Les captures mondiales de thonidés s'élèvent aujourd'hui à près de 6 millions de tonnes (FAO, `http://www.fao.org/fishery/statistics/tuna-catches/en`). La pêche thonière à la senne qui représente environ 60% des captures mondiales de thonidés est le type de pêche prédominant en termes de prises de thonidés dans tous les océans du monde, suivie de la pêche thonière à la palangre et à la canne, qui en représentent environ 15% et 11%, respectivement (Miyake *et al.*, 2004; Maguire *et al.*, 2006; Majkowski, 2007; Fonteneau, 2009, 2010). Bien que la question des captures accessoires soit connue depuis un certain temps dans les pêcheries thonières (Smith, 1983), les prises accessoires et les rejets de ces pêcheries thonières tropicales font l'objet d'une attention particulière depuis ces deux décennies (Soykan *et al.*, 2008), en particulier au sein des organisations régionales de gestion des pêcheries thonières (ORGP-T). Par exemple, des sous-comités et groupes de travail ont été créés dans les commissions thonières pour analyser les effets globaux de la pêche sur les écosystèmes marins. Aussi, de nombreux moyens ont été déployés pour la mise en oeuvre de programmes observateurs régionaux afin d'évaluer les prises accessoires et rejets de ces pêcheries (Gilman, 2011).

1.2.2 La pêcherie thonière tropicale européenne à la senne

La pêche thonière européenne à la senne s'opère dans l'océan Atlantique depuis le début des années 1960 (Fonteneau, 2009) et dans l'océan Indien dès les débuts

2. Totaux admissibles de capture

des années 1980 (Fonteneau, 2010), ciblant principalement quatre espèces de thons majeurs à savoir le listao (*Katsuwonus pelamis*), l'albacore (*Thunnus albacares*), le patudo (*Thunnus obesus*) et le germon (*Thunnus alalunga*). Ces espèces sont regroupées sous le vocable de thons majeurs ou espèces cibles ou encore espèces principales. Les captures de thons de cette pêcherie, durant la dernière décennie s'évaluent à une moyenne annuelle fluctuant autour des 400000 tonnes pour un maximum d'environ 565000 tonnes en 2003, dans les deux océans (Pianet *et al.*, 2008, 2010). Les captures provenant de l'océan Indien représentent environ 2/3 des prises de la pêcherie. Les nombres de bateaux, de jours de recherche et de calées positives correspondent à une moyenne sur la décennie de 45, 10000 et 9000, respectivement, pour l'océan Indien et 30, 8000 et 4000 pour l'océan Atlantique. Les thons majeurs capturés par les senneurs européens sont principalement destinés aux usines de transformation pour la fabrication des conserves de thon. L'exploitation des thonidés de l'Atlantique Est et de l'océan Indien fait l'objet d'accords de pêche signés par l'Union européenne avec certains pays côtiers depuis plusieurs décennies ; les pays communautaires pêchant le « surplus » de production halieutique dont sont censés disposer les pays côtiers d'Afrique. L'Union européenne est, en termes de capture, l'un des acteurs principaux dans l'exploitation des ressources thonières tropicales, notamment en Atlantique Est. Ceci lui confère une responsabilité particulière dans le domaine de la conservation et de l'aménagement des pêcheries dans le cadre des commissions régionales de gestion que sont la CTOI (Commission des Thons de l'Océan Indien) et la CICTA (Commission Internationale pour la Conservation des Thonidés en Atlantique). L'Union européenne a aussi pour engagement de veiller à une exploitation durable des ressources marines exploitées par les bateaux communautaires dans le cadre des accords de pêche. Elle a ainsi pour obligation de fournir les statistiques officielles sur les prélèvements effectués par les senneurs européens.

1.3 Objectifs de la thèse

Les statistiques relatives aux débarquements des catégories commerciales de thons majeurs de la PTTES sont publiées dans les bases de données des commissions thonières que sont la CTOI et la CICTA. Cependant, les seules informations disponibles sur les captures accessoires de la pêcherie sont les estimations issues des études effectuées lors des programmes observateurs précédents dont seul le programme « *faune associée* » était spécifiquement orienté vers les prises accessoires des thoniers senneurs (Stretta *et al.*, 1997; Gaertner *et al.*, 2002). Les prises accessoires des pêcheries thonières à la senne sont composées d'une cinquantaine d'espèces

marines [3] (Amandè *et al.*, 2010) parmi lesquelles des espèces dites emblématiques, vulnérables ou ménacées (tortues, requins, raies, mammifères marins) dont les caractéristiques biologiques (en l'occurrence leur faible taux de reproduction) ne leur permettent pas de tolérer une exploitation soutenue et de surcroît non maîtrisée (Gilman, 2011). De plus, les prises accessoires sont majoritairement composées de petits individus de thons majeurs (rejetés dans l'océan Indien et souvent conservés dans l'Atlantique) dont les ORGP-T recommandent la prise en compte dans les évaluations de stocks (ICCAT, 2008).

Cette thèse a pour but d'analyser les données observateurs collectées à bord des thoniers senneurs européens des océans Atlantique et Indien, afin de (1) fournir une estimation des prises accessoires et des rejets telles que recommandées par les commissions thonières des océans Atlantique et Indien, (2) proposer une méthode de référence à la fois robuste et pratique pour l'estimation des captures accessoires de la PTTES et (3) proposer des mesures de gestion des prises accessoires de cette pêcherie.

La présentation de ce travail se décline en sept (7) chapitres dont le présent dans lequel nous avons exposé le contexte et la problématique de cette thèse. Le chapitre suivant sera consacré à une description et à une analyse préliminaire des données. Puis nous ferons l'état des lieux de la pêcherie, en termes d'estimation des prises accessoires et de méthodes d'estimation. Le chapitre 4 portera sur une analyse comparative des méthodes d'estimation des prises accessoires. Nous ferons ensuite une mise à jour de l'estimation des prises accessoires de la PTTES qui sera suivie d'un ensemble de réflexions sur des potentielles mesures de gestion des prises accessoires. Et enfin le chapitre de conclusion dans lequel nous ferons un bilan des résultats et aborderons quelques discussions et perspectives générales.

3. Il s'agit des espèces formellement identifiées par les observateurs. Certains individus non identifiés sont enregistrés par leur famille ou leur groupe.

Chapitre 2

Description, exploration et analyse préliminaire des données

Sommaire

2.1 Zones de pêche 12
2.2 Déroulement d'une opération de coup de senne 12
2.3 Classification de la capture : schéma conceptuel 15
2.4 Données 17
2.4.1 Données de livre de bord ou « logbook » 18
2.4.2 Données d'observateurs embarqués 18
2.5 Processus d'échantillonnage, définition d'unité statistique . 20
2.5.1 Choix du matériel de travail 21
2.6 Analyses descriptives des données 22
2.6.1 Description des données observateurs utilisées 22
2.6.2 Représentativité des données observateurs 25
2.7 Quelques caractéristiques de la capture accessoire 27
2.7.1 Occurrence des espèces accessoires 27
2.7.2 Proportion de la capture accessoire en poids 27
2.7.3 Taux de rejets 27
2.7.4 Structure de taille des principales espèces 28

Le but de ce chapitre est d'expliciter les concepts et termes usités puis de présenter les données utilisées et les résultats de l'analyse exploratoire de ces données. Le caractère heuristique de cette analyse exploratoire a conduit à une multitude de résultats dont seulement ceux jugés les plus pertinents ont été présentés dans ce document.

2.1 Zones de pêche

La zone de pêche de la flotille thonière s'étend dans l'Atlantique entre les latitudes 15°S et 25°N et de la longitude 30°W à la côte africaine. Dans l'océan Indien, cette zone s'étend entre les longitudes 30°E et 80°E et les latitudes 25°S et 25°N (Figure 2.1). Que ce soit dans l'Atlantique ou dans l'océan Indien, la zone de pêche est stratifiée spatialement en petites zones dites zones d'échantillonnage tropical (zone ET). Les zones ET, actuellement validées et utilisées à l'ICCAT comme à la CTOI, ont été définies en 1997 dans le cadre du projet européen ET, à partir d'une étude sur 10 ans dans les deux océans (Pallarés et Hallier, 1997; Pallarés et Petit, 1998). Il s'agit de zones d'échantillonnage multispécifique de la composition spécifique réelle des débarquements ainsi que de la composition en taille des principales espèces de thonidés capturées selon les strates spatio-temporelles, le type d'association et la catégorie de poids des individus (Pianet *et al.*, 2000).

2.2 Déroulement d'une opération de coup de senne

La mise à l'eau de la senne (filet utilisé par les thoniers senneurs) est du ressort du capitaine du bateau qui est le responsable durant toute la marée [1]. Le capitaine est aidé dans ses tâches par un second qui est le chef mécanicien. La décision de mise à l'eau de la senne est conditionnée par l'identification d'un banc de thons au moyen d'outils technologiques dont sont dotés les bateaux mais surtout et essentiellement par une confirmation visuelle au moyen de jumelles.
Les thons se caractérisent par un comportement agrégatif qui se traduit par la formation de banc. Ces bancs de thons peuvent se former de façon naturelle dans la colonne d'eau : on parle alors de banc en nage libre ou simplement de banc libre (BL). Mais ces bancs peuvent aussi se former autour d'objets flottants présents dans leur environnement : on parle de banc associé à un objet flottant ou simplement de banc objet (BO). Les objets flottants étaient à l'origine constitués d'éléments

1. La marée désigne une sortie en mer du bateau. Elle dure environ 45 jours correspondant au temps mis entre la date de sortie du port du bateau et sa date de débarquement. La date de fin d'une marée, conventionnellement utilisée comme date de référence de la marée, correspond à la date de débarquement du bateau à un port.

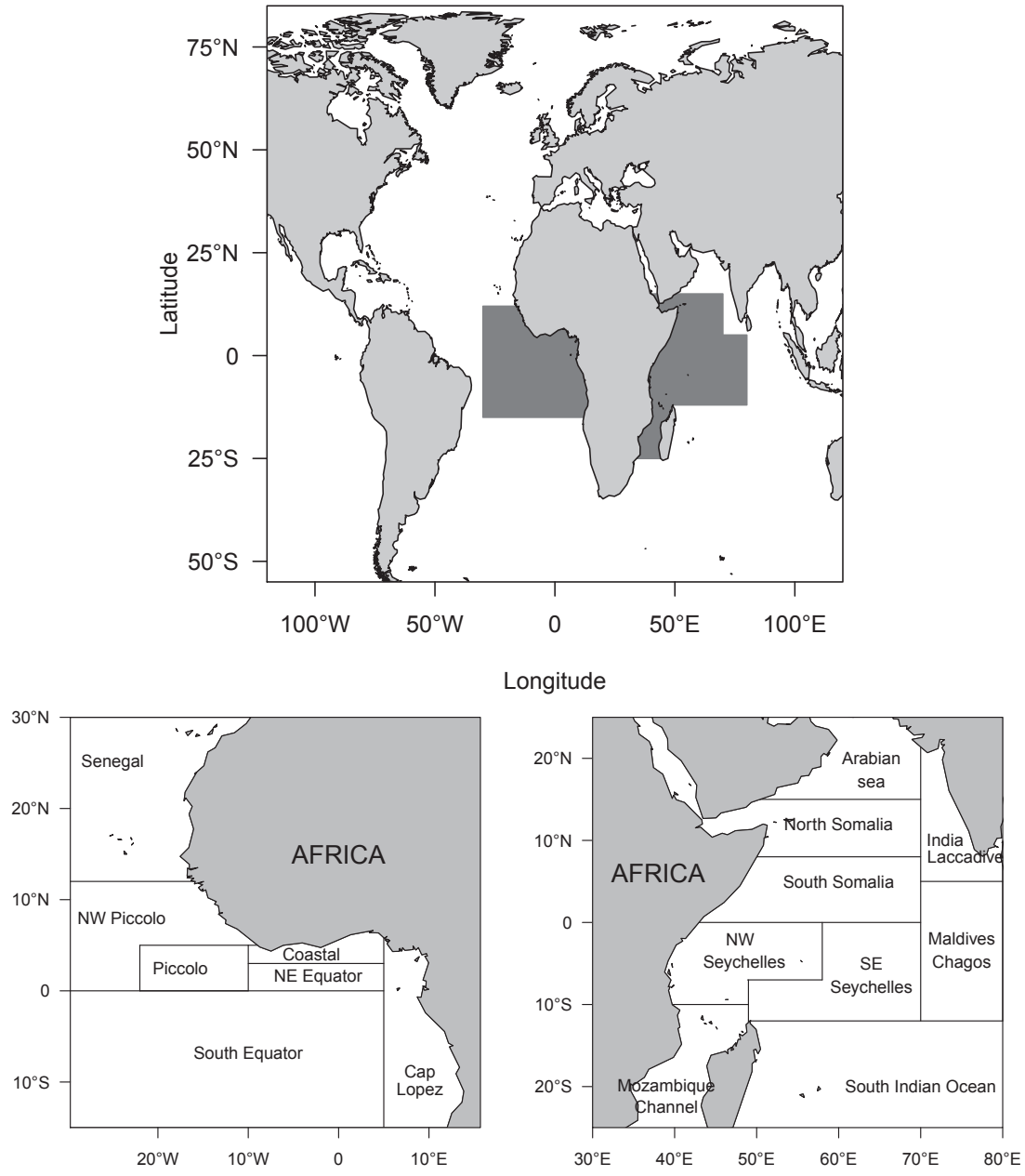


Figure 2.1 – Zone de pêche de la flottille de senneurs européens avec délimitation des zones ET.

pouvant se retrouver dans le milieu et dont les sources étaient extérieures aux senneurs. Il s'agit par exemple de branches, de troncs d'arbre ou de billes de bois autour desquelles s'agrégeaient les thons. Actuellement, les objets flottants sont majoritairement fabriqués et déployés par les pêcheurs eux-mêmes dans l'océan afin de concentrer le poisson. Ces objets artificiels sont désignés sous le vocable de dispositif de concentration de poissons (DCP [2]). Dans ce document, l'acronyme BO

2. Les correspondances en anglais de BO et DCP sont FOB (floating object) et FAD (fish aggregating devices), respectivement.

ou DCP est employé de façon générique pour désigner les objets flottants, qu'ils soient d'origine naturelle ou artificielle. Il faut noter qu'un DCP est en général équipé d'une balise qui signale régulièrement sa position au bateau propriétaire.

Le filet n'est donc mis à l'eau que si la biomasse présente est estimée satisfaisante par le capitaine. L'opération de coup de senne encore appelée calée peut alors commencer. Le déroulement de la calée (figure 2.2) débute par le largage du skiff qui est une petite embarcation à moteur très puissante utilisée pour maintenir l'extrémité du filet pendant son déploiement puis à le ramener à la fin. Il s'ensuit alors le filage qui consiste à déployer la senne [3] autour du banc de poissons dont le déplacement et la profondeur sont suivis attentivement au sonar [4] par le capitaine et son second. Le filage est une étape très importante au cours de laquelle le bateau se déplace à vive allure c'est-à-dire à une vitesse supérieure ou égale à douze (12) nœuds. Cette étape est immédiatement suivi de l'encerclement qui consiste à fermer les deux extrémités du filet. Ces deux étapes de l'opération de coup de senne durent environ cinq (5) minutes chacune. Puis s'ensuit le coulissage qui consiste à resserrer la base de la senne afin de la transformer en une cuvette. Le coulissage dure environ vingt-cinq (25) minutes. Le poisson peut toujours s'échapper jusqu'à la fin du coulissage. Le virage de la senne commence dès la fin du coulissage et dure environ cinquante (50) minutes. Il consiste à ramener le filet via une grosse poulie montée sur un mât appelé power-block, et à le ranger à l'emplacement réservé à cet effet. La formation d'une poche dans laquelle se concentre la capture caractérise la fin du virage. Cette poche est peu à peu resserrée afin de remonter la capture à la surface et débuter la dernière étape qui est le salabardage. La salabarde est une grande épuisette pouvant contenir à peu près cinq (5) tonnes de poissons. Elle permet de puiser le poisson dans la poche du filet afin de le ramener sur le pont. Le contenu de la salabarde est ensuite déversé dans la goulotte [5] à destination du faux-pont qui permet de rediriger le poisson dans les cuves. La capture totale est ainsi ramenée au bateau, salabarde après salabarde.

Ainsi une calée peut viser un banc de thons

– en nage libre : on parle alors de calée sur banc libre [6]

3. Le filet a une longueur totale variant entre 1500 et 2000 mètres et une chute d'environ 300 mètres.

4. C'est un appareil, utilisant les propriétés particulières de la propagation du son dans l'eau pour détecter et situer les poissons sous l'eau.

5. C'est une large ouverture dans le pont supérieur servant à faire passer le poisson capturé vers le faux pont (pont inférieur).

6. Les expressions « calée sur banc libre » ou encore « calée sous objet flottant » sont couramment utilisées dans le milieu de la pêche thonière à la senne et dans les ORGP-T. Mais il est clair qu'une calée ne se fait pas SUR ou SOUS un banc de thon ou un objet flottant. Nous avons toutefois choisi de maintenir ces expressions qui ne changent rien au contenu du manuscrit.

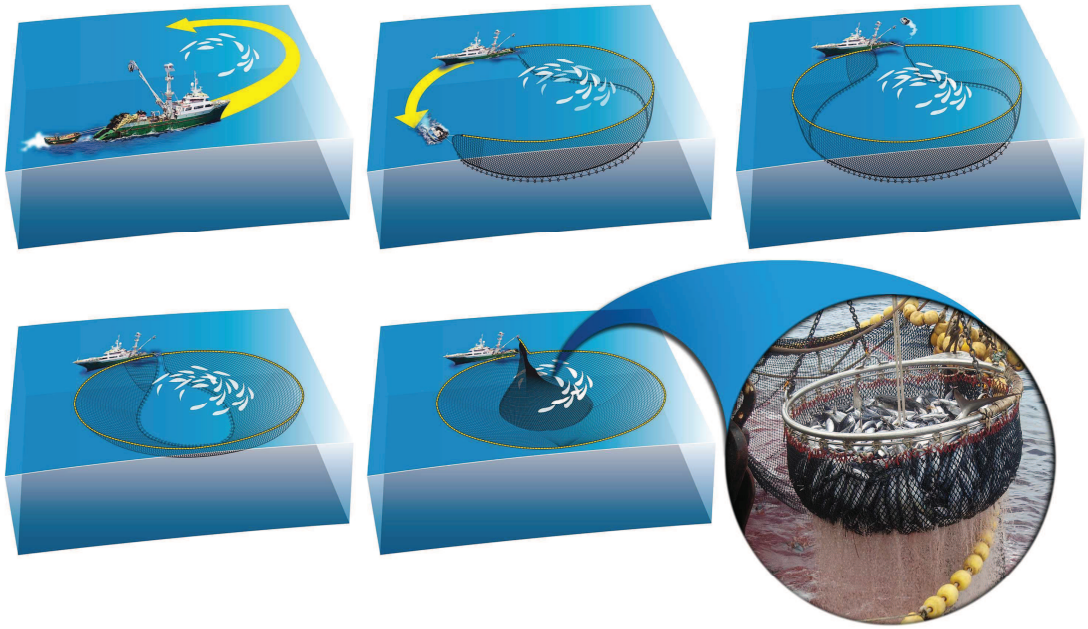


Figure 2.2 – Etapes du déroulement d'une opération de coup de senne. Une calée moyenne dure environ 90 minutes depuis le largage du skiff jusqu'au virage. La durée du salabardage dépend du tonnage et est d'environ 1min 30s par coup de salabarde.

– associé à un objet flottant : on parle dans ce cas de calée sous objet flottant ou simplement de calée sous objet.

Par extension, on associera le sigle BL à une calée sur banc libre et BO à une calée sous objet flottant. On appelle « mode de pêche » ou type de banc, le facteur à deux (2) modalités caractérisées par le type d'association du banc (BL ou BO). La capture de thons majeurs résultant de calées sur banc libre est en général composée de gros individus avec une dominance d'albacore tandis que les calées sous objet flottant entraînent des captures plus mélangées de thonidés, dominées par les prises de listao. La figure 2.3 montre la composition spécifique de la capture de thons majeurs en fonction du mode de pêche.

2.3 Classification de la capture : schéma conceptuel

Le schéma conceptuel (figure 2.4) illustre la composition de la capture totale résultant d'une calée. Le but de ce schéma est de permettre au lecteur d'appréhender les notions de capture accessoire (« bycatch ») et de rejet (« discard ») telles qu'utilisées dans ce présent document. La définition utilisée dans ce document est adaptée de celle proposée par Davies *et al.* (2009). Ainsi :

– la ***capture*** désigne le prélèvement total effectué suite à une calée. La capture

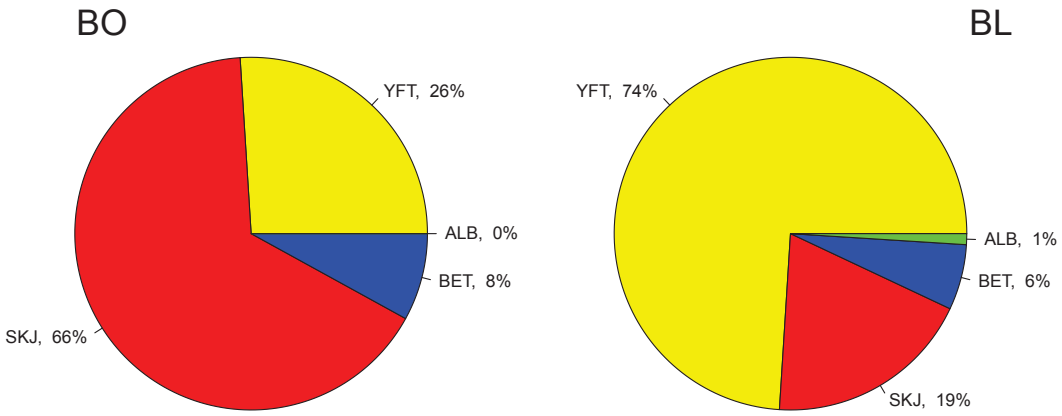


Figure 2.3 – Composition spécifique de la capture de thons majeurs selon le mode de pêche(BO=calées sous objets flottants et BL=calées sur banc libre) à partir des données de livre de bord de l'océan Indien sur la période 2003-2009. Les codes SKJ, YFT, BET et ALB désignent le listao (*Katsuwonus pelamis*), l'albacore (*Thunnus albacares*), le patudo (*Thunnus obesus*) et le germon (*Thunnus alalunga*), respectivement.

comprend toutes les espèces et individus ciblés et non ciblés.

- les ***espèces cibles*** désignent les quatre espèces de thons majeurs que sont le listao (*Katsuwonus pelamis*), l'albacore (*Thunnus albacares*), le patudo (*Thunnus obesus*) et le germon (*Thunnus alalunga*).
- la ***production*** est la fraction des individus d'espèces cibles ayant un poids supérieur au poids minimal commercial, mise en cuve pour la transformation en conserve dans les ports de débarquement ou pour l'exportation. En réalité, les thons majeurs sont comptabilisés par les pêcheurs selon des catégories de poids dont la plus petite est $< 1.8\ kg$ pour le listao et $< 3\ kg$ pour les autres thons majeurs. Il n'existe donc pas de poids minimal au sens réglementaire du terme. Il existe cependant un poids minimal en deça duquel le poisson est refusé par les conserveries qui est de 1.5 kg. Ce poids de 1.5 kg est donc assimilé au poids minimal commercial. La production est en d'autres mots la part de la capture qui justifie l'existence de la pêcherie.
- la ***capture accessoire*** (ou « ***bycatch*** » en anglais) désigne l'ensemble des espèces non ciblées auquel s'ajoute les petits individus d'espèces cibles c'est-à-dire les thons majeurs dont le poids est inférieur à 1.5 kg. Autrement dit, la capture accessoire est la fraction complémentaire de la production, les deux constituant la capture totale. La capture accessoire peut être conservée ou rejetée.

– le ***rejet*** (ou « ***discard*** » en anglais) désigne la part non conservée de la capture accessoire. Les individus peuvent être rejetés morts ou vivants. Il est extrêmement rare qu'une part de la production soit rejetée[7], la pêcherie thonière tropicale à la senne n'étant soumise à aucune contrainte particulière sur les tonnages des thons majeurs.

Le tri de la capture totale est effectué au niveau du faux-pont. C'est à ce niveau que l'observateur effectue les mensurations des espèces et les estimations des prises accessoires.

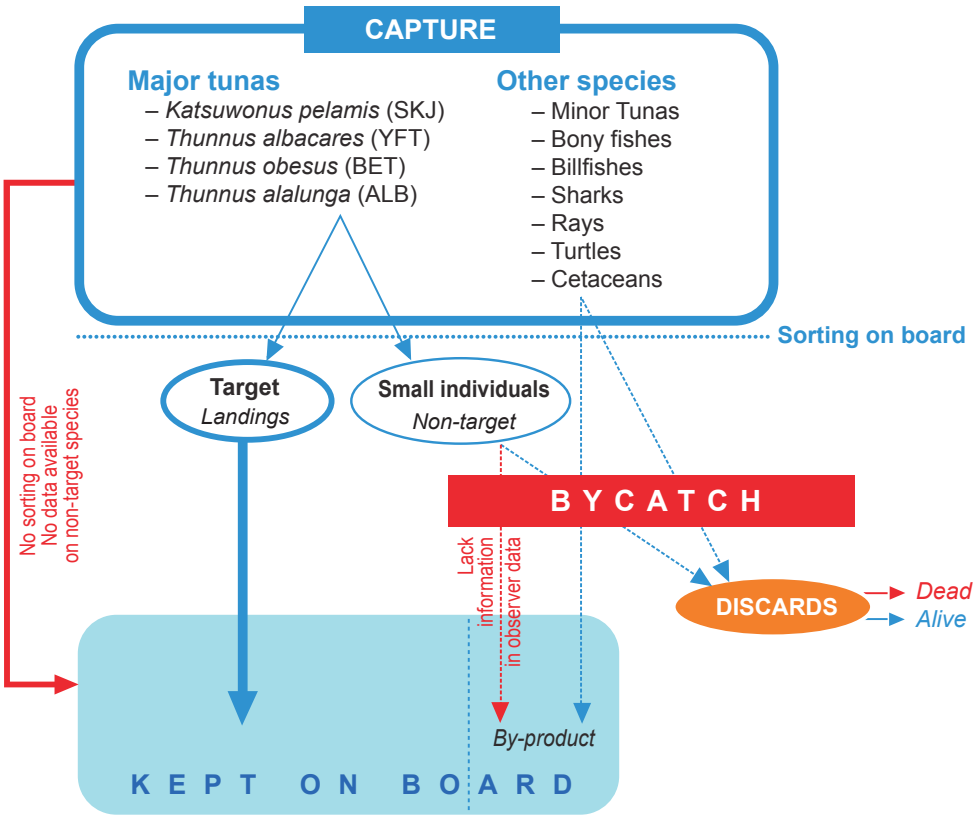


Figure 2.4 – Schéma conceptuel de la classification du prélèvement total effectué par une calée.

2.4 Données

La base de données utilisée pour ce travail est constituée des données issues de deux sources : les livres de bords et les observations en mer effectuées par des

7. cela peut arriver seulement en cas de cuve pleine

observateurs embarqués à bord de senneurs français et espagnols exerçant dans les océans Atlantique et Indien.

2.4.1 Données de livre de bord ou « logbook »

Le livre de bord ou encore « logbook » en anglais est un cahier dans lequel le capitaine du bateau note les informations relatives à la pêche. Le remplissage du livre de bord est obligatoire pour tous les bateaux. Il est normalement rempli à chaque coup de senne mais il arrive qu'il ne soit renseigné qu'une seule fois par jour. Les informations inscrites par les capitaines de bateau sont entre autres, la position géographique et l'heure de la calée, le type de banc, la capture estimée de thons majeurs par espèce et par catégorie commerciale, le numéro de la cuve contenant la capture. Le capitaine est tenu de mentionner également le nombre de calées (positives ou nulles) effectués dans une journée en cas de remplissage unique du livre de bord. Dans ce cas, c'est la position géographique de midi qui est indiquée dans le livre de bord et la capture de thons majeurs correspondante à cette position est le cumul des captures du jour. Les livres de bord sont ensuite collectés dans les ports de débarquement où se font les échantillonnages de tailles et les pesées des thons majeurs mis en cuve. Les estimations des captures par espèce et la composition spécifique faites par le pêcheur sont alors corrigées après le débarquement, sur la base des pesées et des échantillonnages de tailles effectués au port du débarquement. Les données de livres de bord issues des bateaux français et espagnols sont utilisées chaque année pour les rapports nationaux et les statistiques de la flottille européenne[8] de senneurs tropicaux exerçant dans les océans Atlantique et Indien (Pianet *et al.*, 2008; Chassot *et al.*, 2010b; Pianet *et al.*, 2010; Chassot *et al.*, 2011). Les données brutes non corrigées de la flottille sont disponibles chaque trimestre alors que les données corrigées, elles, sont disponibles l'année $n + 1$. En effet, la correction des données brutes de l'année n est effectuée au début du deuxième trimestre de l'année $n + 1$ (Chassot E., *comm. pers.*). Les données de livres de bord utilisées dans cette thèse sont celles de 2003-2009 ayant passé le processus de correction et de validation.

2.4.2 Données d'observateurs embarqués

Dans le cadre de la politique commune des pêches (PCP), l'Union européenne a mis en place depuis 2001, des fonds pour un programme pluriannuel de collecte, gestion et publication de données économiques et biologiques fines, précises, pertinentes et actualisées. L'actuel cadre de collecte de données ou Data Collection Framework (DCF) mis en place en 2008 reste valable jusqu'en 2013 (`http://ec.`

8. Cette flottille est principalement constituée des bateaux français et espagnols.

europa.eu/fisheries/cfp/fishing_rules/data_collection/index_fr.htm). Il s'agit d'un programme européen mis en œuvre par chaque Etat participant dans les eaux européennes mais aussi partout où interviennent des bateaux portant un pavillon des pays communautaires.

En France, c'est la Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture (DPMA) qui coordonne la mise en œuvre de ce programme institué sous le règlement EC-DCR N° 199/2008 du 25 février 2008. En Espagne, c'est la Direction Générale des Pêches Maritimes (DGPM) qui en est responsable. Le volet pêche thonière tropicale du programme d'observateurs embarqués de la DCF est réalisé par l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD) pour le compte de la France et par l'Instituto Español de Oceanografía (IEO) et l'AZTI Technalia (AZTI) pour l'Espagne. Bien que ce soient des programmes nationaux, c'est-à-dire réalisés indépendamment par chaque pays, il y a eu (et il y a encore) une forte concertation entre les instituts français et espagnols pour la conduite des programmes observateurs de la PTTES. Par exemple des formulaires communs, des formations analogues, des documents de référence identiques et un système de gestion de base de données unique et centralisé ont été établis par l'IRD, l'IEO et l'AZTI pour le compte de la flottille européenne.

Les données d'observateurs embarqués ou simplement « données observateurs » sont collectées par des observateurs qui embarquent à bord des navires de pêche durant une marée entière pour la collecte d'informations fines, selon des formulaires de collectes de données et des procédures spécifiques. Dans le cas de la PTTES, un observateur embarque pour une marée soit environ 45 jours de pêche. Durant son séjour, l'observateur a pour mission de suivre les activités de pêche du bateau opérant dans la zone intertropicale pendant toute la durée de la marée et de recueillir un certain nombre d'informations relatives à l'ensemble des activités du bateau. Il dispose pour cela des cinq formulaires suivants :

FORMULAIRE A : Ce formulaire résume l'activité du senneur, ses changements d'activité, les détections et les observations de l'environnement durant toute la marée. L'observateur le remplit chaque jour de façon continue, entre le début et la fin de veille du bateau, à chaque occurrence d'un évènement quelconque lié à l'activité du bateau. Ce formulaire est aussi rempli à chaque heure même si rien ne se passe. Le formulaire A sert en particulier à reconstituer le trajet du bateau et à identifier ses activités durant une marée.

FORMULAIRE B : Il décrit une activité particulière du formulaire A qui est celle d'une opération de coup de senne. Le formulaire B fournit une description détaillée de toutes les informations liées à une activité de pêche. Par exemple, la position, l'heure de mise à l'eau du filet, l'estimation de la capture avant et après la calée, la composition spécifique de la capture sont des informations recueillies dans le formulaire B. Sur ce formulaire, l'observateur a la respon-

sabilité de fournir une estimation par espèce, en nombre et/ou en poids, des captures accessoires conservées. Il fournit également une estimation des rejets par espèce de toutes les espèces y compris les thons majeurs. L'observateur associe également une taille moyenne ou un poids moyen à chaque estimation de capture rejetée ou conservée. L'observateur ne fait cependant pas d'estimation de thons majeurs conservés. Il se réfère pour cela à l'estimation fournie par le capitaine.

FORMULAIRE C1 : Le formulaire C1 est destiné à mesurer uniquement les tailles des thons majeurs et mineurs rejetées. La capture conservée de thons étant échantillonnée lors des débarquements.

FORMULAIRE C2 : Il est l'équivalent du formulaire C1. Le formulaire C2 est destiné à mesurer les tailles des autres espèces accessoires, qu'elles soient rejetées ou conservées.

FORMULAIRE D : Il permet de décrire chaque objet flottant et l'activité qui lui vaut cette description. Par exemple, la visite ou la mise à l'eau d'un objet flottant. La présence de tortue ou de requin maillé, la référence d'une balise le cas échéant sont également des informations relatées par l'observateur dans ce formulaire.

Ces cinq formulaires de collecte de données sont présentés à l'annexe A.

Il faut noter que les observateurs n'ont pas pour mission d'estimer les thons majeurs mis en cuve ni de procéder à une quelconque observation en l'absence de tri de la capture totale à bord du bateau. Les pesées et mensurations de thons majeurs mis en cuve étant effectuées dans les ports de pêche. Les observateurs estiment donc uniquement les rejets de thons majeurs et les captures accessoires rejetées ou conservées des autres espèces. Il n'y a donc pas d'observation sur la prise accessoire en l'absence de tri de la capture totale. Aussi, les données relatives aux petits individus de thons majeurs mis en cuve sont-elles pratiquement inexistantes dans les données observateurs. L'absence d'information sur les petits individus de thons majeurs mis en cuve ne devrait toutefois pas être inquiétante dans l'océan Indien où les petits individus de thons majeurs sont majoritairement rejetés (cf. section 2.7.3), contrairement à l'océan Atlantique où il existe un marché pour cette fraction de la capture.

2.5 Processus d'échantillonnage, définition d'unité statistique

Les données de livre de bord sont exhaustives c'est-à-dire qu'elles sont fournies par chaque bateau après chaque marée. Les données observateurs quant à elles, re-

présentent un échantillon des marées de la pêcherie. L'échantillonnage des données observateurs est basée sur les marées qui, *théoriquement*, devraient être choisies de façon aléatoire. Mais dans la pratique l'embarquement d'un observateur à bord d'un bateau est le fruit d'un accord préalable entre l'institut responsable de ce programme observateur et les armements. La disponibilité de place à bord des bateaux est souvent la raison majeure de refus. Ces refus d'embarquement empêchent l'équiprobabilité de sélection des marées en faveur d'un caractère certes aléatoire mais plutôt opportuniste.

Chaque observateur embarque pour une marée entière et y procède à un échantillonnage exhaustif des calées. La marée est donc par définition l'unité statistique primaire. Le protocole d'échantillonnage et par conséquent le calcul du taux de couverture sont basés sur la marée et n'ont de sens qu'à cette échelle. La marée intègre la calée mais contrairement à cette dernière, la marée ne peut se définir ponctuellement dans l'espace ni dans le temps. Un des inconvénients de la marée comme unité statistique est le fait que la division de la population des marées en strates est rarement réalisable. Par exemple, les marées peuvent être regroupées par flottille (Espagne ou France) mais elles ne peuvent pas l'être par mode de pêche ni par zone. Par convention, on utilise la date de fin de marée comme date de référence à une marée. La calée représente donc l'unité d'observation des données telles que collectées par les observateurs embarqués. La calée est une seconde unité statistique qui, elle, se définit ponctuellement, dans l'espace et dans le temps. La population totale des calées peut être divisée *a posteriori* en strates indépendantes et exclusives selon plusieurs critères : la flottille, le mode de pêche, la saison, la zone, etc. Les informations de la base de données de travail sont ainsi structurées par calée. Mais les deux niveaux d'unité statistique peuvent être utilisés en fonction des questions que l'on se pose. Le passage de la base de données à une structure par marée se fait par agrégation des calées suivants des opérations adéquates simples (moyenne, nombre, minimum, maximum ...). Le taux de couverture cible du programme observateur DCF est de 10% de l'ensemble des marées de la pêcherie.

2.5.1 Choix du matériel de travail

Une grande partie de ce travail de thèse a consisté à récupérer, compiler et épurer quand cela était possible les bases de données observateurs historiques existantes depuis 1995. Nous avons ainsi procédé à l'intégration [9] des données provenant des programmes historiques dans la base de données actuelle choisie comme base de référence. Il s'est agi :

9. Il s'est agi d'un travail long et fastidieux qui ne fait pas l'objet de ce document et qui par conséquent n'y est pas détaillé.

- de la « *faune associée* » (792 calées) qui a été mise en œuvre entre 1995-1996 dans les océans Atlantique et Indien.
- du « *patudo* » (1894 calées) qui s'est déroulé entre 1997-1999 dans l'océan Atlantique.
- du « *moratoire* » (3556 calées) qui a eu lieu entre 1997-2005 dans l'océan Atlantique.

Nous n'avons cependant pas pu utiliser les données historiques pour une question de validation des données. De plus, chaque programme avait ses objectifs particuliers, qui n'étaient pas forcément en lien direct avec les captures accessoires. Les données observateurs utilisées dans cette thèse sont uniquement celles du programme observateur en cours c'est-à-dire la DCF. Une partie du travail a été effectuée avec les données de l'océan Atlantique, aboutissant à une publication dans Aquatic Living Resources [10]. Cependant, nous avons choisi l'océan Indien comme cadre de travail car les données observateurs y étaient deux fois plus nombreuses que dans l'Atlantique pour la période d'étude. Ainsi, la suite de ce document repose sur les données de l'océan Indien, sauf spécification contraire.

2.6 Analyses descriptives des données

Quelques résultats d'exploration des données sont présentés dans cette section. En particulier, la « représentativité » des données observateurs est explorée en les confrontant aux données de livre de bord. Rappelons que cette section du travail est basée sur les données de l'océan Indien uniquement. Une description des données de l'océan Atlantique est accessible dans l'article de Amandè *et al.* (2010) présenté à la section 3.1 (41).

2.6.1 Description des données observateurs utilisées

Les données observateurs sont collectées depuis 2003 pour le compte de l'Espagne par deux centres de recherche que sont l'IEO et l'AZTI et depuis 2005 par l'IRD pour le compte de la France. Le taux de couverture de la pêcherie qui était d'environ 1.7% en 2003 a évolué progressivement pour approcher le taux cible de 10% en 2007 avant de décroître par la suite jusqu'à 4% de couverture en 2009. Cette diminution du taux de couverture traduit la difficulté qu'ont eue les différents instituts pour faire embarquer des observateurs à bord des senneurs à cause de l'avènement de la piraterie dans l'océan Indien (Chassot *et al.*, 2010a). L'ensemble des données de la

10. Amandè M.J, Ariz J., Chassot E., Delgado De Molina A., Gaertner D., Murua H., Pianet R., Ruiz J. et Chavance P. *Bycatch of the European purse seine tuna fishery in the Atlantic Ocean for the 2003 - 2007 period.* **Aquatic Living Resources**, vol. 23, pages 353-362, 2010.

période a été collecté au cours de 115 marées, correspondant à un taux de couverture globale de 4.74% des 2428 marées de la pêcherie (Tableau 2.1). La proportion de coups de senne sous objet flottant a varié d'une année à l'autre avec des proportions plus élevées chez les senneurs espagnols. Cette proportion a été de 50% pour toute la flottille européenne sur l'ensemble de la période, avec des proportions de 56% et 45% pour la flottille espagnole et française, respectivement (Tableau 2.2). L'augmentation du nombre de coups de senne sous objet flottant en 2009 est liée à l'effet de la piraterie et s'explique par une adaptation stratégique des pêcheurs, privilégiant les calées sous objet aux calées sur banc libre (Chassot *et al.*, 2010a, 2011). La collecte des données en mer a été momentanément arrêtée en 2009 pour des questions de sécurité des observateurs.

Tableau 2.1 – Nombre de marées totales et observées et pourcentage de couverture des données observateurs, par pays et par année, dans l'océan Indien.

	Logbook			Observateurs			Taux de couverture (%)		
Année	Espagne	France	Total	Espagne	France	Total	Espagne	France	Total
2003	184	182	366	6	-	6	3.26	-	1.64
2004	169	177	346	9	-	9	5.33	-	2.60
2005	207	172	379	12	1	13	5.80	0.58	3.43
2006	225	179	404	12	4	16	5.33	2.23	3.96
2007	191	151	342	20	13	33	10.47	8.61	9.64
2008	164	167	331	14	14	28	8.54	8.38	8.46
2009	138	122	260	4	6	10	2.90	4.92	3.85
2003-2009	1278	1150	2428	77	38	115	6.03	3.30	4.74

Tableau 2.2 – Nombre de coups de senne et pourcentage de calées sous objets flottants par pays et par année, dans l'ensemble des données de logbook et des données observateurs dans l'océan Indien.

	LOGBOOK				OBSERVATEUR			
Année de	Nombre de calées		% BO		Nombre de calées		% BO	
la calée	Espagne	France	Espagne	France	Espagne	France	Espagne	France
2003	3661	3651	52.77	43.00	140	-	52.86	-
2004	4123	4061	45.89	37.21	220	-	58.18	-
2005	5639	4404	49.09	38.22	362	83	34.81	20.48
2006	6195	4691	53.80	41.93	276	136	43.48	48.53
2007	4937	4838	59.85	44.71	438	438	60.27	32.88
2008	4484	4517	57.18	48.62	282	414	61.35	54.35
2009	3635	2976	77.47	65.26	111	151	80.18	51.66
2003-2009	32824	29138	55.73	44.73	1829	1222	53.25	43.37

2.6.2 Représentativité des données observateurs

Les données collectées par les observateurs embarqués sont utilisées pour l'estimation des captures accessoires et des rejets de l'ensemble de la pêcherie thonière tropicale à la senne. La première question sur ces données est celle de leur cohérence pour les analyses. La question liée à la capacité des observateurs à produire des estimations fiables sera discutée dans le chapitre de conclusion. Cependant, par l'utilisation de ces données, nous postulons *in fine*, qu'elles soient suffisamment informatives et en adéquation avec la question scientifique qui fait l'objet de ce travail (Gelman et Hill, 2007). En d'autres termes, les données observateurs doivent être le reflet de celles des livres de bord. Mieux, les informations relatives à la capture accessoire telles que décrites par les données observateurs devraient être cohérentes avec celles qu'auraient fournies les données de livre de bord si les prises accessoires y étaient déclarées. En pratique, cette approche semble quelque peu paradoxale car pour notre cas, les données observateurs n'existeraient pas si les prises accessoires étaient déclarées dans les livres de bord. Nous appréhendons ici la représentativité des données observateurs par leur proximité avec celles des livres de bord. Cette représentativité est donc examinée au travers (1) de la répartition spatio-temporelle de l'effort de pêche (nombre de coups de senne) et de la capture de thons majeurs conservée, (2) de la distribution spatiale de l'effort de pêche et de la capture de thons majeurs conservée par saison (trimestre) et (3) de la distribution spatiale de l'effort de pêche et de la capture de thons majeurs conservée en fonction du mode de pêche.

Répartition spatio-temporelle de l'effort de pêche

Les figures 2.5, 2.6 et 2.7 montrent que la répartition spatiale et temporelle de l'effort de pêche obtenue à partir des données observateurs est très semblable à celle obtenue à partir des données de livre de bord. Les statistiques fournies par les données observateurs sont également similaires à celles résultant des données de livre de bord.

L'importance des coups de senne dans chaque zone ET dépend du trimestre voire des mois de l'année. L'effort de pêche est concentré dans les zones NO Seychelles, Sud Somalie, SE Seychelles, et Canal de Mozambique, qui représentent aproximativement 35%, 25%, 20% et 8%. Ces quatres zones représentent environ 90% de l'effort de pêche (Figure 2.5). Les coups de senne du premier trimestre ont lieu principalement dans la zone seychelloise (75% de l'effort du premier trimestre) tandis que ceux du deuxième trimestre se produisent à 65% entre le canal de Mozambique et la zone NO Seychelles. La pêche dans les zones NO Seychelles et Sud Somalie représente 90% des calées du troisième trimestre. La répartition des coups de senne

du quatrième trimestre est plus large, couvrant les trois zones de pêche principales avec environ 87% des calées du trimestre (Figure 2.6). La répartition des coups est de 29%, 24%, 23% et 24% pour les trimestres 1, 2, 3 et 4, respectivement. La zone SE Seychelles est dominée par les calées sur banc libre tandis que la zone Sud Somalie présente une dominance de coups de senne sous objet flottant. La proportion de calées sous objet flottant est relativement proche de 50% dans les zones du canal de Mozambique et NO Seychelles (Figure 2.7).

Répartition spatio-temporelle de la capture de thons majeurs

Comme l'effort de pêche, la répartition spatio-temporelle et les statistiques des captures de thons majeurs fournies par les données observateurs sont dans les mêmes ordres de grandeur que celles résultant des données de livre de bord (Figures 2.8, 2.9 et 2.10).

L'importance des captures de thons majeurs dans chaque zone ET dépend du trimestre voire des mois de l'année. La capture cumulée de thons majeurs est plus importante dans les zones NO Seychelles (35%), Sud Somalie (25%), SE Seychelles (20%). Ensuite vient le Canal de Mozambique qui représente approximativement 9% des captures de thons majeurs selon les données de livres de bord alors que cette zone ne représente que 6% juste après la zone Nord Somalie (7%) selon les données observateurs (Figure 2.8). Les captures produites au cours du premier trimestre par les thoniers senneurs européens proviennent principalement de la zone seychelloise tandis que celles du deuxième trimestre sont produites entre le canal de Mozambique et la zone NO Seychelles. Les captures du troisième trimestre sont partagées entre les zones NO Seychelles et Sud Somalie. La répartition des captures de thons majeurs au cours du quatrième trimestre est plus large, couvrant les trois zones principales. Ces captures sont principalement produites au-delà de la longitude 50°E (Figure 2.9). Alors que la dominance des captures sous DCP est flagrante dans l'hémisphère nord, celles des captures sur banc libre sont dans des proportions certes plus grandes mais moins majoritaires dans la partie sud de la zone de pêche (Figure 2.10).

Globalement, les structures dégagées par les distributions spatio-temporelles des captures de thons majeurs sont assez proches de celles de l'effort de pêche, aussi bien dans les données observateurs que dans les données de livre de bord. Aussi, l'analyse comparative portant sur les grands patrons connus de la pêcherie, a montré que les données observateurs sont cohérentes avec les données de livre de bord. Nous assumons donc, malgré quelques différences de chiffres dans les statistiques fournies par les deux jeux de données, que les données observateurs sont assez représentatives pour dégager des caractéristiques relatives aux prises accessoires et rejets de la pêcherie.

2.7 Quelques caractéristiques de la capture accessoire

2.7.1 Occurrence des espèces accessoires

La capture accessoire est observée dans 60% des coups de senne. Elle apparaît souvent dans les calées sous objet flottant avec un taux d'occurrence de 90% contre 30% dans les calées sur banc libre. Le taux d'occurrence dans les coups de senne est cependant très variable entre les espèces et les groupes d'espèces (Figure 2.11). Le groupe des autres téléostéens est le plus occurrent, suivi des thonidés, des requins, des poissons porte-épée, des raies et des tortues. Les requins baleines et les baleines apparaissent très rarement dans les coups de senne. Les requins baleines et les baleines encerclés par la senne au cours des calées ne sont jamais remontés sur les ponts des bateaux. Les espèces les plus occurrentes sont la daurade coryphène (*Coryphaena hippurus*), la comète saumon (*Elagatis bipinnulata*), la baliste (*Canthidermis maculatus*), le requin soyeux (*Carcharhinus falciformis*) et le wahoo (*Acanthocybium solandri*). Le taux d'occurrence est souvent faible à l'échelle de l'espèce. En effet, deux tiers des espèces accessoires ont un taux d'occurrence inférieur à 1% dans les calées et 90% des espèces affichent un taux d'occcurrence inférieur à 10%.

2.7.2 Proportion de la capture accessoire en poids

La capture accessoire en poids est dominée par les thonidés qui en représentent 59%, suivi par le groupe des autres poissons osseux (30%). D'une façon générale, la dominance en poids au sein de chaque groupe est due à deux ou trois espèces qui représentent à elles seules entre 60% et 90% de la biomasse du groupe. La figure 2.12 illustre la proportion en poids de chaque groupe d'espèces et la part intra-groupe que représente les espèces principales.

2.7.3 Taux de rejets

La capture accessoire occassionnée par la pêcherie est très majoritairement rejetée à la mer. Selon les données observateurs, tous les cétacés et les tortues sont rejetés [11] vivants. Les espèces accessoires les plus conservées dans l'océan Indien, en proportion relative à leur capture, sont les poissons porte-épée et les requins dont

11. L'utilisation du terme rejet n'est pas appropriée pour les cétacés. On parle plutôt de « relâchement » ou d'« échappement » pour traduire le fait que les cétacés ne sont jamais remontés à bord des bateaux. Dans la plupart des cas, les cétacés s'échappent au cours du virage. Mais le requin baleine est quant à lui, souvent relâché par l'équipage à la fin du virage et avant le salabardage

seuls les ailerons sont conservés. Les petits thonidés et les autres téléostéens sont rejetés en quasi-totalité. Les raisons de rejet dans cette pêcherie sont diverses mais il existe un contraste très fort entre les océans Indien et Atlantique qui s'explique par l'existence d'un marché très développé à Abidjan (Côte d'Ivoire) pour les prises accessoires de la pêcherie. La question de la conservation des prises accessoires de la pêcherie thonière à la senne en Atlantique Est sera traitée dans le chapitre 6.

Tableau 2.3 – Proportion conservée ou rejetée de la capture accessoire de la pêcherie thonière tropicale

Groupes d'espèces	Conservés (%)	Rejetés (%)
Poissons porte-épée	38.27	61.73
Requins	17.44	82.56
Autres téléostéens	9.96	90.04
Thonidés	8.06	91.94
Raies	0.95	99.05
Cétacés	0.00	100.0
Tortues	0.00	100.0
Capture accessoire	10.00	90.00

2.7.4 Structure de taille des principales espèces

La figure 2.13 montre la structure de taille des principales espèces composant la capture accessoire en poids de la pêcherie thonière à la senne. Les caractéristiques des espèces (taille minimale, taille maximale et taille de première maturité) montrent que la capture accessoire est composée aussi bien de juvéniles que d'individus matures. Les requins soyeux (*Carcharhinus falciformis*) mesurés par les observateurs sont presque tous des juvéniles. C'est également le cas de la raie manta (*Manta birostris*). Cependant les individus de listaos (*Katsuwonus pelamis*), de daurades coryphènes (*Coryphæna hippurus*) et de requins océaniques (*Carcharhinus longimanus*) mesurés, montrent que les prises accessoires de ces espèces sont composées à la fois de juvéniles et d'individus matures.

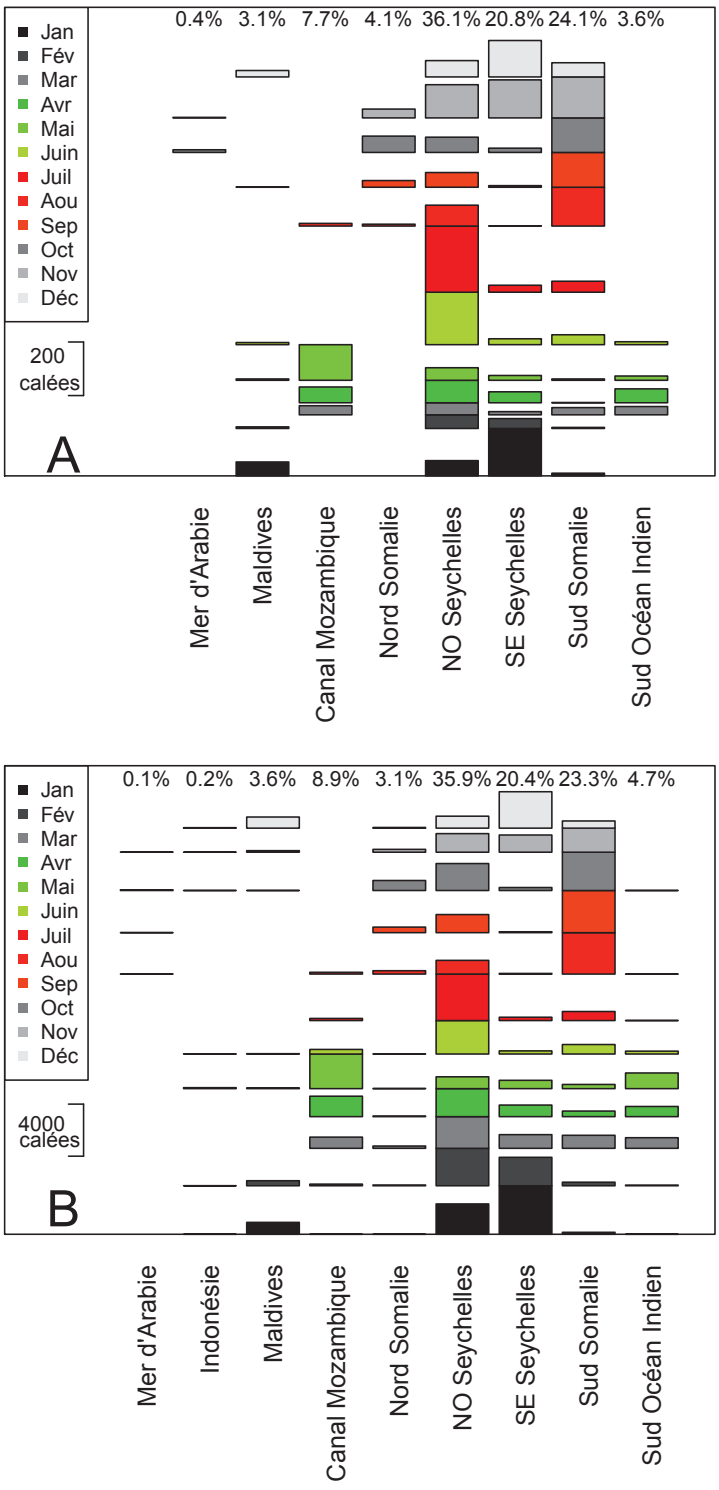


Figure 2.5 – Répartition mensuelle et trimestrielle de l'effort de pêche cumulé sur la période 2003-2009 dans les zones ET à partir des données observateurs (A) et des données de livre de bord (B). Les pourcentages en haut de chaque figure représentent les proportions de coups de senne dans chaque zone ET.

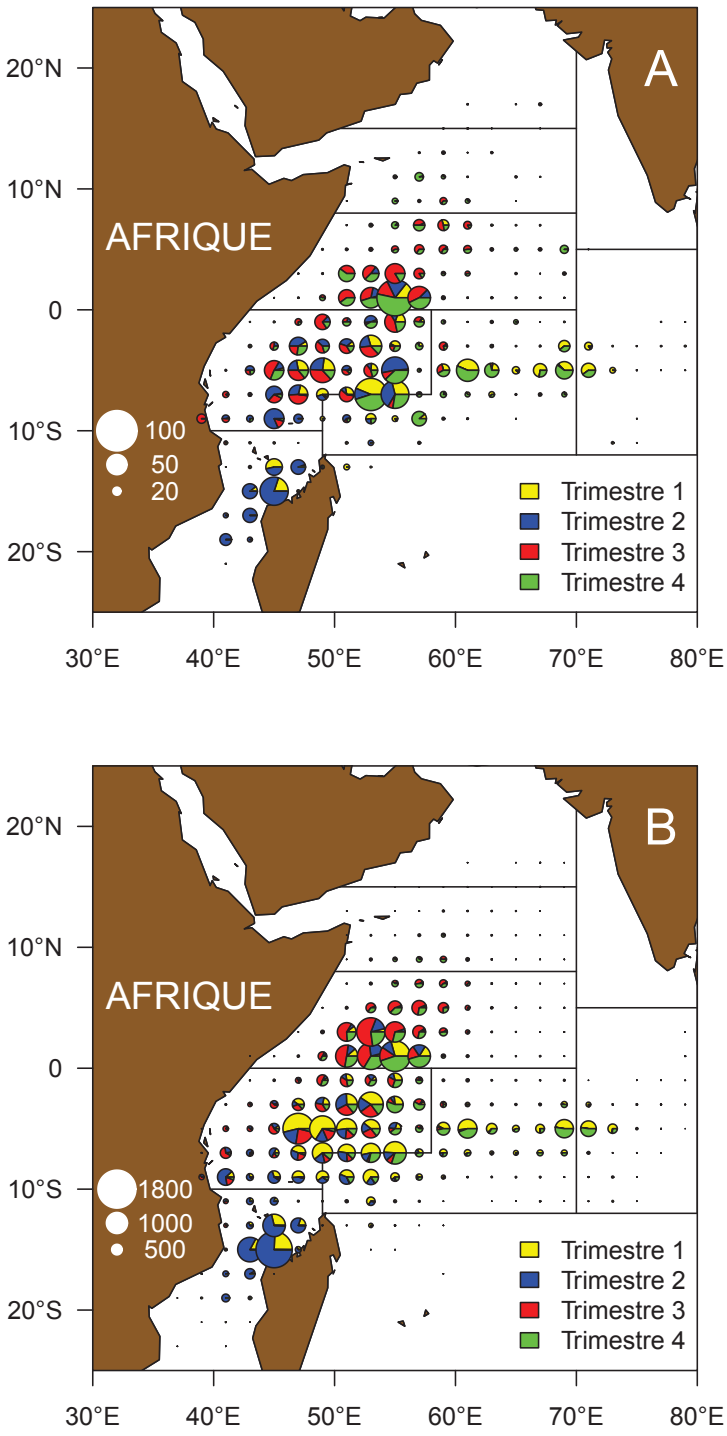


Figure 2.6 – Répartition spatiale de l'effort de pêche cumulé sur la période 2003-2009 selon les trimestres, par carré de 2° de côté à partir des données observateurs (A) et des données de livre de bord (B). Les zones ET sont délimitées par les traits noirs.

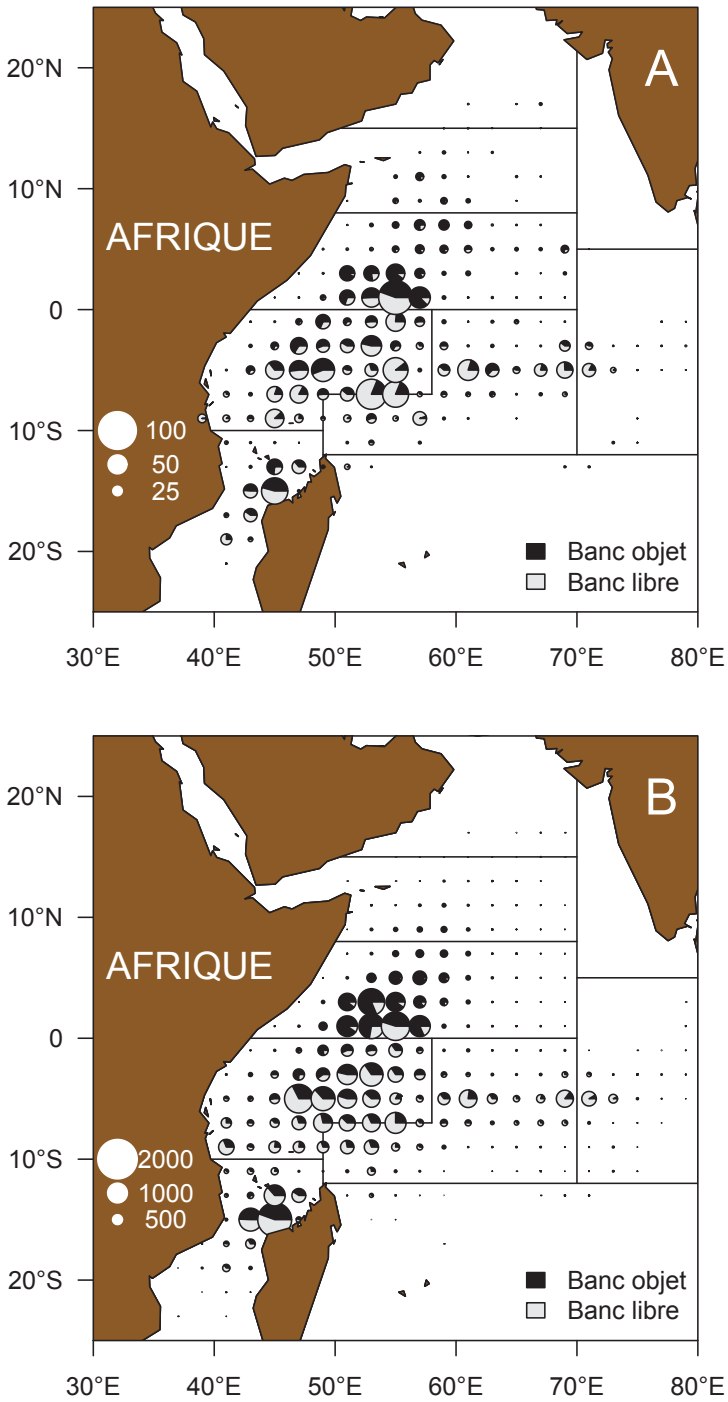


Figure 2.7 – Répartition spatiale de l'effort de pêche de la période 2003-2009, selon le mode de pêche par carré de 2° de côté à partir des données observateurs (A) et des données de livre de bord (B). Les zones ET sont délimitées par les traits noirs.

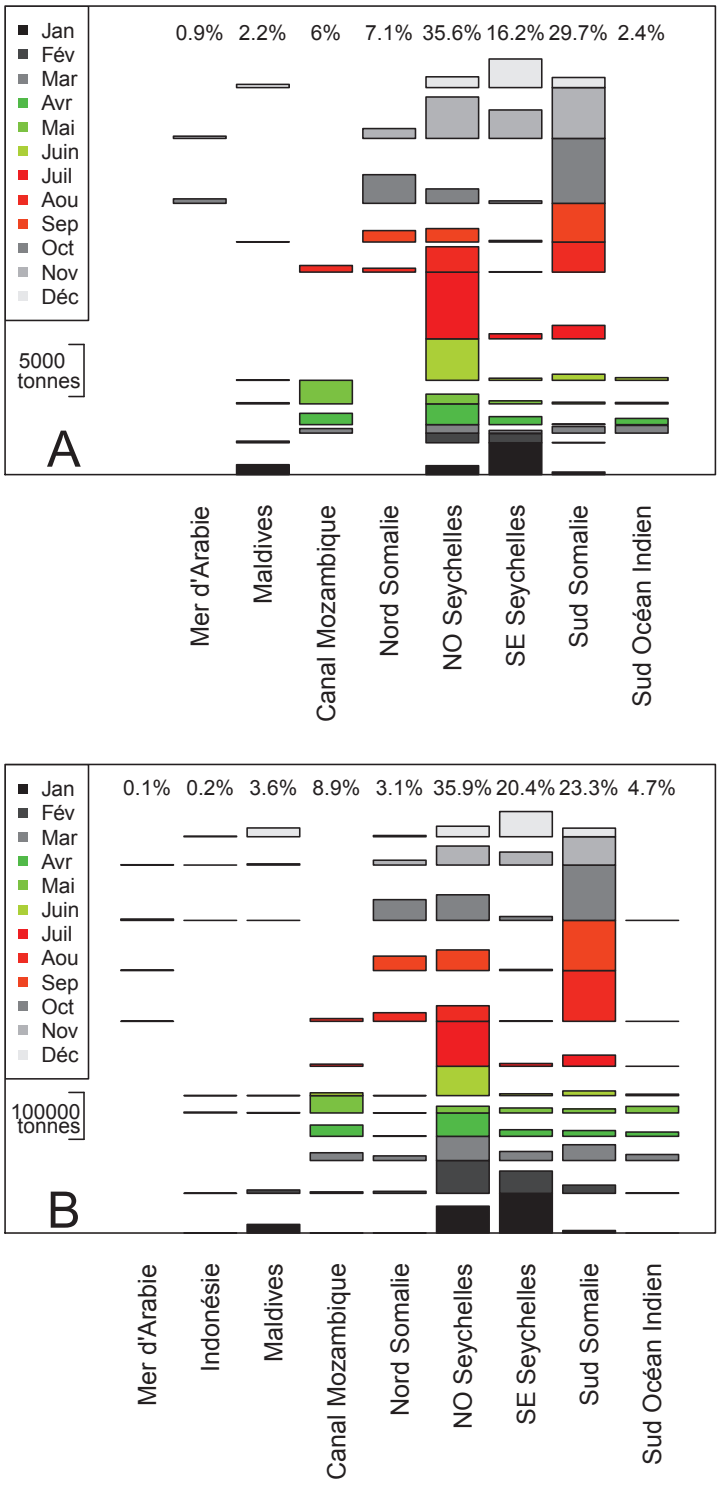


Figure 2.8 – Répartition mensuelle et trimestrielle de la capture cumulée de thons majeurs débarqués sur la période 2003-2009 dans les zones ET à partir des données observateurs (A) et des données de livre de bord (B). Les pourcentages en haut de chaque figure représentent les proportions de capture de thons majeurs débarqués dans chaque zone ET.

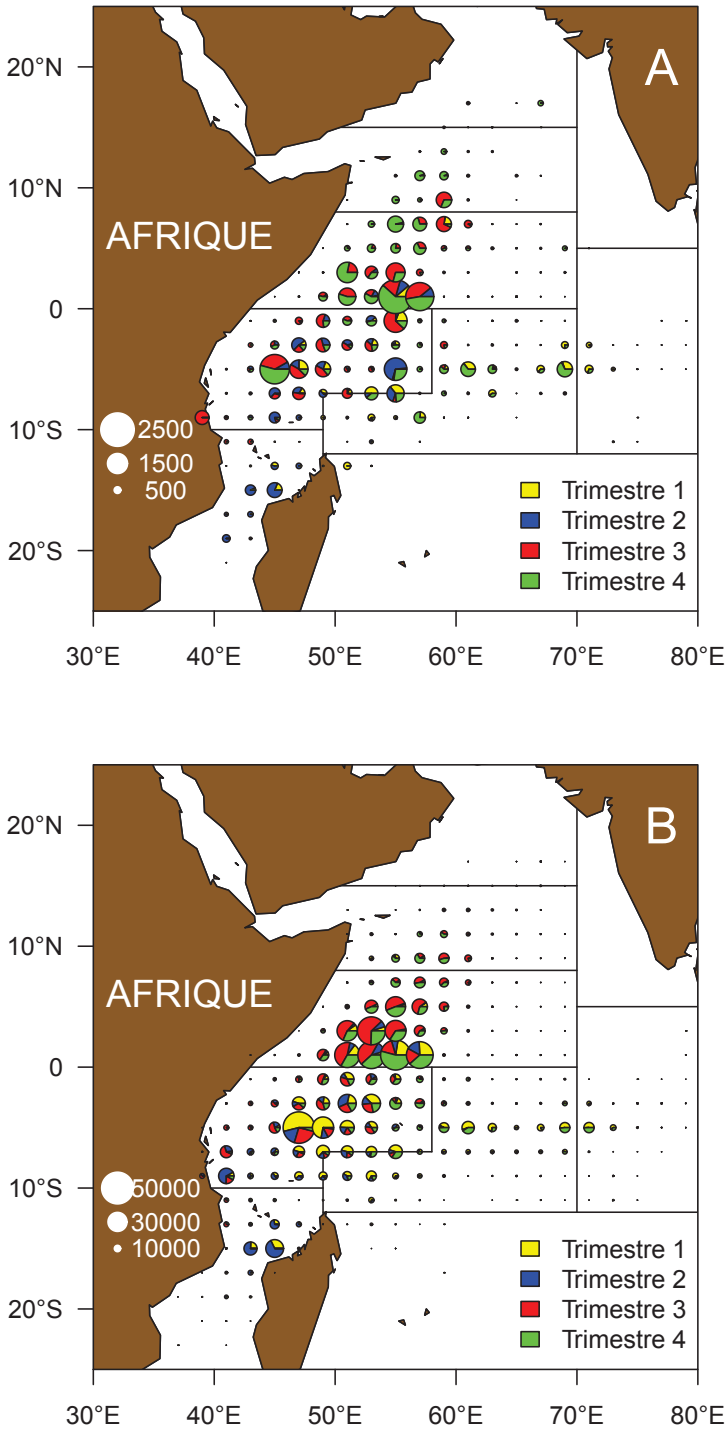


Figure 2.9 – Répartition spatiale de la capture cumulée de thons majeurs débarqués sur la période 2003-2009 selon les trimestres, par carré de 2° de côté à partir des données observateurs (A) et des données de livre de bord (B). Les zones ET sont délimitées par les traits noirs.

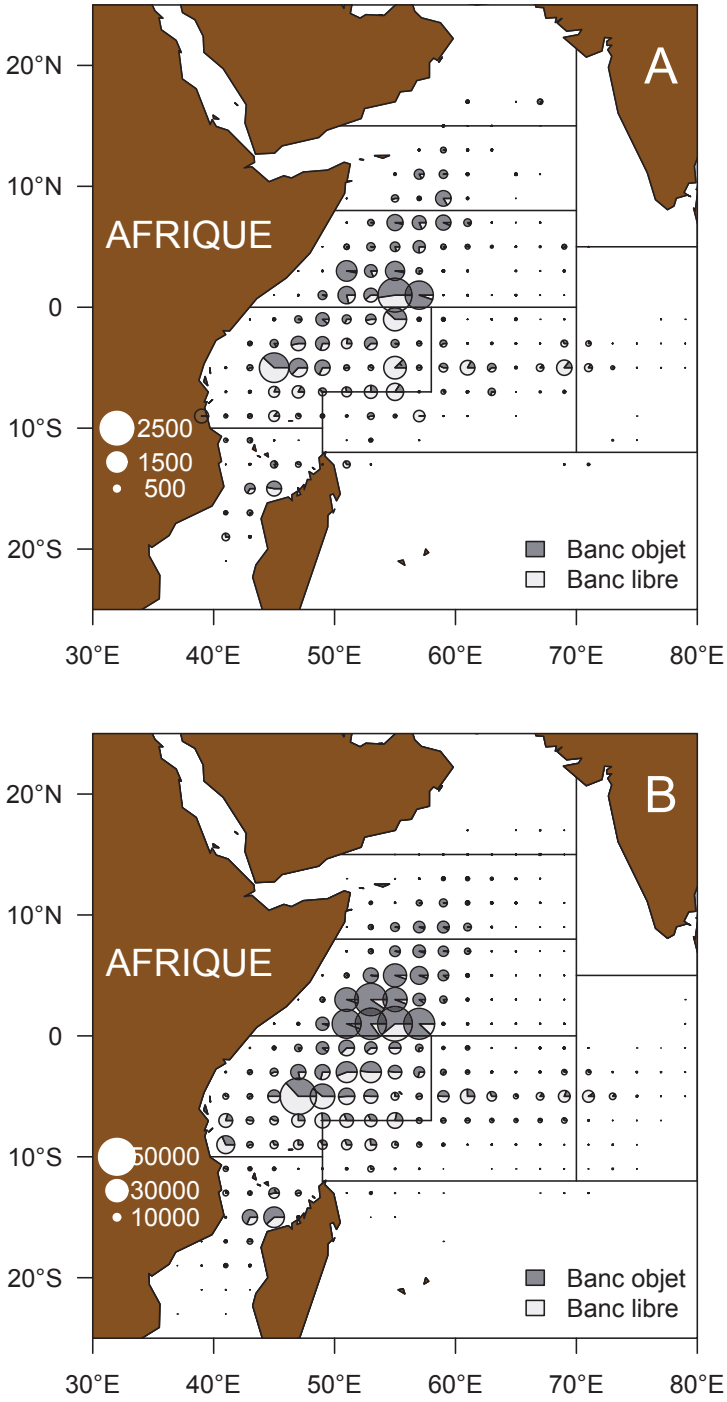


Figure 2.10 – Répartition spatiale de la capture cumulée de thons majeurs débarqués sur la période 2003-2009, selon le mode de pêche par carré de 2° de côté à partir des données observateurs (A) et des données de livre de bord (B). Les zones ET sont délimitées par les traits noirs.

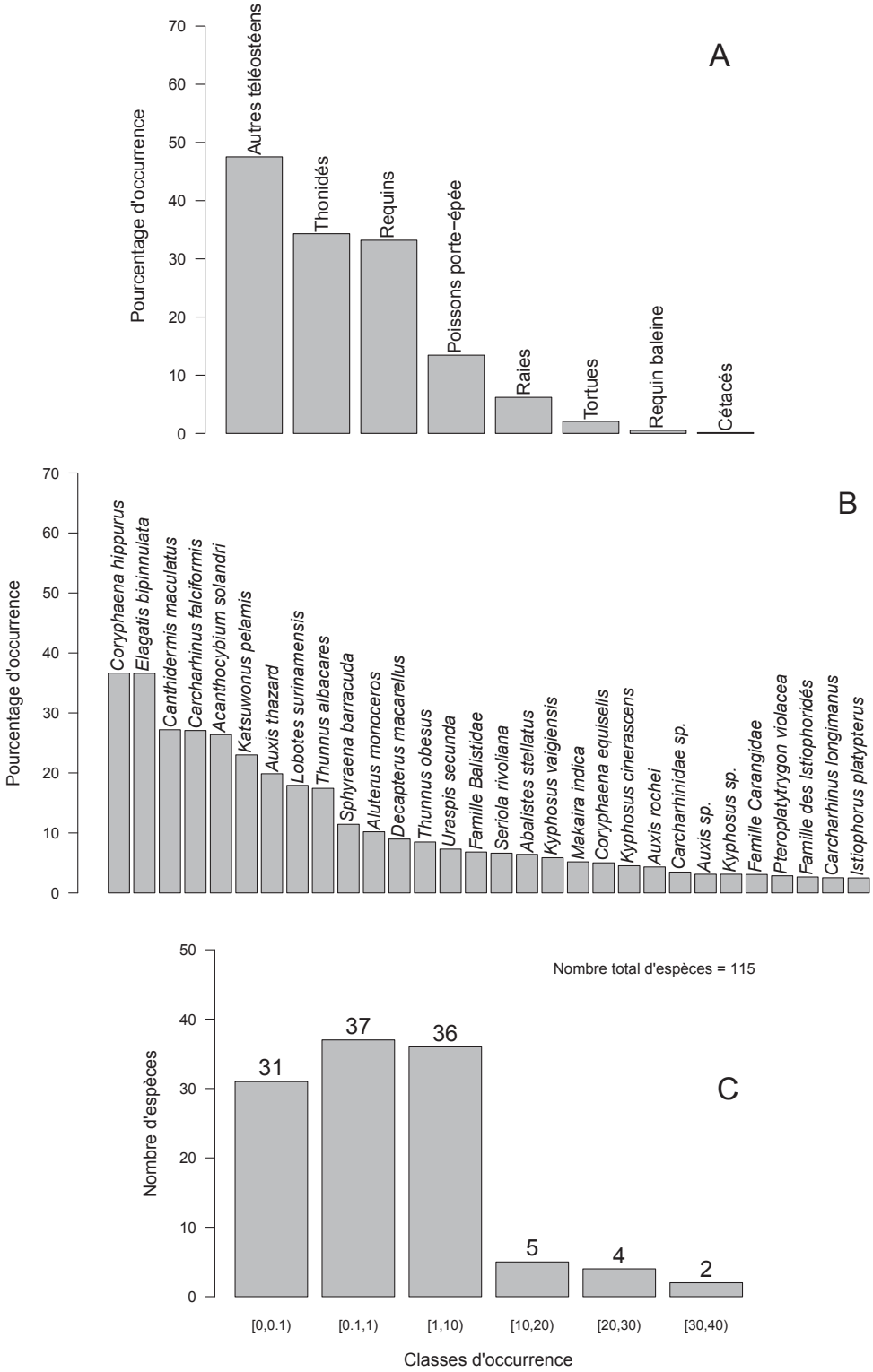


Figure 2.11 – Pourcentage d'occurrence par groupe d'espèces (A), par espèce [pour les 30 espèces les plus occurrentes] (B) et nombre d'espèces par classe d'occurrence (C), à partir des données collectées par les observateurs embarquées.

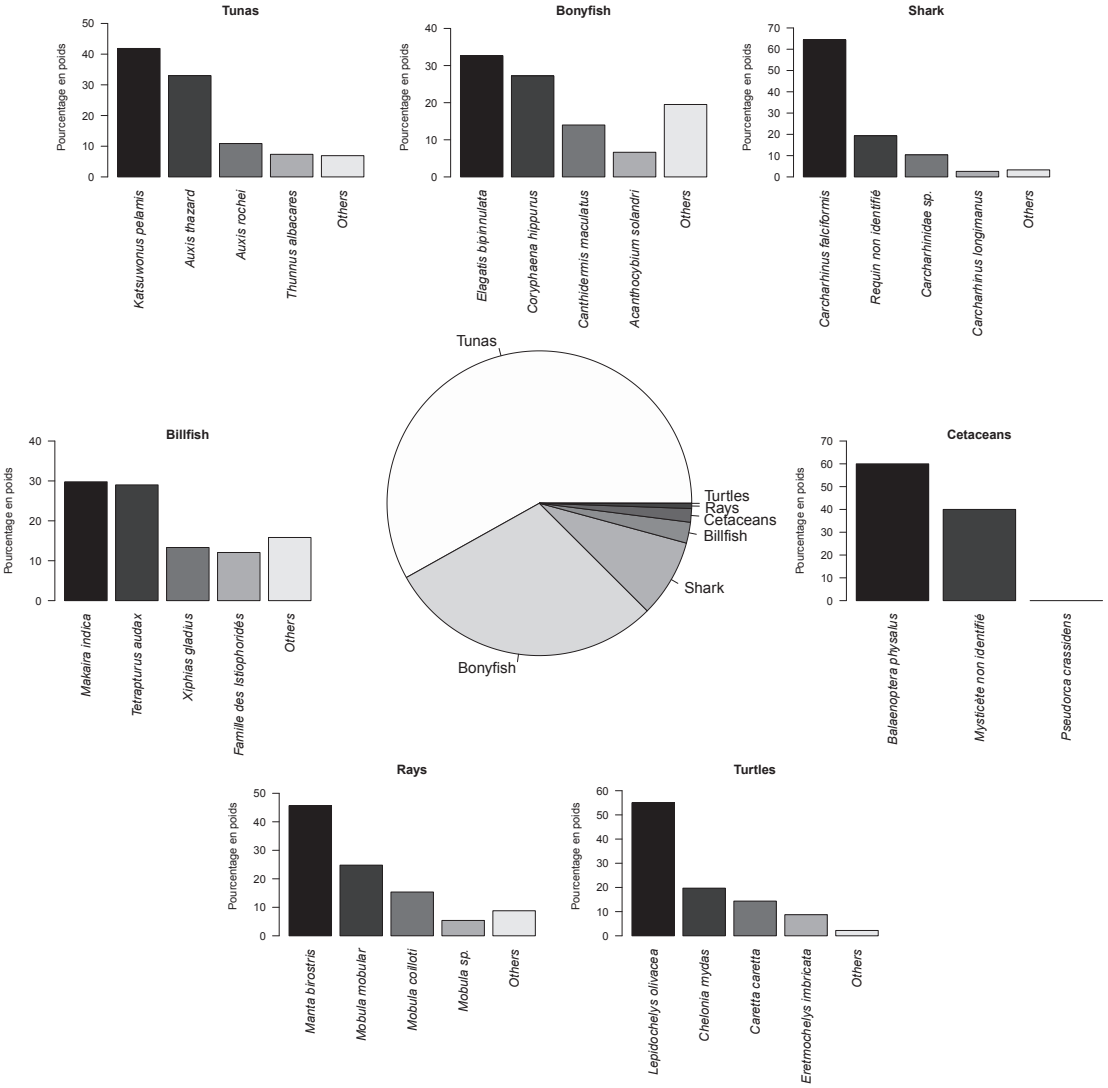


Figure 2.12 – Répartition des prises accessoires en poids par groupe d'espèces (camembert au centre de la figure) et proportion des principales espèces au sein de chaque groupe. Les requins baleines ne sont pas inclus dans le groupe des requins.

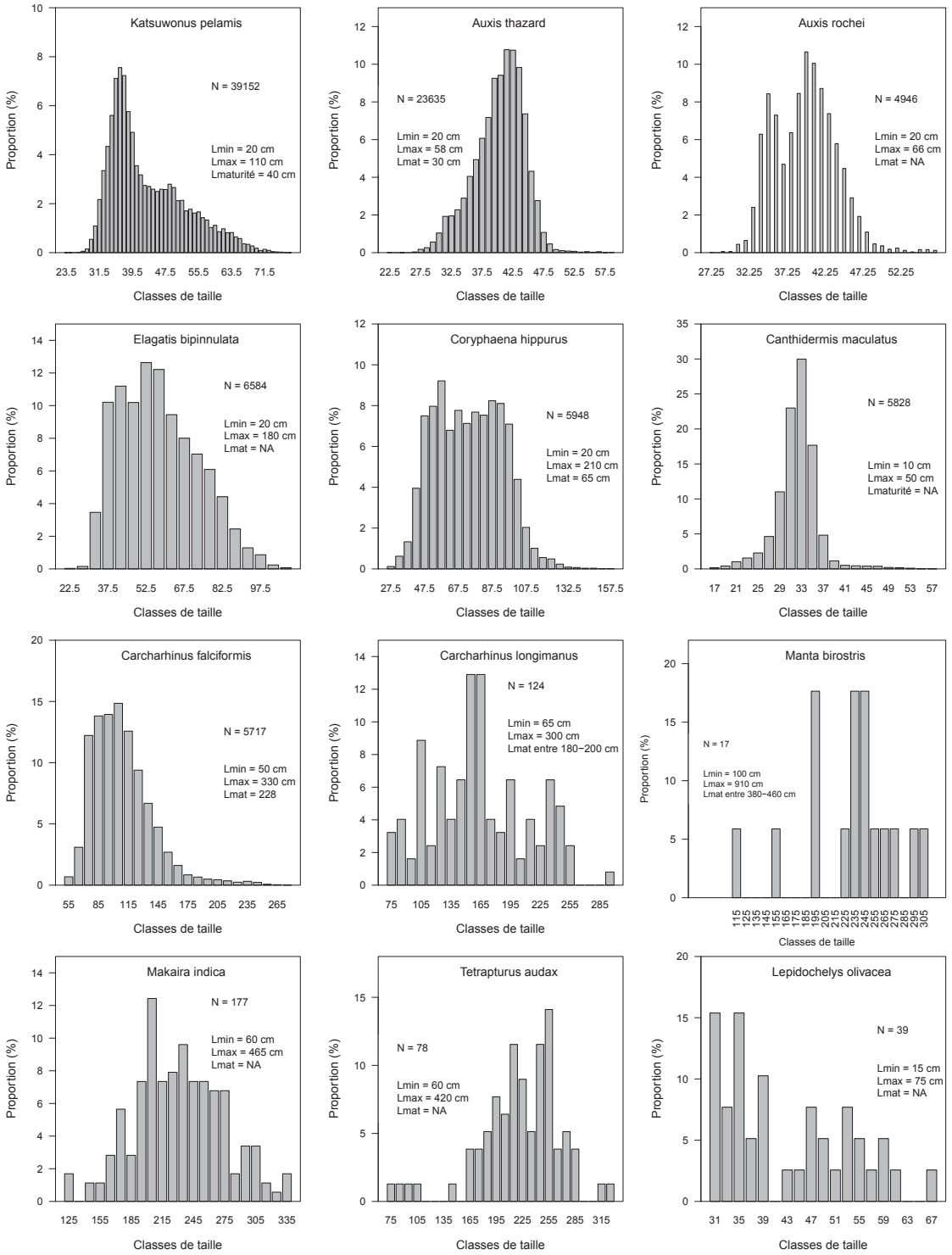


Figure 2.13 – Structure de tailles des principales espèces composant la capture accessoire. Il faut noter que seuls les rejets des thonidés (*Katsuwonus pelamis*, *Auxis thazard* et *Auxis rochei*) sont mesurés par les observateurs embarqués. Les valeurs de taille minimale (Lm), de taille maximale (Lmax) et de la taille de première maturité (Lmat) sont issues de fishbase (http ://www.fishbase.org)

Chapitre 3

Estimation des prises accessoires par la méthode du ratio

Sommaire

3.1 Bycatch of the European purse seine tuna fishery in the Atlantic Ocean for the 2003-2007 period . . . 41

Introduction . . . 42

Material and methods . . . 43

Terminology . . . 43

Data . . . 44

Extrapolation method . . . 44

Results . . . 44

Tuna . . . 44

Billfish . . . 44

Other bony fish . . . 45

Sharks . . . 46

Rays . . . 46

Turtles . . . 46

Marine mammals . . . 47

European bycatch estimation based on large groups of species . . . 47

Discussion . . . 48

Conclusion . . . 49

References . . . 50

3.2 Precision in estimates of marine species bycatch : the case of tuna purse seine fisheries of the Indian Ocean . . . 52

Résumé de l'article . . . 52

Abstract . . . 54

Introduction . . . 54

Material and methods . . . 54

Fishery observer data . . . 54

Bycatch estimation . . . 54

Uncertainty in bycatch estimates . . . 55

Results **57**
Bycatch of the purse seine tuna fishery 57
Uncertainty in bycatch estimates 58
Discussion **59**
Acknowledgments **64**

Ce chapitre fait l'état des lieux de l'estimation des prises accessoires et des rejets de la pêcherie thonière tropicale à la senne (PTTES) dans les océans Atlantique et Indien. Ces estimations ont éte basées sur la méthode des ratios, qui est la méthode d'élévation couramment utilisée pour la fourniture des statistiques annuelles de rejets et de captures accessoires aux ORGP thonières que sont la CICTA et la CTOI. Le contenu de ce chapitre est présenté sous forme de publications.

La première section de ce chapitre est un article paru dans *Aquatic Living Ressources (ALR)* qui avait pour objectif de publier de nouvelles estimations globales des captures accessoires et rejets de la PTTES en Atlantique-Est, depuis celles publiées à l'issue des programmes historiques d'observateurs embarqués (« *faune associée* », « *Patudo* » et « *moratoire* »)

L'estimation des prises accessoires et rejets a été également faite par la même méthode pour la pêcherie de l'océan Indien. Mais l'objectif principal de cette étude était d'évaluer la précision de ces estimations selon les niveaux de couverture des données observateurs et des caractéristiques des captures accessoires. Cette étude qui est présentée à la seconde section de ce chapitre, a fait l'objet d'un article soumis à *ICES Journal of Marine Sciences*[1].

L'article publié dans ALR, portant sur les données de l'océan Atlantique, a été inséré dans sa version publiée. Au contraire, l'article soumis à ICES journal a fait l'objet de quelques ajustements afin de réduire autant que possible les rédondances dans le manuscrit. Notamment, le contenu des sections « Abstract », « Introduction » et de la sous-section « Fishery observer data » de la section « Material and methods » et la figure 1 ont été volontairement supprimés. Aussi, la bibliographie de l'article a été incorporée à la bibliographie générale du manuscrit.

3.1 Bycatch of the European purse seine tuna fishery in the Atlantic Ocean for the 2003-2007 period

1. Article soumis le 07-11-2011 ; révision due pour le 06-05-2012 au plus tard.

Aquat. Living Resour. 23, 353–362 (2010)
© EDP Sciences, IFREMER, IRD 2011
DOI: 10.1051/alr/2011003
www.alr-journal.org

Bycatch of the European purse seine tuna fishery in the Atlantic Ocean for the 2003–2007 period

Monin Justin Amandè[1], Javier Ariz[2], Emmanuel Chassot[3], Alicia Delgado de Molina[2], Daniel Gaertner[3], Hilario Murua[4], Renaud Pianet[3], Jon Ruiz[4] and Pierre Chavance[3,a]

[1] Université de Montpellier 2, Place Eugène Bataillon, 34090 Montpellier, France
[2] Instituto Español de Oceanografía, Apdo. Correos 1373, 38080 S/C Tenerife, Canary Island, Spain
[3] Institut de Recherche pour le Développement, CRHMT - UMR 212, Avenue Jean Monnet, BP 171, 34200 Sète Cedex, France
[4] AZTI Tecnalia, Herrera Kaia, Portualde z/g, 20110 Pasaia (Gipuzkoa), Spain

Received 9 February 2010; Accepted 20 October 2010

Abstract – Bycatch of several groups of species and their characteristics are presented for the period 2003 to 2007 for the European purse seine tuna fishery operating in the Atlantic Ocean. Data were collected through French and Spanish observer programmes and represented a total of 27 trips corresponding to 2.9% coverage. Bycatch is defined as non-targeted species and small or damaged target species. Bycatch species composition, main species length, sex ratio and the fate of the most common species are presented first. Stratified ratios relative to landings of major commercial tunas were then used to estimate the total bycatch; these ratios were considered the most appropriate variable for extrapolation. Stratification was based on the fishing mode (free school vs. floating object), season (quarters) and spatial areas. The annual average bycatch was estimated at about 6400 t, corresponding to a mean annual value of 80.8 t per 1000 t of tuna landed or 7.5% of the total catch. Tunas represent 83% (67.2 t/1000 t) of the total bycatch, followed by other bony fishes (10%, 7.8 t/1000 t), billfishes (5%, 4.0 t/1000 t), sharks (1%, 0.9 t/1000 t) and rays (1%, 0.9 t/1000 t). Based on estimates of the annual bycatch, 16% was kept on board and sold in local markets.

Key words: Bycatch / Discards / Tuna fisheries / Purse seining / Atlantic Ocean

Résumé – Les quantités de captures accessoires de plusieurs groupes d'espèces ainsi que leurs caractéristiques sont présentées pour la pêcherie thonière européenne à la seine opérant dans l'océan Atlantique pour la période 2003–2007. Les données ont été collectées lors de programmes d'observateurs embarqués français et espagnols représentant un total de 27 marées soit un taux de couverture de 2,9 % des marées totales. Les captures accessoires sont définies ici comme les espèces non ciblées ainsi que les individus petits ou abîmés des espèces-cibles. La composition spécifique des captures accessoires, la structure de taille des principales espèces, le sex-ratio et le devenir des espèces les plus communes sont présentés. La méthode des ratios par rapport aux débarquements d'espèces commerciales est ensuite utilisée pour estimer la quantité totale de capture accessoire. Ces ratios ont été considérés comme la variable la plus appropriée pour l'extrapolation. Une stratification a été utilisée, basée sur le mode de pêche (pêche sur banc libre *versus* pêche sur objet flottant), le trimestre et les zones spatiales. La quantité de capture accessoire annuelle moyenne est estimée à 6400 t, correspondant à une valeur annuelle moyenne de 80,8 t par 1000 t de thons commercialisés ou 7,5 % de la capture totale. Les thons représentent 83 % (67,2 t/1000 t) du total des captures accessoires suivis par les autres poissons osseux (10 % ; 7,8 t/1000 t), les poissons porte-épées (5 % ; 4,0 t/1000 t), les requins (1 % ; 0,9 t/1000 t) et les raies (1 % ; 0,9 t/1000 t). On estime que 16 % de ces captures accessoires est conservé à bord et vendu sur le marché local.

1 Introduction

In recent years, the annual catch of major tropical tuna species in the Atlantic Ocean, i.e. yellowfin (*Thunnus albacares*), bigeye (*Thunnus obesus*), and skipjack (*Katsuwonus pelamis*), has represented an average of 350 000 t, corresponding to about 9% of the overall production in tuna fisheries. Tropical tuna species are mostly caught by industrial longline and purse seine fisheries, which currently represent about 20% and 80%, respectively, of the total catch of the Atlantic Ocean (Maguire et al. 2006). In the 2000s, the European purse seine

[a] Corresponding author: Pierre.Chavance@ird.fr

fishery operating in the eastern Atlantic Ocean consisted of a combination of 30 vessels under the flags of France and Spain (Pianet et al. 2009). Two major fishing modes are employed by the tuna purse seine fishery; sets are either made on tuna schools associated with floating objects (that can be artificial or natural) or on free schools.

Although tuna purse seine fisheries have been shown to be selective, leading to lower levels of bycatch (see below for definition for this term) than other fisheries (Alverson et al. 1994; Kelleher 2005), several species can be incidentally caught and, in some cases, discarded at sea. These include vulnerable and sensitive species (i.e. displaying low fecundity or slow growth rate), and charismatic species, such as turtles, mammals, and sharks (Stretta et al. 1997; Romanov 2002, 2008; Lennert-Cody et al. 2001; Minami et al. 2007). Bycatch and associated discarding are difficult to estimate on the basis of logbook information, as they are generally poorly or not reported by fishing masters. In addition, bycatch sizes vary according to several interrelated technical, ecological, and economic factors (Pascoe 1997; Hall et al. 2000; Rochet and Trenkel 2005), making bycatch estimates and predictions difficult (Kelleher 2005). The bycatch issue is, however, of increasing concern, as this practice is thought to be responsible for economic loss, juvenile mortality and ecological effects on key species, which are relevant to the overall ecosystem structure and functioning (Garcia et al. 2003). In addition, juvenile tuna catches that are discarded or sold on local fish markets are generally absent from official statistics and, therefore, are not included in the available statistics used as inputs for stock assessment models.

Several datasets on bycatch have been collected in the past for eastern Atlantic Ocean tuna purse seine fisheries during specific projects (Santana et al. 1998; Delgado de Molina et al. 2000; Gaertner et al. 2002; Goujon 2004; Sarralde et al. 2004). However, apart from a study on billfish (Gaertner et al. 2002), an estimation of the amounts of bycatch for the entire European purse seine fishery has yet to be carried out. Such estimates are crucial for determining the extent of bycatch and discarding practices in tuna purse seine fisheries, in order to assess the effects of fishing on the ecosystem (Garcia et al. 2003). Since 2001, the European Union has established a mandatory sampling programme for the collection of data in the fisheries sector under the EU Data Collection Regulation (DCR) directive in support of its Common Fishery Policy. A major objective of the sampling programme is to estimate the amount of bycatch and discards in European fisheries. The Institut de Recherche pour le Développement (IRD), Instituto Español de Oceanografía (IEO), and AZTI Tecnalia are the French and Spanish research institutes in charge of a common framework for collecting and analyzing bycatch and discards via scientific observer programmes conducted on the tropical EU tuna purse seine fisheries that operate in the Atlantic and Indian Oceans. As recommended by the International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT) and the Indian Ocean Tuna Commission (IOTC), a minimum observer coverage of 5% of the number of trips was requested. Previous studies on various groups of species of bycatch show that 10% coverage provides bycatch estimates, based on groups of species, which are accurate between 10 and 40% (Lennert-Cody 2001; Sanchez et al. 2007).

Data collected through the French and Spanish observer programmes during 2003–2007 in the Atlantic Ocean led to the various objectives outlined in this study: (i) to describe the species and size composition and the sex of the bycatch; and (ii) to estimate the levels of bycatch and the relative percentages of discarded/landed species. The results were compared with estimates derived from observer programmes conducted before 2003 in the Atlantic Ocean and from current levels of bycatch in the western Indian Ocean.

2 Material and methods

2.1 Terminology

Different terms are used in the literature for the various components of accidental and/or unwanted catch and this may result in confusion and sometimes misunderstanding (Davies et al. 2009). Here, the following terms were adapted from FAO (1999) and Kelleher (2005):

- **Total Catch**: the overall biomass that is encircled and retained by the net once closed;
- **Production**: targeted major tuna species, such as yellowfin (*Thunnus albacares*), skipjack (*Katsuwonus pelamis*) and bigeye (*Thunnus obesus*), which are landed and marketed through canneries;
- **Bycatch**: all non-targeted species plus small or damaged target tuna species that are not marketed through canneries. The bycatch may be divided into two components: a) **by-products** that are kept for a particular use, i.e. to be consumed on board or sold later on the local African market; and b) **discards** that are rejected at sea, dead or alive.

Therefore: Total Catch = Production + Bycatch
and Bycatch = By-products + Discards.

- ***"Faux poisson"*** (false fish) is a peculiar term for an important by-product of the purse seine fishery in West Africa and particularly in Abidjan, Ivory Coast. It is made up of a mix of damaged or undersized target tunas, minor tuna species, and associated species, like billfish, sharks, and various bony fish, that are sold on the local market (Romagny et al. 2000).

The acronym "FAD" standing for fish aggregating device, will be used here to describe any type of floating object used for fishing tuna. These include natural objects (e.g. logs, palm branches) and anthropogenic floating objects, such as man-made bamboo rafts equipped with radio-range beacons, satellite transmitters or scanning sonars. All floating objects used in the European purse seine tuna fishery are drifting devices. Fishing sets made on whales were classified as free school sets (FSC), whereas sets made on whale sharks (*Rhincodon typus*) were classified as FAD sets (Pallarés and Petit 1998; Gaertner et al. 2002). Natural and artificial floating objects were assumed to have similar qualitative and quantitative effects on bycatch, based on previous studies in the Eastern Pacific Ocean (Hall et al. 1999) and the absence of specific information in the regions concerned. Although differences in spatial distribution and the netting configuration may affect this assumption, the data set was not considered large enough to assess this point.

Table 1. Observed versus total number of trips and percentage of coverage.

Year	Observed trips	Total trips	Coverage (%)
2003	4	267	1.50
2004	4	220	1.82
2005	6	163	3.68
2006	5	141	3.55
2007	8	129	6.20
2003–2007	27	920	2.93

2.2 Data

The DCR Spanish and French observer programmes started in 2003 and 2005, respectively. They only cover French and Spanish fishing boats. Data were collected by observers over the course of 27 trips, corresponding to 598 sets in the Atlantic Ocean (latitude between 10°S and 15°N and longitude from 35°W to the African coast) over the 2003–2007 period. The overall coverage rate reached 2.9% of the total number of trips and increased from 1.5% in 2003 to 6.5% in 2007 (Table 1). The fishing set was considered as the sampling unit and was categorized into log-school (FAD) and free school (FSC) sets, based on direct information reported by observers. The sample included observations made on 301 free school sets and 297 log-school sets, and corresponded to an observed tuna production of 9967 t, i.e. 4283 t and 5684 t from FSC and FAD sets, respectively.

Observers reported numbers of individuals or estimated weights by species, if the numbers were too high. If only numbers or weights were available, species-specific conversions were made based on information relating to the mean individual weight available in data. The sex was recorded for sharks, rays, turtles, and marine mammals. Species composition was derived from observations on all sets that were pooled together between 2003 and 2007. Species-specific length and sex frequencies were computed by summing up the size and sex frequencies weighted by the total species number in each set.

2.3 Extrapolation method

The ratio estimator method (Stratoudakis et al. 1999; Ye et al. 2000; Borges et al. 2005) was used here to determine the overall bycatch level. Production and number of operations were the two main candidate variables available at the fishery level for calculating the ratio estimator. Tuna production was preferred for two reasons. First, the total number of sets from the fishery in logbooks is generally underestimated, as fishing masters tend to ignore fishing operations without capture. Second, the production ratio is an interesting variable, as it is similar across fisheries that use different types of technology. Data were stratified by fishing mode (FSC or FAD), season (quarter) and areas (ET areas[1]). Let,

- H be the total number of strata in the fishery ($h = 1, 2, \ldots, H$)
- Y and y, the production from logbook and observer data, respectively
- X and x, the bycatch from logbook and observer data, respectively.

The production values were known for the whole fishery, i.e. the logbook data. However, bycatch values were recorded along with associated production values in the observer data section. Assuming a linear relationship between bycatch and production in each stratum, the ratio in a given stratum, R_h, is calculated by dividing the bycatch by its associated tuna production (Thompson 2002).

$$R_h = \frac{\overline{x_h}}{\overline{y_h}} \quad (1)$$

The estimate for the total bycatch population is given by

$$X = \sum_{h=1}^{H} X_h = \sum_{h=1}^{H} R_h.Y_h \quad (2)$$

Where Y_h are the production values in the h^{th} stratum. Confidence interval of the bycatch per species group was calculated by non parametric bootstrap procedure via the boot package of *R* statistical computing software (Canty and Ripley 2010).

3 Results

3.1 Tuna

Tunas are the main component of the bycatch. The bycatch consisted of 828 t of tuna, corresponding to about 751 000 individuals, for the period 2003–2007 (Table 2). The most dominant species encountered was skipjack (*Katsuwonus pelamis*), followed by little tunny (*Euthynnus alletteratus*) and bullet tuna (*Auxis rochei*). Skipjacks were almost exclusively caught under FAD-associated sets and their bycatch length distribution indicated a median fork length of 37 cm, with 2.5% and 97.5% quantiles equal to 32 cm and 48 cm, respectively, corresponding to fish < 1.5 kg (Fig. 1). Little tunny were also caught more frequently under FAD-set operations than under free school sets, and their bycatch median fork length was 45 cm, with 2.5% and 97.5% quantiles at 38 cm and 53 cm, respectively (Fig. 1).

3.2 Billfish

A total of 581 billfish (27 t) were observed over the time period considered. Six species of billfish were identified by observers on board: Atlantic sailfish (*Istiophorus albicans*), blue marlin (*Makaira nigricans*), white marlin (*Tetrapturus albidus*), swordfish (*Xiphias gladius*), black marlin (*Makaira indica*) and the shortbill spearfish (*Tetrapturus angustirostris*). Species composition was dominated by Atlantic sailfish, followed by blue marlin (Table 2). Atlantic sailfish were more frequently associated with free schools, whereas the other billfish species occurred more frequently under FAD-associated sets. Low jaw-fork length of Atlantic sailfish varied from

[1] See Pallarés and Hallier (1997) and Pianet et al. (2000) for more information on ET areas.

Table 2. Observed bycatch composition in number and weight by fishing mode (FSC and FAD) for the whole period (2003-2007). (*) Marine mammals and whale sharks are not included, see text for more information.

			FSC		FAD		Total	
Species group(*)	Vernacular name	Species	Number (%)	Weight in tons (%)	Number (%)	Weight in tons (%)	Number (%)	Weight in tons (%)
Tuna	Skipjack tuna	*Katsuwonus pelamis*	102 (0.1)	0.1 (0.1)	309597 (45.5)	303.9 (41.1)	309699 (41.3)	304.0 (36.7)
	Little tunny	*Euthynnus alleteratus*	48719 (69.7)	70.0 (78.6)	158014 (23.2)	227.0 (30.7)	206733 (27.5)	297.0 (35.9)
	Bullet tuna	*Auxis rochei*	13266 (19.0)	12.4 (13.9)	116238 (17.1)	108.3 (14.6)	129504 (17.2)	120.6 (14.6)
	Yellowfin tuna	*Thunnus albacares*	0 (0.0)	0.0 (0.0)	26065 (3.8)	30.2 (4.1)	26065 (3.5)	30.2 (3.7)
	Frigate tuna	*Auxis thazard*	7859 (11.2)	6.6 (7.4)	42336 (6.2)	35.3 (4.8)	50195 (6.7)	41.8 (5.1)
	Bigeye	*Thunnus obesus*	0 (0.0)	0.0 (0.0)	10300 (1.5)	16.0 (2.2)	10300 (1.4)	16.0 (1.9)
		Auxis sp.	0 (0.0)	0.0 (0.0)	18263 (2.7)	18.4 (2.5)	18263 (2.4)	18.4 (2.2)
		Total tuna	69946 (100)	89.0 (100)	680813 (100)	739.1 (100)	750759 (100)	828.1 (100)
Billfish	Atlantic sailfish	*Istiophorus albicans*	408 (95.1)	10.4 (82.0)	48 (31.6)	1.1 (7.9)	456 (78.5)	11.5 (43.1)
	Atlantic blue marlin	*Makaira nigricans*	5 (1.2)	0.7 (5.5)	69 (45.3)	9.3 (66.8)	74 (12.7)	10.0 (37.7)
	Marlins, sailfishes	Istiophoridae	14 (3.3)	1.4 (10.9)	19 (12.5)	1.9 (13.8)	33 (5.7)	3.3 (12.4)
	Swordfish	*Xiphias gladius*	0 (0.0)	0.0 (0.0)	7 (4.6)	0.7 (5.0)	7 (1.2)	0.7 (2.6)
	Atlantic white marlin	*Tetrapterus albidus*	2 (0.5)	0.2 (1.6)	4 (2.6)	0.4 (2.9)	6 (1.0)	0.6 (2.3)
	Black marlin	*Makaira indica*	0 (0.0)	0.0 (0.0)	3 (2.0)	0.3 (2.2)	3 (0.5)	0.3 (1.1)
	Shortbill spearfish	*Tetrapturus angustirostris*	0 (0.0)	0.0 (0.0)	2 (1.3)	0.2 (1.4)	2 (0.3)	0.2 (0.8)
		Total billfish	429 (100)	12.6 (100)	152 (100)	13.9 (100)	581 (100)	26.6 (100)
Other Bony Fish	Triggerfish	Triggerfish	343 (44.1)	0.2 (10.5)	28430 (59.6)	19.8 (31.4)	28772 (59.3)	20.0 (30.7)
	Rainbow runner	*Elagatis bipinnulata*	330 (42.5)	0.6 (31.0)	8705 (18.2)	19.7 (31.3)	9035 (18.6)	20.4 (31.3)
	Wahoo	*Acanthocybium solandri*	4 (0.5)	0.0 (1.1)	2992 (6.3)	10.7 (17.0)	2996 (6.2)	10.7 (16.5)
	Carangids	Carangidae	38 (4.9)	0.1 (2.8)	2945 (6.2)	1.5 (2.4)	2983 (6.1)	1.6 (2.4)
	Oilfish	*Ruvettus pretiosus*	0 (0.0)	0.0 (0.0)	2111 (4.4)	1.1 (1.7)	2111 (4.4)	1.1 (1.6)
	Dolphinfish	Coryphaenidae	15 (1.9)	0.1 (3.5)	1327 (2.8)	5.2 (8.2)	1342 (2.8)	5.2 (8.0)
	Barracudas	Sphyraenidae	6 (0.8)	0.0 (0.3)	738 (1.5)	3.5 (5.6)	744 (1.5)	3.5 (5.4)
		Others	41 (5.3)	1.0 (50.7)	489 (1.0)	1.6 (2.5)	530 (1.1)	2.6 (4.0)
		Total other bony fish	777 (100)	2.0 (100)	47737 (100)	63.0 (100)	48514 (100)	65.1 (100)
Sharks(*)	Silky shark	*Carcharhinus falciformis*	1 (5.5)	0.0 (0.0)	243 (75.2)	5.1 (58.5)	244 (71.5)	5.1 (53.4)
	Unidentified sharks	.	2 (11.1)	0.2 (23.7)	58 (18.0)	2.9 (33.0)	60 (17.6)	3.1 (32.1)
	Smooth hammerhead	*Sphyrna zygaena*	7 (39.1)	0.3 (37.3)	5 (1.5)	0.2 (2.7)	12 (3.5)	0.6 (5.7)
	Scalloped hammerhead	*Sphyrna lewini*	5 (27.7)	0.2 (23.2)	6 (1.9)	0.3 (3.2)	11 (3.2)	0.5 (5.0)
	Oceanic whitetip shark	*Carcharhinus longimanus*	2 (11.1)	0.1 (8.3)	9 (2.8)	0.1 (1.6)	11 (3.2)	0.2 (2.2)
	Shortfin mako	*Isurus oxyrinchus*	1 (5.5)	0.1 (7.5)	0 (0.0)	0.0 (0.0)	1 (0.3)	0.1 (0.7)
	Dogfish sharks	Squaliforms	0 (0.0)	0.0 (0.0)	1 (0.3)	0.1 (0.6)	1 (0.3)	0.1 (0.5)
	Hammerhead shark	Sphyrnidae	0 (0.0)	0.0 (0.0)	1 (0.3)	0.0 (0.5)	1 (0.3)	0.0 (0.5)
		Total sharks	18 (100)	0.8 (100)	323 (100)	8.8 (100)	341 (100)	9.6 (100)
Rays	Chilean devil ray	*Mobula coilloti*	26 (51.3)	3.9 (63.7)	0 (0.0)	0.0 (0.0)	26 (42.2)	3.9 (50.1)
	Giant manta	*Manta birostris*	4 (7.9)	0.8 (13.1)	7 (63.6)	1.4 (84.4)	11 (17.8)	2.2 (28.3)
	Devil fish	*Mobula mobular*	6 (11.8)	1.0 (15.5)	1 (9.1)	0.2 (9.0)	7 (11.4)	1.1 (14.1)
	Spine tail mobula	*Mobula rancurelli*	3 (5.9)	0.4 (7.0)	0 (0.0)	0.0 (0.0)	3 (4.9)	0.4 (5.5)
	Unidentified rays	.	0 (0.0)	0.0 (0.0)	3 (27.3)	0.1 (6.5)	3 (4.9)	0.1 (1.4)
	Pelagic stingray	*Pteroplatytrygon violacea*	11 (21.1)	0.0 (0.5)	0 (0.0)	0.0 (0.0)	11 (17.3)	0.0 (0.4)
	Cownose rays	Rhinopteridae	1 (2.0)	0.0 (0.2)	0 (0.0)	0.0 (0.0)	1 (1.6)	0.0 (0.1)
		Total rays	51 (100)	6.1 (100)	11 (100)	1.7 (100)	62 (100)	7.8 (100)
Turtles	Green turtle	*Chelonia mydas*	3 (16.9)	0.1 (8.0)	9 (41.0)	0.2 (37.4)	12 (30.3)	0.3 (20.9)
	Kemp's Ridley turtle	*Lepidochelis kempii*	4 (22.5)	0.1 (12.9)	3 (13.6)	0.1 (11.4)	7 (17.6)	0.2 (12.2)
	Leatherback turtle	*Dermochelys coriacea*	6 (32.4)	0.5 (62.2)	1 (4.5)	0.1 (13.9)	7 (17.0)	0.6 (41.1)
	Loggerhead turtle	*Caretta caretta*	1 (5.6)	0.0 (5.1)	5 (22.7)	0.1 (20.7)	6 (15.1)	0.2 (11.9)
	Olive Ridley turtle	*Lepidochelys olivacea*	2 (11.3)	0.1 (6.4)	3 (13.6)	0.1 (12.4)	5 (12.6)	0.1 (9.0)
	Unidentified turtles	.	2 (11.3)	0.0 (5.3)	1 (4.5)	0.0 (4.1)	3 (7.5)	0.1 (4.8)
		Total turtles	18 (100)	0.8 (100)	22 (100)	0.6 (100)	40 (100)	1.4 (100)
Total			71238	111.4	729058	827.2	800295	938.6

FSC: Free school sets, FAD: Fish aggregating device.

132 to 283 cm (median = 180 cm, 2.5% and 97.5% quantiles are 153 cm and 216 cm, respectively). The length of Atlantic sailfish statistically differed between FAD and free school sets (Student's *t*-test, p-value < 0.05).

3.3 Other bony fish

Observers recorded a total of 48 514 fish (65 t) as bycatch between 2003 and 2007 (Table 2). Observers on board identified 30 taxonomic categories, but a few species and taxonomic groups dominated the bycatch in numbers or in weight. In both cases, the following seven categories represent around 99% of the total bony fish bycatch: triggerfish (*Balistes punctatus*, *B. carolinensis*, Balistidae, *Canthidermis maculatus*, *Aluterus monoceros*), rainbow runner (*Elagatis bipinnulata*), wahoo (*Acanthocybium solandri*), carangids (*Uraspis secunda*, *Caranx crysos*, *Naucrates ductor*, *Seriola rivoliana*, Carangidae), oilfish (*Ruvettus pretiosus*), dolphinfish (*Coryphaena hippurus*, *C. equiselis*, Coryphaenidae), and

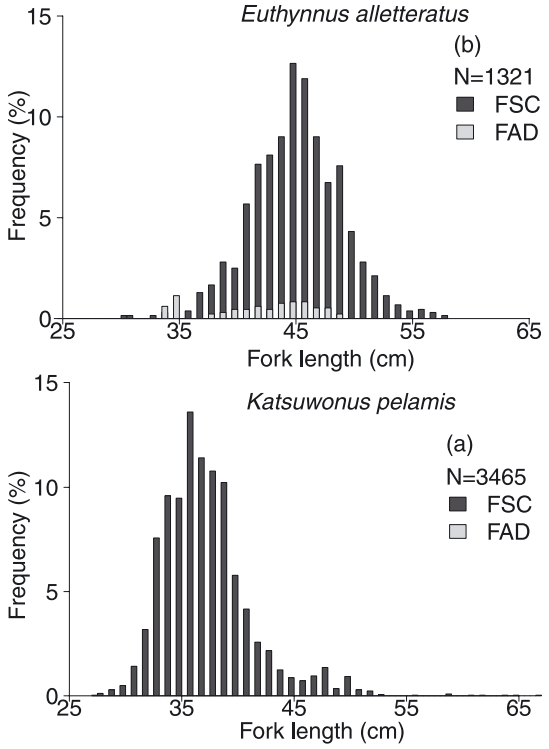


Fig. 1. Length frequency distribution on FAD-associated and free school sets (FSC) for discarded skipjack, *Katsuwonus pelamis* (a) and little tunny, *Euthynnus alletteratus* (b).

barracuda (*Sphyraena barracuda*, Sphyraenidae). More than 97% of fish, in weight, were caught under FAD-associated sets.

3.4 Sharks

Seventeen whale shark (*Rhyncodon typus*) catch events were reported by observers. These individuals were captured from the second to the fourth quarter of the year, particularly in the Cape Lopez and northeastern equatorial zones (Fig. 4). Whale sharks were discarded alive, and were discarded almost always before the retrieval of the net. Subsequent shark group bycatch estimation did not include whale sharks.

A total of 341 sharks, i.e. 10 t, were recorded by observers over the period considered (Table 2). The main species encountered was silky shark (*Carcharhinus falciformis*), which represented 53% and 72% of the shark bycatch in weight and numbers, respectively. Silky sharks were caught with total lengths between 67 and 256 cm, with two modes respectively around 110 and 200 cm (Fig. 2). No clear pattern in sex ratio was detected for lengths under 160 cm, but 70% of sharks in the bycatch above 160 cm were male. *Sphyraena zygaena* and *S. lewini* also occurred in purse seine catches, representing 11% and 7% of the shark bycatch in weight and numbers, respectively (Table 2). Other species, such as *Carcharhinus longimanus* and *Isurus oxyrinchus*, were occasionally taken as

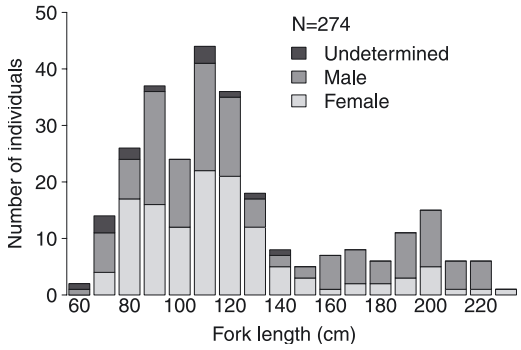


Fig. 2. Length frequency distribution of silky shark *Carcharhinus falciformis* by sex.

bycatch. More than 91% of sharks were caught under FAD-associated sets.

3.5 Rays

A total of 62 rays (8 t) were recorded by observers over the time period of analysis (Table 2). The main species encountered were the Chilean devil ray (*Mobula coilloti*), pelagic stingray (*Pteroplatytrygon violacea*), giant manta (*Manta birostris*), devil fish (*Mobula mobular*), and the spine tail mobula (*Mobula rancurelli*). Due to large variations in size and weight between species, species composition greatly differed between estimates expressed in number or in weight. Rays were mainly caught under free school sets, except for the giant manta ray, which presented similar numbers under both fishing modes.

3.6 Turtles

Observations of turtles were occasional and their numbers were almost equal under FAD-associated (54%) and free school sets (46%). A total of 40 individuals were caught over the 2003-2007 period. Turtle species composition was dominated by the green turtle (*Chelonia mydas*), followed by the kemp's Ridley turtle (*Lepidochelys kempii*), the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*), loggerhead turtle (*Caretta caretta*), and olive Ridley turtle (*Lepidochelys olivacea*) (Table 2). Green and loggerhead turtles occurred more frequently under FAD-associated schools than under free school sets, whereas the leatherback turtle appeared more frequently under free school sets. Nearly 98% of the turtles caught were released alive at sea. Observations of turtles in the catch were mostly reported during the second and third quarters of the year and were geographically scattered across the entire fishing area. Almost all catches of *C. mydas* concerned individuals whose curved carapace length was less than 70 cm. Due to the small number of turtles observed, i.e. 10 individuals per year, no attempt was made to extrapolate the bycatch for this group of species at the fishery level.

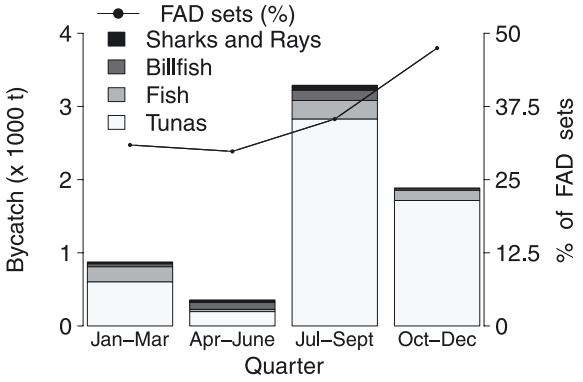


Fig. 3. Total bycatch by quarters and percentage of FAD-associated sets in the entire fishery indicating the higher levels of FAD-fishing during the second half-year.

3.7 Marine mammals

Only two catch events of marine mammals were reported by observers. It occurred during the third quarter period (August and September) and involved free school sets. One event involved a fin whale, *Balaenoptera physalus*, and the second event involved two humpback whales, *Megaptera novaeangliae*. All individuals were released alive without being brought on board the vessel. The rarity of these observations impeded any attempt to extrapolate bycatch figures for marine mammals at the fishery level.

3.8 European bycatch estimation based on large groups of species

According to the method based on a stratified bycatch ratio for tuna production and a mean annual production of 79 300 t for the 2003–2007 period, the French and Spanish tuna purse seine fishery annual bycatch was estimated at about 6400 t; this corresponds to 80.8 t/1000 t of landed tuna and 7.5% of the total catch (Table 3). Tunas represented 83% of the total bycatch, corresponding to 67.2 t/1000 t of unloaded tuna. The remaining 17% of the bycatch (13.6 t/1000 t) consisted of 10% bony fish (7.8 t/1000 t), 5% billfish (4.0 t/1000 t), and 2% sharks and rays (1.8 t/1000 t). The bycatch was higher under FAD-associated sets than under free school sets, especially for tunas and other bony fish. Bycatch amounts were lower during the first two quarters of the year and increased sharply during the second half of the year, mostly due to tuna species (Fig. 3). This pattern may be explained by the fact that the fishery targets free schools during the first part of the year, whereas it mostly targets FAD sets during the second part of the year. The spatial distribution of the bycatch in terms of the group of species indicated that the major areas were, by order of importance, Cape Lopez, North-East Equator, Coastal, North-West Piccolo, Senegal, South East Equator and Piccolo (Fig. 4).

Confidence intervals of bycatch estimates by species group and fishing mode indicated that there was significant variation for the tuna category and during FAD-associated fishing

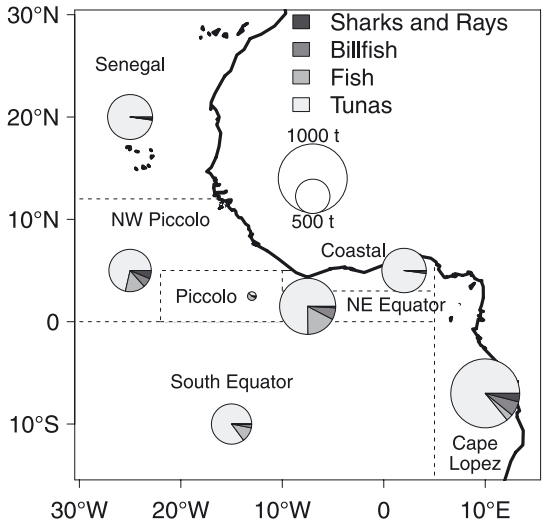


Fig. 4. Spatial variability of bycatch (weight is indicated by size of circles) by species group, and ET area.

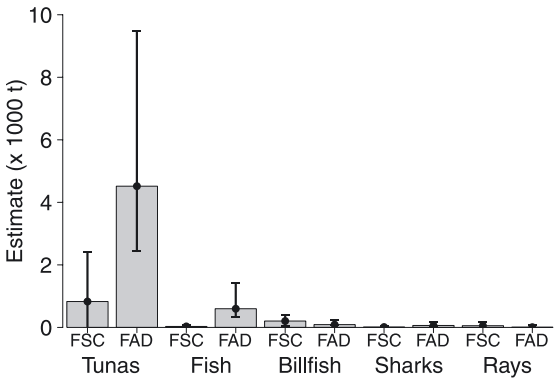


Fig. 5. Estimated bycatch by species group and fishing mode (FAD and FSC). Vertical lines indicate 95% confidence intervals.

(Fig. 5). This reflects the fact that our dataset was highly influenced by few observations on sets displaying a large tuna bycatch, whereas most of the observations involved sets with almost no tuna bycatch.

Extrapolated values of the bycatch fate showed that 84% of the 6400 t of bycatch is discarded at sea, with the rest being kept for consumption on board or for sale on the local African market (Table 4). According to observers, the tuna bycatch was mostly discarded at sea and was rarely kept on board. Overall, a similar proportion of bony fish was discarded at sea or kept on board as by-products. However, some species are preferred and, while triggerfish and oilfish were discarded in large proportions, rainbow runners, wahoos, carangids, and barracudas were generally kept in wells to be marketed at port or consumed on board. Most billfish caught (67% in terms of weight) were kept on board as by-products and 33% were discarded at sea. Sharks were mostly transported to port as whole carcasses, whereas rays were seldom kept on board as by-products.

Table 3. Estimated bycatch by species group.

	FSC		FAD		Total	
	t	*t*/1000 t	*t*	*t*/1000 t	*t*	*t*/1000 t
Total catch	46506		3919		85704	
Production	45222		34076		79299	
Bycatch total	1284	28.4	5121	150.3	6405	80.8
Tunas	941	20.8	4384	128.7	5326	67.2
Bony Fish	35	0.8	580	17.0	616	7.8
Billfish	233	5.1	88	2.6	320	4.0
Sharks	13	0.3	61	1.8	74	0.9
Rays	62	1.4	8	0.2	70	0.9

Table 4. Bycatch fate (by-products or discards) estimated by species group.

	By-products		Discards		Total
	%	*t*	%	*t*	*t*
Tunas	9	455	91	4871	5326
Bony Fish	48	294	52	321	616
Billfish	67	215	33	106	320
Sharks	63	46	37	27	74
Rays	6	4	94	66	70
Total		1014		5391	6405

4 Discussion

Our results showed that the European tuna purse seine fishery of the eastern Atlantic Ocean generates lower levels of bycatch than other fisheries, consistent with global assessments of discard and bycatch (Alverson et al. 1994; Chuenpagdee et al. 2003; Kelleher 2005). The overall ratio of bycatch to total catch (7.5%) estimated in this study indicated that the tuna purse seine fishery has an almost ten-fold lower ratio than shrimp fisheries and a six-fold lower ratio than tuna longline fisheries (Kelleher 2005). Our results also confirmed previous observations indicating that the fishing mode substantially affects the species composition and magnitude of the bycatch: FAD-associated fishing by tuna purse seine fisheries leads to greater amounts of bycatch and discard than free school fishing (Ariz et al. 1999; Hallier and Parajua 1999; Fonteneau et al. 2000). Quantitative estimates may be compared with previous studies on purse seine fisheries in both the Indian and Atlantic Oceans. In the Atlantic Ocean, Delgado de Molina et al. (2000) reported bycatch estimates for the same fishery between 1997 and 1999: these appeared to be significantly lower than those found in our study, especially for FAD sets. By contrast, our results for both fishing modes were similar to the estimates for the 1997-2002 ICCAT tuna moratorium periods when FAD fishing was prohibited during November, December, and January in a wide area of the Gulf of Guinea (Goujon 2004). Finally, Sarralde et al. (2004) reported overall levels of tuna discards and bycatch during the 2002–2003 Spanish ICCAT tuna moratorium that were similar to those presented here for both fishing modes. Further analysis is needed to explain the differences in findings presented by Delgado de Molina et al. (2000). However, it should be noted that the bigeye observer programme was not specifically oriented towards bycatch observations and this component of the catch may have been underestimated. In the Indian Ocean, when tunas are not taken into account, our results were very similar to bycatch levels estimated for the European purse seine tuna fishery (Amandè et al. 2008). Romanov (2008) indicates that tunas were never discarded, but were retained for sale by the Soviet purse seine fishery. While the proportion of bycatch under free school sets in the Soviet fishery was similar to those obtained in our study, it was two times higher than our estimates for FAD sets.

A major finding of our analysis is that tunas, mostly skipjack and little tunny, constitute the great majority (83%) of the bycatch in the European tuna purse seine fishery of the eastern Atlantic Ocean; this bycatch is discarded in 91% of instances (Fig. 5 and Table 4), but this bycatch estimate appeared to be significantly influenced by there being few sets with large amounts of small tuna that were discarded. The amounts of discard coincided with results for the French fleet derived from the observer programme conducted from 1997-2002 through the time-area closure implemented in the Gulf of Guinea (Goujon 2004). However, it was higher than the amounts observed during the 2002–2003 period for the Spanish fleet (Sarralde et al. 2004).

The tuna bycatch rate, estimated at 67.2 t/1000 t of tuna produced by the European tuna purse seine fishery in the eastern Atlantic Ocean is higher than that estimated for the same fishery operating in the Indian Ocean, where overall tuna discard estimates were of 19.2 t/1000 t of tuna produced, representing only 54% of the total bycatch (Amandè et al. 2008). This result is counter intuitive, as the Atlantic Ocean tropical tuna fishery benefits from market facilities for damaged or undersize major tunas, small tunas, and various fish species in Côte d'Ivoire (Bard and Amon-Kothias 1985; Amon-Kothias et al. 1996; Romagny et al. 2000). It was then expected that tuna for non-commercial purposes would be kept on board in larger proportions than those fished in the Indian Ocean, as they could be sold on the Abidjan market as "Faux poisson", similar to that observed for bony fish, billfish, and sharks. A possible explanation for this difference in tuna discarding rates between the Atlantic and Indian Ocean fisheries may be linked to differences in abundance, productivity and catchability of small tunas. For instance, the mean weight of skipjack tuna in the Atlantic Ocean catch is significantly lower (2.1 kg) than in the Indian Ocean fishery (2.9 kg) (Pianet et al. 2008).

Billfish appear to be the third major component of bycatch after tunas and bony fish in the Atlantic Ocean. This is in contrast to previous studies (Stretta et al. 1997; Delgado et al. 2000; Goujon 2004), which ranked sharks as the third

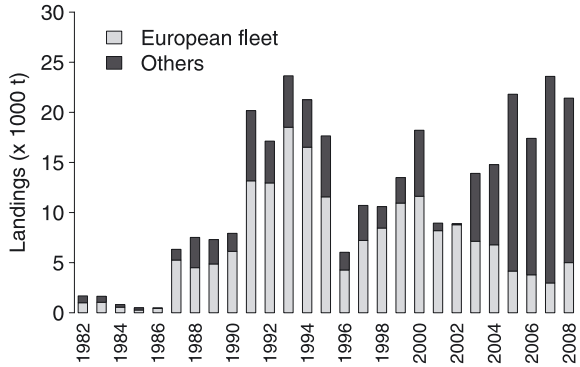


Fig. 6. Evolution of fish landings as by-products, called "*Faux poisson*" on Abidjan local market in Côte d'Ivoire.

most abundant component of the bycatch. In the Indian Ocean, sharks are also the third most abundant species in the bycatch (Romanov 2002; Amandè et al. 2008). Gaertner et al. (2002) estimated an average annual bycatch of 245.1 t of marlin and 42.4 t of sailfish corresponding to 1.8 t/1000 t and 0.3 t/1000 t, respectively, on the basis of 1884 observed sets from June 1997 to May 1999 during the European Union Bigeye Programme. Our results for billfish (4 t/1000 t) are slightly higher than these estimates, suggesting that a switch in abundance between skarks and billfish may have occurred during that period.

Turtles are rarely caught during purse seine operations and, if it does happen, they are discarded alive. Green turtle (*C. mydas*), the main species caught, is a coastal species. However, juveniles, with an average size of 30–50 cm, are frequently found in the pelagic habitat in their early years of life before reaching coastal habitat. During this period, turtles are vulnerable to high sea fishery operations and seek artificial or natural drifting devices to rest. Adults of this species are not reported, likely due to the fact that adults in the open sea phase are in nesting or post nesting migrations and do not use FAD surfaces for stopping and resting (J. Bourjea comm. pers.). Our observations only concern turtles that were effectively caught during set operations and that were brought on board like any other bycatch species. These observations and the related derived quantitative estimates do not take into account the hidden and non estimated number of turtles that die due to entangling while resting on FADs, which may be the major source of mortality. Eliminating the use of net materials in FAD construction could be a simple technological solution for solving this problem.

By-product quantities estimated by observers and extrapolated to the fishery level may be compared to "Faux poisson" landings, which are systematically counted. A preliminary comparison for the same period indicated that there is a significant underestimation of tuna by-products in observer data: the "Faux poisson" monitoring system provided an estimate of 4300 t, whereas extrapolated observer data results in an estimate of only 455 t (Table 4 and Fig. 6). This difference may be explained by the fact that significant quantities of major tuna species (mainly skipjack), initially kept in wells just after capture and categorized as production by observers, are finally sorted before landing in Abidjan and downgraded to "Faux poisson" because they are minor tunas, too small, or too damaged for canneries. Thus, the estimates for the tuna bycatch by-product component may still have been underestimated in this study. A better understanding and estimation of sorting practices associated with tuna production during landings is required to improve our estimates of the total bycatch.

We used the "fishing set" as a statistical unit instead of a "fishing trip", based on the low number of observed trips in our data set. However, the number of fishing sets was lower than five sets in some stratified data sets. Consequently, the total bycatch estimate, based on the ratio estimator method, may be biased. However, we were interested in analyzing the magnitude of the bycatch caught by the French and Spanish purse-seine fishery and not the optimum method for analysing bycatch, or the factors affecting their variability.

The ratio estimator method was based on the strong assumption of a linear relationship between bycatch and fish production. This assumes that the bycatch is null when tuna production is null, whereas observations indicate that this is an approximation, especially for some groups of species, such as billfish.

However, this method has been widely used in fishery science (Stratoudakis 1999; Ye et al. 2000; Gaertner et al. 2002; Borges et al. 2005; Amandè et al. 2008) because of its practical aspects, but it can lead to biases and uncertainties due to the nature of bycatch data and its relationship with the auxiliary variable (Rochet and Trenkel 2005). Indeed, the true stochastic processes that generate the data are generally unknown and specific modeling approaches based on mixture distributions (Perkins and Edwards 1996; Fletcher et al. 2005; Minami et al. 2007) should be used at the species level or trophic group level. These approaches complemented with the raising factor method could be used to better identify the factors affecting bycatch and eventually improve our estimates for the European purse seine fishery in the eastern Atlantic Ocean.

Furthermore, we used a spatial and temporal stratification to improve our estimates of total bycatch. It is worth pointing out that areas used are sampling strata considered for the multispecies sampling scheme to correct for errors in the composition of tuna species that were reported caught in logbooks (Pallarés and Hallier 1997). This sampling scheme has been derived from a statistical analysis of historical tuna catches and may therefore not be appropriate to estimate the bycatch for other species. In addition, simplifying the fishing mode variable to only two categories (FAD and FSC) may not be accurate for bycatch assessment, as evidence has shown that some large pelagic species, e.g. Sphyrnidae, can be concentrated on seamounts (Klimley et al. 1988).

5 Conclusion

Observer programmes conducted by Spain and France within the European Data Collection Regulation framework provided detailed and rich information on bycatch and discards. Coordination between programmes, as is currently occurring between French and Spanish scientific teams, allows the use of larger datasets, through the gathering data, thus providing acceptable observation levels, e.g. better spatial and

temporal distribution of fishing sets. Tuna purse seining generates relatively low levels of bycatch. Although, as some biologically sensitive species groups such as sharks and turtles are impacted, a cautious analysis at the species level should be conducted to precisely assess the relative impact of this fishery on these groups. Furthermore, analyses comparing ongoing comparative bycatch analysis between the Indian and Atlantic Oceans along with observations made during previous periods will certainly provide useful insights for a better understanding of the factors involved in bycatch and discarding practices of the European tuna purse seine fishery and also for assessing the effects of this fishery on the ecosystem compared with other fishing systems.

Acknowledgements. The authors are grateful to the observers involved in data collection. They thank the fishing masters and their fishing companies for their close collaboration with the observers and IRD/IEO/AZTI scientists. These observer programmes are financed through the European Data Collection Regulation, EC-DCR N° 1543/2000, 1639/2001 and 1581/2004. We also thank A. Fonteneau (IRD), J. Bourjea (Ifremer) for helpful comments and suggestions, and P. Cauquil (IRD) and A. Damiano (IRD) for database development and management. Finally, the authors thank the anonymous referees who greatly helped in improving the presentation of our findings.

References

Alverson D.L., Freeberg M.H., Pope J.G., Murawski S.A., 1994, A global assessment of fisheries by catch and discards. FAO Fish. Tech. Pap. 339, 233 p.

Amandè M.J., Ariz J., Chassot E., Chavance P., Delgado de Molina A., Gaertner D., Murua H., Pianet R., Ruiz J., 2008, By-catch and discards of the European purse seine tuna fishery in the Indian ocean: Characteristics and estimation for the 2003-2007 period. IOTC-2008-WPEB-12, 23 p.

Amon-Kothias J.B., Bard F.X., Hervé A., 1996, Mise à jour des quantités de “Faux poissons" débarqués par les senneurs à Abidjan. Coll. Vol. Sci. Pap. ICCAT 45, 227-228.

Ariz J., Delgado de Molina A., Fonteneau A., Gonzalez Costas F., Pallarés P., 1999, Logs and tunas in the eastern tropical Atlantic. A review of present knowledge and uncertainties. In: Scott M.D., Bayliff W.H., Lennert-Cody C.E., Schaefer K.M. (Eds.). Proc. International Workshop on the Ecology and Fisheries for Tunas Associated with Floating Objects, February 11-13, 1992, Inter-Am. Trop. Tuna Comm. Spec. Rep. 11, 21-65.

Bard F.X., Amon-Kothias J.B., 1985, Evaluation des débarquements de thonidés mineurs et istiophoridés au port d’Abidjan de 1981-1984. Coll. Vol. Sci. Pap. ICCAT 23, 333-336.

Borges L., Zuur A.R., Rogan E., Officer R., 2005, Choosing the best sampling unit and auxiliary variable for discards estimations. Fish. Res. 75, 29-39.

Canty A., Ripley B., 2010, Boot: Bootstrap R (S-Plus) Functions. R package version 1.2-42.

Chuenpagdee R., Morgan L.E., Maxwell S.M., Norse E.A., Pauly D., 2003, Shifting gears: assessing collateral impacts of fishing methods in U.S. waters. Front. Ecol. Environ. 1, 517-524.

Davies R.W.D., Cripps S.J., Nickson A., Porter, G., 2009, Defining and estimating global marine fisheries bycatch. Mar. Pollut. 33, 661-672.

Delgado de Molina A., Ariz J., Gaertner D., Santana J.C., 2000, Estimación de la importancia de las capturas de especies accesorias y de descartes en la pesquería de cerco de túnidos tropicales en el océano Atlántico oriental. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT 51, 1859-1875.

FAO, 1999, Guidelines for the routine collection of capture fishery data. Prepared at the FAO/DANIDA Expert Consultation. Bangkok, Thailand, 18-30 May 1998. FAO Fisheries Tech. Pap. 382, Rome, 113 p.

Fletcher D., MacKenzie D., Villouta E., 2005, Modelling skewed data with many zeros: a simple approach combining ordinary and logistic regression. Environ. Ecol. Stat. 12, 45-54.

Fonteneau A., Pallarés P., Pianet R., 2000, A worldwide review of purse seine fisheries on FADs. In: Cayré P., Le Gall J. Y., Taquet M. (Eds.) Pêche thonière et dispositifs de concentration de poissons, Colloque Caraïbe-Martinique, Trois-Ilets, 15-19 octobre 1999. Institut de recherche pour le développement, Institut français de recherche pour l’exploitation de la mer, Ecole nationale supérieure agronomique de Rennes. Editions Quae, 684 p.

Gaertner D., Ménard F., Develter C., Ariz J., Delgado de Molina A., 2002, By-catch of billfishes by the European tuna purse seine fishery in the Atlantic Ocean. Fish. Bull. 100, 683-689.

Garcia S., Zerbi A., Do Chi T., Lasserre G., 2003, The ecosystem approach to fisheries. Issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook. FAO Fish. Tech. Pap. 443, Rome, 76 p.

Goujon M., 2004, Informations sur les captures accessoires des thoniers senneurs gérés par les armements français d’après les observations faites par les observateurs embarqués pendant les plans de protection des thonidés de l’Atlantique de 1997 à 2002. Coll. Vol. Sci. Pap. ICCAT 56, 414-431.

Hall M.A., García M., Lennert-Cody C.E., Arenas P., Miller F., 1999, The association of tunas with floating objects and dolphins in the eastern Pacific Ocean: a review of the current purse-seine fishery, in: Scott M.D., Bayliff W.H., Lennert-Cody C.E., Schaefer K.M. (Eds.). Proc. International Workshop on the Ecology and Fisheries for Tunas Associated with Floating Objects, February 11-13, Inter-Am. Trop. Tuna Comm. Spec. Rep. 11, 87-194.

Hall M.A., Alverson D.L., Metuzals K.I., 2000, By-Catch: Problems and Solutions. Mar. Pollut. Bull. 41, 204-219.

Hallier J.P., Parajua J.I., 1999, Review of tuna fisheries on floating objects in the Indian Ocean. In: Scott M.D. Bayliff W.H., Lennert-Cody C.E., Schaefer K.M. (Eds.). Proc. International Workshop on the Ecology and Fisheries for Tunas Associated with Floating Objects, February 11-13, 1992, Inter-Am. Trop. Tuna Comm. Spec. Rep. 11, 195-221.

Kelleher K., 2005, Discards in the world’s marine fisheries: an update. FAO Fish. Tech. Pap. 470, Rome, 131 p.

Klimley A.P, Butler S.B., Nelson D.R., Stull A.T., 1988, Diel movements of scallopped hammerhead sharks, *Sphyrna lewini* Griffith and Smith, to and from a seamount in Gulf of California. J. Fish Biol. 33, 751-761.

Lawson T., 2001, Method for analysing bycatch with observer data. SCTB14 Working Paper. Noumea, New Caledonia: Secretariat of the Pacific Community, 14 p.

Lennert-Cody C.E., 2001, Effects of sample size on bycatch estimation using systematic sampling and spatial post-stratification: summary of preliminary results. IOTC Proc. 4, 48-53.

Maguire J.J., Sissenwine M., Csirke J., Grainger R., Garcia S., 2006, The state of world highly migratory, straddling and other high

seas fishery resources and associated species. FAO Fish. Tech. Pap. 495, Rome, 84 p.

Minami M., Lennert-Cody C.E., Gao W., Romàn-Verdesoto M., 2007, Modeling shark bycatch: The zero-inflated negative binomial regression model with smoothing. Fish. Res. 84, 210-221.

Pallarés P., Hallier J.P., 1997, Analyse du schéma d'échantillonnage multi-spécifique des thonidés tropicaux. DG-Pêche n° 95/37, 1995-1997.

Pallarés P., Petit C., 1998, Tropical tunas: New sampling and data processing strategy for estimating the composition of catches by species and size. Coll. Vol. Sci. Pap. ICCAT 48, 230-246.

Pascoe S., 1997, By-catch management and the economics of discarding. FAO Fish. Tech. Pap. 370, Rome, 137 p.

Perkins P.C., Edwards E.F., 1996, A mixture model for estimating discarded bycatch from data with many zero observations: tuna discards in the eastern tropical Pacific Ocean. Fish. Bull. 94, 330-340.

Pianet R., Pallarés P., Petit C., 2000, New sampling and data processing strategy for estimating the composition of catches by species and sizes in the European purse seine tropical tuna fisheries. IOTC-WPDCS/2000/10.

Pianet R., Delgado de Molina A., Doriso J., Bretaudeau P., Hervé A., Ariz J., 2008, Statistics of the main purse seine fleets fishing in the Indian Ocean (1981-2007). IOTC-2008-WPTT-05, 25 p.

Pianet R., Dewals P., Delgado de Molina A., Ariz J., Sarralde R., Dédo R., Sow F., 2009, Statistiques de la pêcherie thonière européenne et assimilée durant la période 1991-2007. Coll. Vol. Sci. Pap. ICCAT 64, 1133-1158.

Rochet M-J., Trenkel V. M., 2005, Factors for the variability of discards, assumptions and field evidence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 62, 224-235.

Romagny B., Ménard F., Dewals P., Gaertner D., N'Goran N., 2000. Le "faux-poisson" d'Abidjan et la pêche sous DCP dérivants dans l'Atlantique tropical Est : circuit de commercialisation et rôle socio-économique. In : Cayré P., Le Gall J.Y., Taquet M. (Eds.) Pêche thonière et dispositifs de concentration de poissons, Colloque Caraïbe-Martinique, Trois-Ilets, 15-19 octobre 1999. Institut de recherche pour le développement, Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer, Ecole nationale supérieure agronomique de Rennes. Editions Quae, 28, 634-652.

Romanov E.V., 2002, By-catch in the tuna purse-seine fisheries of the western Indian Ocean. Fish. Bull. 100, 90-105.

Romanov E.V., 2008, Bycatch and discards in the Soviet purse seine tuna fisheries on FAD-associated schools in the north equatorial area of the Western Indian Ocean. West. Indian Ocean J. Mar. Sci. 7, 163-174.

Sánchez S., Murua H., González I., Ruiz J., 2007, Optimum sample number for estimating shark by-catch in the Spanish Purse seiners in the western Indian Ocean. IOTC-2007-WPTT-26, 6 p.

Santana, J.C., Delgado de Molina, A., Delgado de Molina, R., Ariz R., Stretta J.M., Domalain, G., 1998, Lista faunística de las especies asociados a las capturas de atún de las flotas de cerco comunitarias que faenan en las zonas tropicales de los océanos Atlántico e Indico. Coll. Vol. Sci. Pap. ICCAT 48, 129-137.

Sarralde R., Ariz J., Delgado de Molina A., Pallarés P., Santana, J.C., 2004, Análisis de los datos obtenidos por observadores en atuneros cerqueros españoles en el océano Atlántico durante las últimas moratorias sobre objetos flotantes (2001-2002 y 2002-2003). ICCAT Coll. Vol. Sci. Pap. 56, 401-413.

Stratoudakis Y., Fryer R.J., Cook R.M., Pierce G.J., 1999, Fish discarded from Scottish demersal vessels: estimators of total discards and annual estimates for targeted gadoids. ICES J. Mar. Sci. 56, 592-605.

Stretta J.M., Delgado de Molina A., Ariz J., Domalain G., Santana J. C., 1997, Les espèces associées aux pêches thonières tropicales. Coll. Vol. Sci. Pap. ICCAT 46, 250-254.

Thompson S.K., 2002, Sampling. Wiley, New-York, Wiley Series in Probability and Mathematical Statistics.

Ye Y., Alsaffar A.H., Mohammed H.M.A., 2000, Bycatch and discards of the Kuwait shrimp fishery. Fish. Res. 45, 9-19.

3.2 Precision in estimates of marine species by-catch : the case of tuna purse seine fisheries of the Indian Ocean

Résumé de l'article

L'estimation des prises accessoires c'est-à-dire des captures d'espèces marines non ciblées et individus d'espèces cibles par élévation des données observateurs à l'ensemble de la pêcherie est une pratique courante. La capture accessoire moyenne annuelle de la pêcherie thonière tropicale européenne à la senne est estimée à 11590 t (Intervalle de confiance à 95 % : [8165 t, 15818 t]), correspondant à 4.7% des débarquements de thon. Une analyse de variance de la précision de l'estimation basée sur un modèle linéaire généralisé et des simulations de Monte Carlo montrent que le taux de couverture actuel du programme observateur, qui est de 4.74% des marées, entraîne de grandes incertitudes sur les estimations par espèce (aucune estimation ne présentait une erreur quadratique moyenne relative inférieure à 50%). Bien que les prises accessoires globales soient en quantité faible, le taux de couverture actuel paraît insuffisant pour fournir des estimations fiables pour les espèces rares telles que les tortues marines, certains requins pélagiques et certains poissons porte-épée. Une augmentation du taux de couverture pourrait certainement améliorer les estimations de prises accessoires. Les simulations ont permis toutefois de produire des sorties qui pourraient aider à la définition de compromis entre le choix des espèces à gérer en priorité, la précision escomptée pour les estimations et les coûts d'échantillonnage associés.

Corresponding author : AMANDÈ Monin Justin, Institut de Recherche pour le Développement, UMR EME 212 (IRD, Ifremer, Université Montpellier 2), Avenue Jean Monnet, BP 171, 34203 Sète Cedex, France.

Email : monin-justin.amande@ird.fr

Telephone : +33(0) 499 573 252

Fax : +33(0) 499 573 295

CHASSOT Emmanuel, Institut de Recherche pour le Développement, UMR EME 212 (IRD, Ifremer, Université Montpellier 2), Avenue Jean Monnet, BP 171, 34203 Sète Cedex, France.

CHAVANCE Pierre, Institut de Recherche pour le Développement, UMR EME 212 (IRD, Ifremer, Université Montpellier 2), Avenue Jean Monnet, BP 171, 34203 Sète Cedex, France.

MURUA Hilario, AZTI Tecnalia, Herrera Kaia, Portualde z/g, 20110 Pasaia (Gipuzkoa), Spain.

DELGADO DE MOLINA Alicia, Instituto Español de Oceanografía, Apdo. Correos 1373, 38080 S/C Tenerife, Canary Island, Spain.

HALL Martìn, Inter-American Tropical Tuna Commission, 8604 La Jolla Shores Drive, La Jolla, CA 92037-1508, USA.

BEZ Nicolas, Institut de Recherche pour le Développement, UMR EME 212 (IRD, Ifremer, Université Montpellier 2), Avenue Jean Monnet, BP 171, 34203 Sète Cedex, France.

Abstract

Introduction

Material and methods

Fishery observer data

Bycatch estimation

Bycatch of the European purse seine fishery was estimated for the major taxonomic groups and species based on the ratio estimator method (Cochran, 1977; Thompson, 2002) that has been used in many fisheries (Hall et Boyer, 1986; Ye *et al.*, 2000; Borges *et al.*, 2005). The bycatch over landings ratio was used because (i) the major tuna landings is available in the logbook data and (ii) this ratio offers the advantage to be comparable across fisheries whatever the fishing method. Data were post-stratified according to the fishing mode as this has been shown to strongly affect bycatch magnitude and composition (Romanov, 2002; Dempster et Taquet, 2004; Amandè *et al.*, 2010). Bycatch values were recorded along with associated landings values in observer data. The ratio was calculated as follows :

$$R_{h,i} = \frac{x_{h,i}}{y_{h,i}} \tag{3.1}$$

where $x_{h,i}$ is the total bycatch and $y_{h,i}$ the total tuna landings for the h^{th} fishing mode (i.e. FSC or FAD) and the i^{th} species or group of species. Assuming a linear relationship between total bycatch and total landings, the ratio estimate of the

population total of the ith bycatch species or group of species is then given by :

$$\hat{X}_i = \sum_{h=1}^{2} R_{h,i} Y_h \tag{3.2}$$

where Y_h is the total tuna landings conditionally to the fishing mode h. The mean annual bycatch was finally calculated. Confidence intervals for each species group were calculated using a non parametric bootstrap procedure (Efron and Tibshirami, 1993) using the R statistical software (R Development Core Team, 2011).

Uncertainty in bycatch estimates

Non parametric boostrap was used to assess the precision of bycatch estimates as a function of the coverage rate. Considering the observer dataset as the fishery universe, pseudo observer data were generated by uniform random sampling of trips without replacement to mimic the real sampling process for various coverage rates j going from 3% to 90%. For each pair of species i and sampling coverage level j, the procedure was repeated 10000 times to obtain a sufficient number of independent samples. For the k_{th} pseudo observer dataset, the estimate of the total bycatch was calculated according to equations 3.1 and 3.2 and denoted $\hat{X}_{ijk}$. Precision on bycatch estimate was assessed through the mean square error MSE. The relative root mean square error (RRMSE), obtained by dividing the root of the MSE by the true value of the total bycatch is a normalized indicator that enables to compare the accuracy of the total bycatch estimates. The RRMSE for species i and coverage level j was computed as follows :

$$RRMSE_{i,j} = \frac{\sqrt{MSE_{i,j}}}{X_i} = \frac{\sqrt{\frac{1}{10000}\sum_{k=1}^{10000}(\hat{X}_{ijk} - X_i)^2}}{X_i} \tag{3.3}$$

Several technical (e.g. gear selectivity) and ecological (e.g. schooling behavior) factors are likely to affect the nature and levels of fishery bycatch (Rochet et Trenkel, 2005). Non-target species catch distributions have many zero-valued observations but their positive count distributions are generally different from one species to another, depending on the species ecology and aggregative behavior (e.g. (Minami *et al.*, 2007)). For example, some gregarious species such as silky sharks (*Carcharhinus falciformis*) or dolphin fishes (*Coryphaena hippurus*) can sometimes occur in fishing sets with high abundance (Ward et Myers, 2005) while solitary species such as oceanic whitetip sharks (*Carcharhinus longimanus*) occur in fishing sets with no more than two or three individuals. To generalize our modeling approach, two simple and generic indices were used as proxies of the characteristics of each bycatch species distribution : the proportion of fishing sets with at least one individual of species i (p_i) and the Gini index of positive values of species i (G_i). The Gini index measures the distribution heterogeneity. The Gini index was privileged over the variance of bycatch distribution as it is normalized and therefore enables comparing species characteristics. Gi was calculated on the basis of positive values of non target catch as follows :

$$G_i = \frac{1}{n}(n + 1 - 2\frac{\sum_{l=1}^{n}(n + 1 - l)x_{il}}{\sum_{l=1}^{n} x_{il}}) \tag{3.4}$$

where x_{il}, $l = 1 : n$ denotes the observed positive values of species i, indexed in increasing order i.e. $x_l \leq x_{l+1}$. The relationship between the RRMSE and the sampling coverage C_j and the bycatch statistical characteristics summarized by p_i and G_i indices was assessed using a generalized linear model (GLM) with an inverse-gamma link honoring the distribution of the RRMSE. Second order interactions were considered in the model. In a final step, a simple interpolation by inverse distance allowed mapping the predicted RRMSE at the 10% target level of observer coverage in the

2D space defined by the vector (p, G).

Four species characterized by contrasted ecological characteristics, namely silky shark (*Carcharhinus falciformis*), pelagic stingray (*Dasyatis violacea*), Kemp's ridley sea turtle (*Lepidochelys kempii*), and white marlin (*Tetrapterus albidus*) were considered to relate the predicted values of RRMSE with different sampling coverage rates and associated costs, considering the current marginal cost of 200 euros per day of observation as constant.

Results

Bycatch of the purse seine tuna fishery

The European tuna purse seine fishery total annual bycatch in the IO was estimated at about 11592 t (95% confidence interval : [8165 t, 15818 t]) corresponding to 47.3 t per 1000 t of tuna landed. Bycatch of marine species was mostly observed in floating object sets that accounted for about 85% of the incidental catch. A similar pattern was observed for all taxonomic groups, except for rays that were mostly caught on free swimming school sets (Table 3.2). Juveniles of skipjack as well as frigate (*Auxis thazard*) and bullet (*Auxis rochei*) tunas predominated in the tuna bycatch that represented about 59% of the total bycatch, corresponding to a mean annual value of 28 t per 1000 t of tuna landings (see Tables 3.1 and 3.2). The remaining 41% of the bycatch was composed of different taxonomic groups, each being dominated by a few species. Bony fishes were dominated by rainbow runner (*Elagatis bipinnulata*) and dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) and represented a total of about 30% of the bycatch, i.e. corresponding to 14.2 t per 1000 t of the landings. The silky shark represented more than 65% of the overall shark group that reached an average value of 8.3% of the total bycatch biomass. Bycatch of billfishes only

represented about 1.0 t per 1000 t of the tuna landings while the levels of bycatch of rays and turtles were small, i.e. about 0.2 t and less than 0.01 t per 1000 t of the landings, respectively. Marine mammals occurred in less than 1% of observed sets and were always released alive without being brought on board the vessel, resulting in no or negligible mortality due to the direct impact of the purse seine operations. Turtles were also generally discarded alive but no specific action was conducted to collect information on the survival rates of the released animals.

Uncertainty in bycatch estimates

Uncertainty in bycatch estimates was strongly dependent on the observer coverage and the ecological characteristics of the pelagic species of interest. Almost 85% of the total variability of RRMSE was explained by the GLM (Table 3.3). The observer coverage rate and the percentage of positive bycatch in sets were the main significant factors affecting the precision and accuracy in bycatch estimates, with about 70% and 10% of the total variability explained, respectively. The effect of the Gini index was also significant but explained a small percentage of deviance (0.21%). The correlation between the RRMSE and the sampling coverage rate was strong, significant and negative : the higher the sampling coverage, the lower the error in bycatch estimates for a species. For each coverage rate, the RRMSEs were also highly different between species (Table 3.3 and Figure 3.1).

Considering a target sampling rate of 10%, the expected best estimates for one bycatch species would be characterized by a relative root mean error of about 40-50% (Figure 3.2). Moreover, more than 90% of species incidentally caught by purse seiners would be poorly estimated with a RRMSE larger than 50% (Figure 3.3). A minimum of 90% sampling coverage would be required to estimate 50% of bycatch species with relative error less than 20%. If the observer program targeted a RRMSE

up to 50% for all bycatch species, then almost all fishing trips should be observed. By contrast, only 40% of bycatch species would be estimated with a RRMSE up to 50% if the sampling coverage was limited to 50% (in the case of a financial constraint allowing only 1.75 millions euros for observer data collection). Overall, our results show that the current 10% coverage rate targeted by the European purse seine fishery is sufficient for estimating the bycatch of silky shark with a RRMSE lower than 50%. However, this coverage rate would yield larger RRMSEs for pelagic stingray, Kemp's ridley sea turtle, and white marlin for which a minimum of 20%, 70% and 80% coverage would be necessary to comply with a RRMSE of 50%, respectively (Figure 3.3).

Discussion

We used a large observer fishery dataset collected during the 2000s to provide a first estimate of the bycatch of pelagic taxonomic groups and species of the European tropical tuna purse seine fishery in the Indian Ocean. An overall ratio of bycatch over tuna landings was estimated to be 4.74% (95% confidence interval : [3.3%-6.5%]) corresponding to a mean annual bycatch of about 11 592 t (95% confidence interval : [8165 t, 15818 t]) predominated by juveniles of skipjack tunas. The majority of non-target species is caught by fishing sets associated with FADs. Our findings also show that current target rates of observer coverage result in very large uncertainties around bycatch estimates for a large range of marine species, which might hinder a careful monitoring of open-sea pelagic communities. The precision and accuracy in bycatch estimates highly depend on observer sampling coverage and ecological traits of the marine predators of interest. At the scale of the taxonomic groups and overall pelagic community, very large coverage rates (i.e. higher than 90%) are required to

get relative root mean square errors of the order of magnitude of 20%. Overall, our results indicate that the current European fishery observer program provides some information on bycatch of marine predators in the Indian Ocean but is insufficient for accurately monitoring the effects of fishing on pelagic communities associated with tuna schools. It is the role of managers and stakeholders (i) to better define management objectives with regards to bycatch (e.g. identify priority target species, set levels of precision in estimates andor magnitude of authorized discards) and (ii) to define the observer coverage rates required to fulfill such management objectives. This would certainly result in increasing observer coverage rates and associated costs for the EU but it appears necessary for the current observer program to become fully useful in addressing the questions of biodiversity conservation and sustainable management of pelagic predators within an ecosystem perspective. However, the efficiency of an observer program in open-sea ecosystems will ultimately depend on the involvement and compliance of other Contracting and Non-Contracting Parties of T-RFMOs whose fishing vessels targeting tropical tunas also affect populations of non-targeted pelagic predators. The implementation of regional observer programs at the ocean basin scale, as recently conducted by the IOTC, is essential to improve data availability and accessibility on bycatch of marine predators and concur to an Ecosystem Approach to Fisheries Management.

The overall bycatch rate of 4.74% of the major tuna landed was found to be lower in the IO than in the Eastern Atlantic Ocean, where it was estimated to be about 8%, for the purse seine fishery during the same period (Amandè *et al.*, 2010). Although magnitude of bycatch in tropical tuna purse seine fisheries is small, it can raise conservation issues because of the high diversity of non-target species that are incidentally caught. Indeed, more than 100 pelagic species were found to occur in purse seine fishing sets, comprising species that occupy different trophic positions

in open sea ecosystems, including some endangered and vulnerable species such as turtles, sharks, rays and some marine mammals. The data collected from 2003 to 2009 by the French and Spanish observer programs were pooled to increase the statistical material on which estimations were based. Neither temporal nor spatial stratifications were considered here and data were only stratified according to fishing mode, on the basis of prior analyses for similar or comparable fisheries that showed quantitative differences in accidental catch between FAD and FSC sets (Gaertner *et al.*, 2002; Romanov, 2002; Amandè *et al.*, 2010). This post-stratification partially accounted for the difference between French and Spanish fishing strategies, the formers seeking predominantly for FSC sets when the latter extensively fish on FADs (Pianet *et al.*, 2010). Future work based on new data sets acquired through routine observer programs will provide insights into the spatio-temporal variations in bycatch.

The ratio estimator method used to estimate overall bycatch is based on two main assumptions required for extrapolation. First, selected trips are supposed to be representative of the overall fishery data. Differences can however exist between observed and non-observed trips due to changes in fishers' strategies aimed at minimizing the impact of their activities on incidental catch when observers are on board (Hall, 1999; Benoît et Allard, 2009). For logistical reasons, the process of vessel selection for boarding observers was opportunistic and resulted in an over-representativeness of medium size vessels (carrying capacity between 800-1200 t) in the observed trips over the total number of trips. This might not result in biased estimates in the analysis since vessel size was shown not to affect the tuna species composition of the sets (Pallarés et Petit, 1998). Second, the bycatch over landings ratio was assumed to be constant for each fishing mode (i.e. FSC sets versus FAD sets), irrespective of all other factors amongst which time of the day, season, area,

vessel size, andor vessel equipments are likely to play a role. The simulation study reported in this paper however indicated that the precision of the bycatch estimate was strongly dependent on the sampling coverage rate. In this regard, the problem of the non stationarity of the ratio used for the estimation appears to be secondary.

The precision in bycatch estimates depends on the sampling coverage in the first instance. This is consistent with previous analyses that showed the impact of sampling coverage in the estimation of bycatch (Lennert-Cody, 2001; Babcock *et al.*, 2003). However, the uncertainty in bycatch estimates was also explained by the statistical characteristics of the distributions of each species bycatch. With the objective to provide a generic approach, these distributions were summarized by the percentage of positive data values (p) and their homogeneity (G). In a management perspective, this means that setting a fixed value of sampling coverage for all bycatch species does not enable to get the same degree of confidence in all bycatch estimates. However it is worth mentioning that, in the present case, the dominant bycatch species (e.g. *Elagatis bipinnulata*, *Coryphaena hippurus*, and *Carcharhinus falciformis*) are those that can be estimated with the highest precision. Our approach is transferable to other fisheries, particularly the Eastern Atlantic Ocean purse seine fishery, where almost all bycatch species are encountered with similar distributions.

The sampling coverage over the study period was about 4.6% of trips, i.e. less than half of the target rate of 10%. This coverage level is very low compared to the equivalent observer programs in the eastern and western parts of the Pacific Ocean which have been reaching almost 100% and 20% coverage, respectively. Consequently, almost all bycatch species are even more poorly estimated than expected : none of the estimates get an RRMSE smaller than 50%. As a matter of fact, low bycatch rates are likely to vary from simple to double which means that the quantities of bycatch can vary from simple to double. This can have drastic

consequences for pelagic groups such as sharks, turtles, and rays which have already been heavily impacted by fishing activities (Dulvy *et al.*, 2003; Stevens *et al.*, 2000; Lewison *et al.*, 2004b).

We showed that the gain in precision (loss in RRMSE) associated with an increase of sampling coverage progressively increases as the sampling coverage increases. Meanwhile the cost of the sampling increases linearly so that there is an optimal sampling coverage where the costs induced by the increase of the sampling coverage are balanced by the gains in precision. However, this optimum is dependent on the value (in euros) associated with the precision of the estimates. It is the role of managers and stakeholders to set management objectives and their associated costs and our approach mainly aimed to illustrate the expected outcomes of various potential management targets, i.e. levels of observer coverage or degree of precision in the overall or species-specific bycatch. Assessing the effects of changes in sampling coverage for a fleet-based observer program might however be insufficient for adequately monitoring non-targeted pelagic species that can be harvested by various fishing gears across different spatio-temporal scales. Except with the notable exception of European purse seiners, very few information on marine predator bycatch is currently available for most of other fisheries of the Indian Ocean and this may limit or jeopardize efforts to collect data consistent at the scale of the pelagic populations and communities, to eventually implement spatial and technical measures to mitigate the adverse effects of fishing. Another major challenging issue comes from illegal, unregulated and unreported (IUU) fishing that might be of major importance in high-seas that are outside of national jurisdiction (Agnew *et al.*, 2009). It is also more difficult for developing countries having small-scale fisheries to set observer programs or increase their sampling coverage for financial or technical reasons. The implementation and compliance of regional observer programs within Tuna Re-

gional Marine Fisheries Organizations is essential to improve data availability and accessibility on bycatch of marine species and concur to an Ecosystem Approach to Fisheries Management. Meanwhile, the current level of the observer program deployed in the IO can only provide qualitative indication on the level of bycatch over landings ratio. Beyond this baseline, an effort should be done to increase the current sampling coverage to improve the precision of bycatch estimations. The required level of coverage may be taken on the basis of species of interest potentially vulnerable or endangered, knowing that rare and highly variable species cannot be correctly estimated with a low level of coverage (Babcock *et al.* (2003), present study).

Acknowledgments

We thank the IATTC administrators and scientists, particularly Cleridy Lennert-Cody and Nickolas Vogel. The authors thank the IRD/IEO/AZTI scientists, database developers and managers and the French and Spanish fishing companies for their close collaboration with observers. This work was made possible through support provide by the IRD-DSF (`http://www.ird.fr/les-partenariats/soutien-et-formation-des-communautes-scientifiques-du-sud`) and the Commission of the European Communities, specific RTD program of Framework Program 7, through the research project MADE (Mitigating ADverse Ecological impacts of open ocean fisheries).

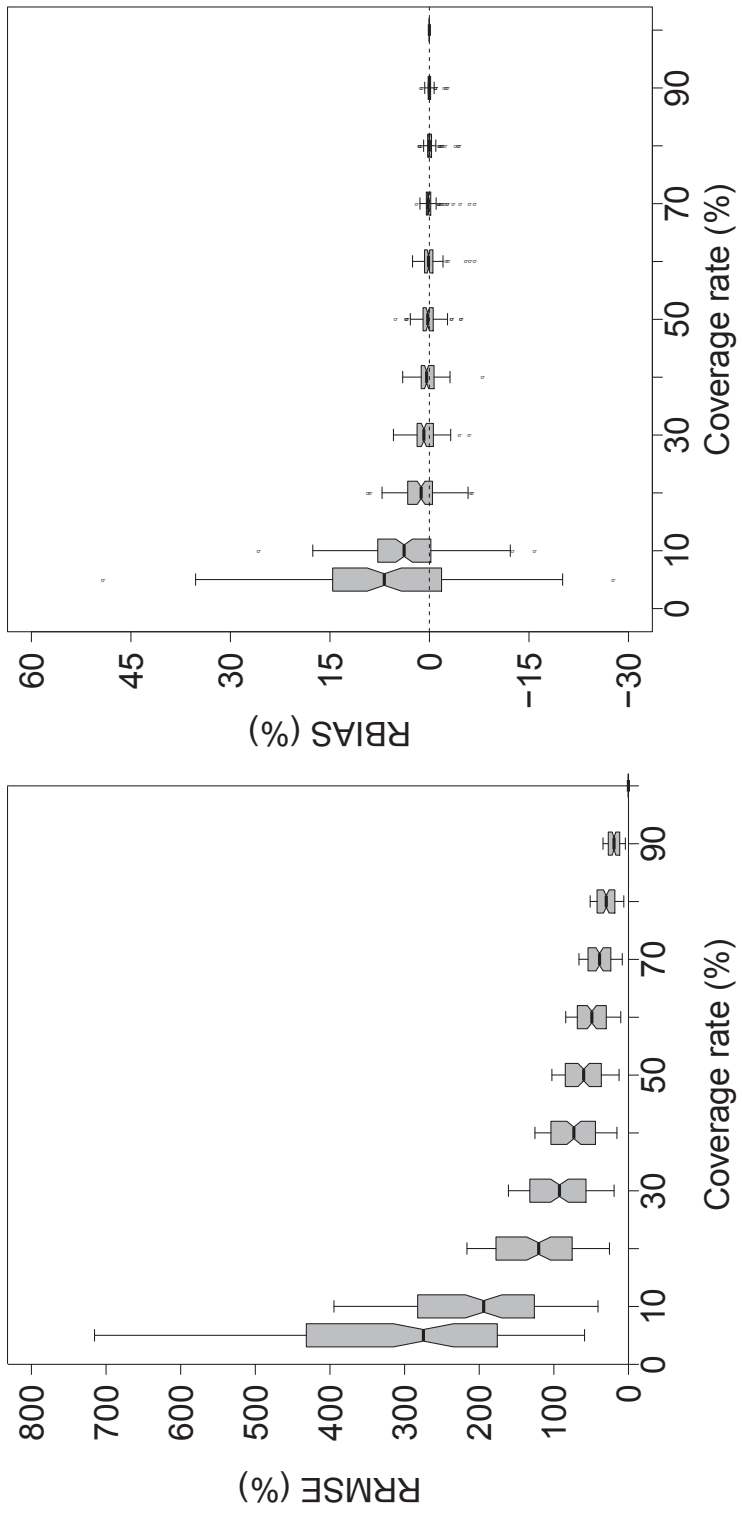


Figure 3.1 – Boxplot of the relative mean square error (RRMSE) of all bycatch species estimates conditionally to the observer sampling coverage

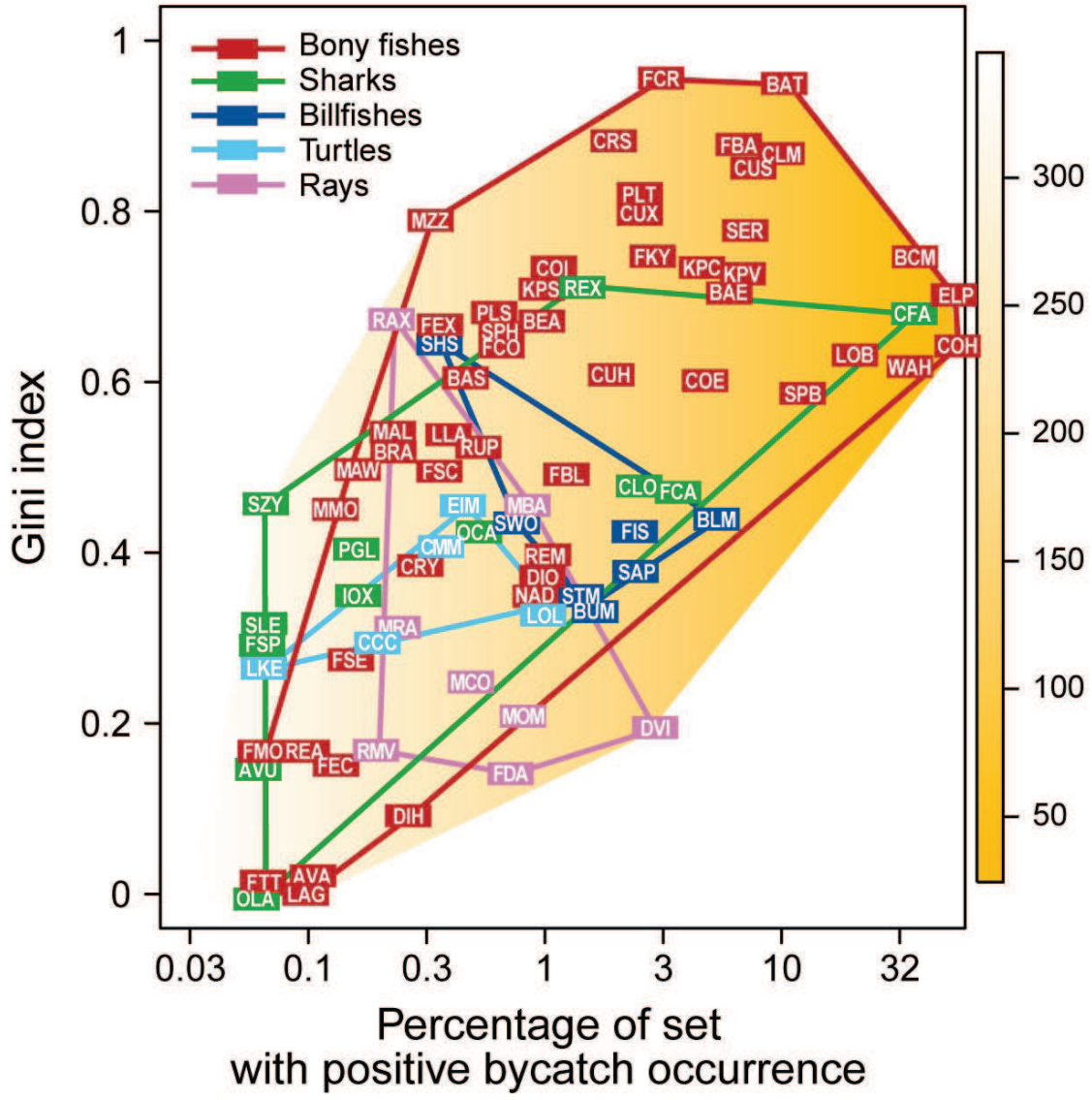


Figure 3.2 – Relative mean square error (RRMSE) of bycatch estimates as a function of positive occurrence (x-axis) and conditional Gini index (y-axis). The grey levels indicate the RRMSE at 10% sampling coverage. Colored straight lines delimit predator guilds (Bony fishes, Sharks, Billfishes, Turtles and Rays). Individual species are represented by their alphabetic codes (See Table 3.1 for species codes)

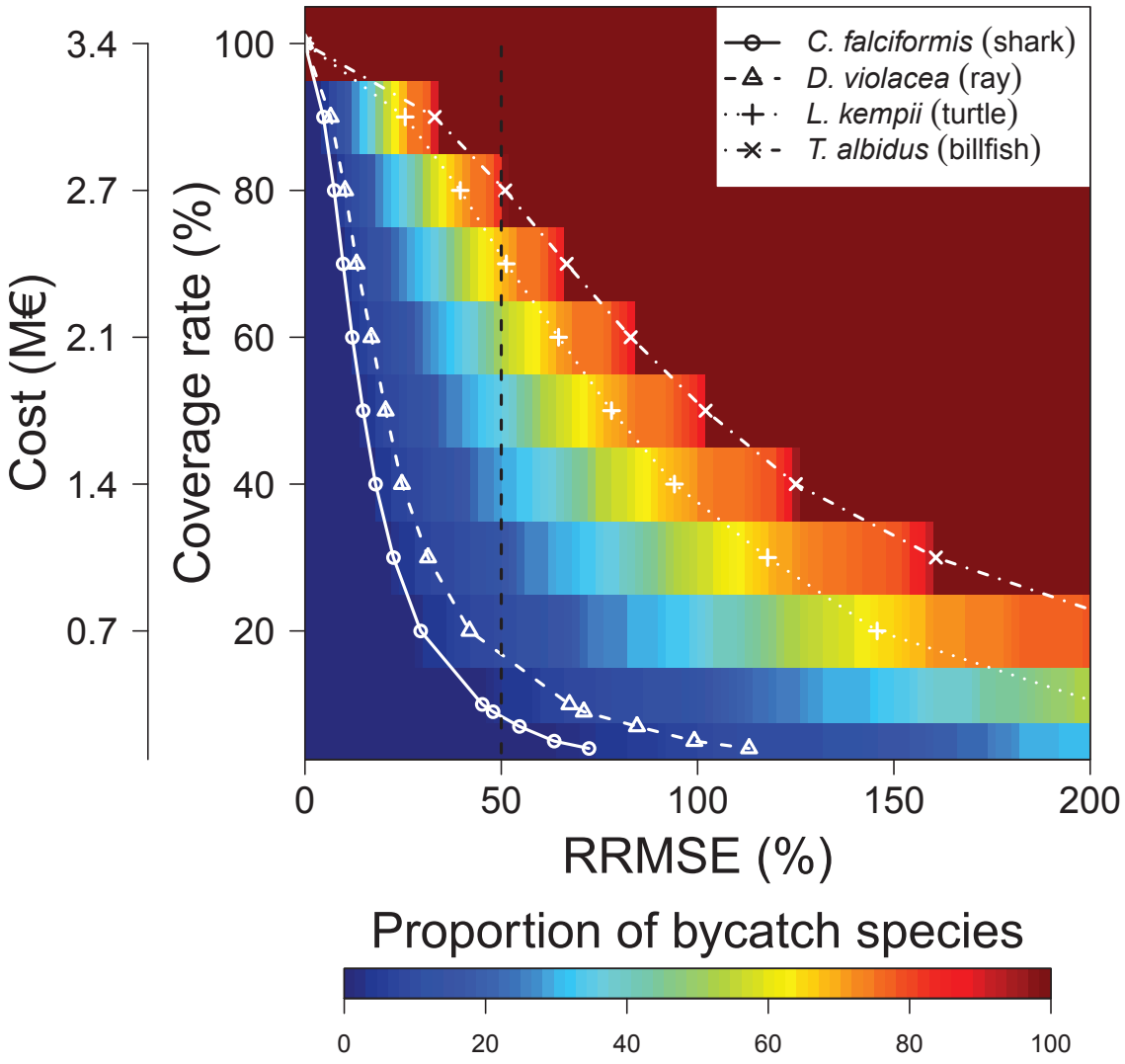


Figure 3.3 – Proportion of bycatch species (color gradient) estimated with a given RRMSE (x-axis) according to the sampling costs (y-axis), considering constant marginal cost of the observer sampling coverage.

Tableau 3.1 – Observed bycatch composition in weight according to fishing mode over the whole period (2003-2009). Marine mammals and whale sharks are not included. FSC = free swimming school ; FAD = fish aggregating device

			FSC		FAD		Total	
Species group	Scientific names	Species code	weight (in tons)	% within % group	weight (in tons)	% within % group	weight (in tons)	% within % group
Tuna	*Katsuwonus pelamis*	SKJ	98.58	29.94	693.44	42.39	792.02	40.31
	Auxis thazard	FRI	122.17	37.11	558.52	34.14	680.69	34.64
	Auxis rochei	BLT	64.14	19.48	149.1	9.12	213.24	10.85
	Thunnus albacares	YFT	18.28	5.55	124.25	7.6	142.52	7.25
	Auxis sp.	FRZ	3.23	0.98	68.45	4.18	71.68	3.65
	Thunnus obesus	BET	8.69	2.64	33.04	2.02	41.73	2.12
	Euthynnus affinis	KAW	13.69	4.16	8.78	0.54	22.47	1.14
	Thunnus alalunga	GER	0.46	0.14	0	0	0.46	0.02
	Euthynnus alletteratus	LTA	0	0	0.15	0.01	0.15	0.01
	Total tunas		329.24	100	1635.73	100	1964.96	100
Bony fishes	*Elagatis bipinnulata*	ELP	45.62	41.72	273.83	31.27	319.45	32.43
	Coryphaena hippurus	COH	16.66	15.24	259.58	29.64	276.24	28.04
	Canthidermis maculatus	BCM	16.45	15.04	122.19	13.95	138.64	14.07
	Acanthocybium solandri	WAH	5.63	5.15	61.56	7.03	67.19	6.82
	Others	-	24.98	22.84	158.65	18.12	183.63	18.64
	Total Bony fishes		109.33	100	875.81	100	985.15	100
Sharks	*Carcharhinus falciformis*	CFA	25.5	55.38	156.77	68.09	182.28	65.97
	Requin non identifié	REX	15.75	34.2	34.6	15.03	50.35	18.22
	Carcharhinidae	FCA	1.86	4.04	27.4	11.9	29.26	10.59
	Carcharhinus longimanus	CLO	1.76	3.82	5.59	2.43	7.35	2.66
	Others	-	1.18	2.56	5.88	2.55	7.06	2.55
	Total Sharks		46.05	100	230.24	100	276.3	100

Table 3.1 (continued)

			FSC		FAD		Total	
Species group	Scientific names	Species code	weight (in tons)	% within % group	weight (in tons)	% within % group	weight (in tons)	% within % group
Billfishes	*Makaira indica*	BLM	6.17	31.23	16.49	33.09	22.66	32.56
	Tetrapturus audax	STM	6.7	33.92	12.51	25.1	19.21	27.6
	Istiophoridae	FIS	2.3	11.66	8.89	17.83	11.19	16.08
	Xiphias gladius	SWO	1.46	7.4	7.69	15.43	9.15	13.15
	Makaira nigricans	BUM	2.79	14.09	4.19	8.41	6.97	10.02
	Tetrapturus angustirostris	SHS	0.33	1.69	0.07	0.14	0.41	0.58
	Total Billfishes		19.76	100	49.83	100	69.59	100
Rays	*Manta birostris*	MBA	3.5	31.93	3.6	51.76	7.09	39.62
	Mobula mobular	MOM	3.85	35.13	0.75	10.8	4.6	25.69
	Mobula coilloti	MCO	1.5	13.69	1.65	23.75	3.15	17.59
	Mobula rancurelli	MRA	1.05	9.58	0.35	5.04	1.4	7.82
	Others	xxx	1.06	9.68	0.6	8.65	1.66	9.28
	Total Rays		10.96	100	6.95	100	17.91	100
Turtles	*Lepidochelys olivacea*	LOL	0.07	57.57	0	0	0.07	50.04
	Chelonia mydas	CMM	0.03	22.29	0	0	0.03	19.37
	Caretta caretta	CCC	0.02	20.15	0	0	0.02	17.51
	Lepidochelis kempii	LKE	0	0	0.02	100	0.02	13.08
	Total Turtles		0.12	100	0.02	100	0.14	100
Total			515.46	-	2798.58	-	3314.04	-
% of total bycatch			15.55	-	84.45	-	100	-

Tableau 3.2 – Annual landings and estimates of bycatch by species group for the European tuna purse seine fishery of the Indian Ocean. Average year representing 2003-2009. FSC = free swimming school ; FAD = fish aggregating device ; t/1000t = bycatch in tonnes per thousand tonnes of tuna landings

	FSC		FAD		Total	
	t	t/1000t	t	t/1000t	t	t/1000t
Total catch	94378		162472		256849	
Production	92812		152446		245257	
Tunas	1000	10.8	5859	38.4	6858	28.0
Bony fishes	333	3.6	3137	20.6	3469	14.2
Sharks	140	1.5	825	5.4	965	3.9
Billfishes	60	0.7	179	1.2	239	1.0
Rays	33	0.4	25	0.2	58	0.2
Turtles	0	0.0	2	0.0	3	0.01
Total bycatch	1566	16.9	10026	65.8	11592	47.3

Tableau 3.3 – Regression coefficients and Analysis of variance (ANOVA) of the generalized linear model explaining the RRMSE as a function of the coverage (C), the percentage of positive occurrence (p), the conditional Gini index (G) and their interaction factors (see text for details)

Regression coefficients

	Estimate	Std. Error	Pr($>\|t\|$)
(Intercept)	0.00099	0.00009	0.001
C	0.00023	0.00001	0.001
p	0.08890	0.01259	0.001
G	0.00065	0.00025	0.008
C :p	0.01674	0.00091	0.001
C :G	0.00016	0.00002	0.001

Analysis of variance

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	P($>\|Chi\|$)	Explained Variance (%)
Null			1311	1271.07		
C	1	901.47	1310	369.65	0.000	70.92
p	1	116.88	1309	252.77	0.001	9.20
G	1	2.66	1308	250.17	0.001	0.21
C :p	1	39.50	1307	210.67	0.001	3.11
C :G	1	2.58	1306	208.06	0.001	0.20

Chapitre 4

Comparaison des méthodes d'estimation des captures accessoires

Sommaire

Simple is better, even for estimating tuna fisheries bycatch . . . 74
4.1 Résumé de l'article . . . 74
4.2 Introduction . . . 75
4.3 Material and methods . . . 77
4.3.1 Data . . . 77
4.3.2 Methods . . . 77
4.4 Results . . . 83
4.5 Discussion . . . 85
Acknowledgments . . . 87

> The most fundamental way to test a model, in any scientific context, is to use it to make predictions and then compare to actual data
>
> *(Gelman and Hill, 2007).*

Ce chapitre présente la comparaison des méthodes les plus utilisées pour l'estimation des prises accessoires. Son contenu est exposé sous forme de publication avec quelques ajustements afin de réduire autant que possible les rédondances dans le manuscrit. Notamment, le contenu de la sous-section « Data » de la section « Material and methods » a été volontairement supprimé et la bibliographie de l'article a été incorporée à la bibliographie générale de la thèse.

Simple is better, even for estimating tuna fisheries bycatch

4.1 Résumé de l'article

Les prises accessoires de la pêcherie thonière tropicale européenne à la senne de l'océan Indien ont été évaluées à partir d'estimateurs basés sur la moyenne de l'échantillon, le ratio, un modèle linéaire généralisé (GLM) et un modèle de mélange (Δ-GLM). Ces estimateurs ont été comparés grâce à leur robustesse et leur convergence afin de déterminer la meilleure méthode pour estimer les prises accessoires de la pêcherie. La qualité et la précision des estimateurs ont été analysées par le biais de simulations, à différents niveaux d'échantillonnage en utilisant les données collectées par des observateurs embarqués. L'utilisation de la marée ou de la calée comme unité d'échantillonnage pour l'estimation des prises accessoires a également été analysée. L'étude a révélé que l'estimateur basé sur le modèle de regression Δ-GLM, appliqué au niveau de la calée, était la meilleure approche pour estimer les prises accessoires, cet estimateur étant à la fois le plus robuste et convergent. Toutefois, l'estimateur par la moyenne et l'estimateur par le ratio appliqués à l'échelle de la marée, sont apparus comme des approches satisfaisantes pour l'estimation des prises accessoires, produisant des estimations fiables et comparables à celles du modèle de regression Δ-GLM. Cette analyse a souligné la similitude entre les différentes approches en termes d'estimation des prises accessoires de cette pêcherie. Elle a également souligné les spécificités de chaque méthode, portant notamment sur leurs hypothèses respectives qui ne peuvent être ignorées lors de l'estimation des prises accessoires de la pêcherie thonière tropicale europeénne à la senne.

Corresponding author : AMANDÈ Monin Justin, Institut de Recherche pour le Développement, UMR EME 212 (IRD, Ifremer, Université Montpellier 2), Avenue Jean Monnet, BP 171, 34203 Sète Cedex, France.

Email : monin-justin.amande@ird.fr

Telephone : +33(0) 499 573 252

Fax : +33(0) 499 573 295

LALOË Francis, Institut de Recherche pour le Développement, 911 avenue d'Agropolis, BP 64501, 34394 Montpellier Cedex, France.

DAGORN Laurent, Institut de Recherche pour le Développement, UMR EME 212 (IRD, Ifremer, Université Montpellier 2), Victoria, Seychelles

BEZ Nicolas, Institut de Recherche pour le Développement, UMR EME 212 (IRD, Ifremer, Université Montpellier 2), Avenue Jean Monnet, BP 171, 34203 Sète Cedex, France.

4.2 Introduction

Bycatch i.e. the unmanaged part of the total catch has become a major issue in global fisheries management and conservation (Harrington *et al.*, 2005; Soykan *et al.*, 2008). Bycatch estimates are generally based on data collected by observer aboard fishing vessels because bycatch are often not reported in logbook data (Ambrose *et al.*, 2005). Raising observer samples to the whole fishery is a routine and general practice in bycatch and discards estimation. While bycatch problem is of general concern, the sampling protocol and the methods used to estimate bycatch higly differ from one fishery to the others. Several statistical methods, from sample mean based approach to complex statistical modelling, have been used. One of the most commonly used approach for bycatch estimation is the ratio estimator. This approach was used by many authors and remain a reference method for bycatch estimation in some fisheries and within some regional fisheries management organisations (Borges *et al.*, 2005; Ye *et al.*, 2000; Liu *et al.*, 2009). The sample mean

estimator was also used by Stratoudakis (1999) to analyze dicards of the Scottish demersal vessels. (Minami *et al.*, 2007) applied a zero-inflated negative Binomial regression with smoothing to model shark bycatch of the Eastern Pacific Ocean tuna fishery.

The magnitude of bycatch produced by the European tropical tuna purse seine (ETTPS) is relatively low, representing less than 10% of the total catch, in the Atlantic and Indian oceans (Amandè *et al.*, 2008, 2010). Nevertheless, bycatch in tuna purse seine comprises a large variety of species including sea turtles, rays, sharks and marine mammals, calling for careful monitoring (Romanov, 2002; Lennert-Cody *et al.*, 2004; Amandè *et al.*, 2010; Gilman, 2011). Since 2001, the European Union (EU) has established a mandatory observer program within the Data Collection Framework (DCF) to monitor the impacts of fishing. A target sampling coverage rate of 10% of the fishing trips has been recommended to estimate the magnitude of bycatch by T-RFMOs, namely the ICCAT (International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas) and the IOTC (Indian Ocean Tuna Commission). One of the main objectives of this observer program is to estimate bycatch and discards of the ETTPS and publish these estimates. While the sampling number of observations seems sufficient to estimate bycatch, the issue of the correct methodology is particularly of interest. Today, the majority of studies for estimating bycatch and discards of the ETTPS was based on the ratio estimator method. The objective of this paper is to apply the commonly used approaches for bycatch estimation and compare these approaches in order to draw general recommandations for the routine estimates of bycatch taken by the european tropical tuna purse-seiners.

4.3 Material and methods

4.3.1 Data

La description des données est présentée à la section 2.6.1 du chapitre 2.

4.3.2 Methods

The estimation of bycatch taken by the European purse seine fishery was usually based on the ratio estimator method using the landings as auxiliary variable and considering post-stratification of the data by quarter, areas and fishing mode (Gaertner *et al.*, 2002; Amandè *et al.*, 2010). The observer has to remain on board for entire trip of about 45 days. By consequences, the sample protocol is defined at the trip level rather than at the set level wich is the observation level. In this paper, we applied different approaches and compared them to find the best method for estimating bycatch. We restricted ourselves to four different approaches used to estimate fishery bycatch and compare their performances.

Sample mean estimator

Regarding the sampling procedure that could be approximated by a simple random sampling of trips, the simplest way to estimate the total bycatch $\hat{T}$ is to use sample mean estimator for finite population (Thompson, 2002). The population total bycatch and variance are expressed as :

$$\hat{T} = N\bar{y} = \frac{N}{n}\sum_{i=1}^{n} y_i \tag{4.1}$$

$$\hat{\sigma^2}_{\hat{T}} = N(N-n)\frac{1}{n(n-1)}\sum_{i=1}^{n}(y_i - \bar{y})^2 \tag{4.2}$$

where N and n are the number of observations in the population and in the sampling, respectively ; y_i, the bycatch in the i^{th} observation. Equations 4.1 and 4.2 are appplied within each stratum when considering a post-stratification of the data :

$$\hat{T_h} = N_h \bar{y}_h = \frac{N_h}{n_h} \sum_{i=1}^{n_h} y_{hi} \tag{4.3}$$

$$\hat{\sigma^2}_{\hat{T_h}} = N_h(N_h - n_h)\frac{1}{n_h(n_h-1)} \sum_{i=1}^{n_h} (y_{hi} - \bar{y}_h)^2 \tag{4.4}$$

Where h, is the reference to a stratum, $h\ in\ 1 : H$. Because of the independant of strata, the total bycatch and its variance are obtained by summing accross strata. The total estimate of bycatch is $\hat{T} = \sum_{h=1}^{H} \hat{T}_h$ and its variance is $\hat{\sigma^2}_{\hat{T}} = \sum_{h=1}^{H} \hat{\sigma^2}_{\hat{T}_h}$. The above formulas were only applied at the trip level instead of set level. y_i is then the observed bycatch during the i^{th} trip. As a matter of fact, fishing sets within each sampled trip were systematicly observed. So that fishing sets did not follow a simple random sampling procedure and assumptions underlying the use of sample mean estimator have not been respected.

Ratio estimator

The ratio estimator should be prefered to the sample mean estimator (Stratoudakis *et al.*, 1999) when auxiliary information is *a posteriori* available and correlated with the variable of interest. One can improve the precisions of the bycatch estimates by using ratio estimator under a linear relationship between bycatch and the auxiliary variable (Cochran, 1977). The ratio estimator method amounts to applying a correction factor on the sample mean based estimate. Then the ratio estimator remain the best linear unbiased estimator for any sample, random or not under the linear model $y_i = \beta x_i + \varepsilon_i$, the ε_i's are independent and identically distribu-

ted (Cochran, 1977). So that ratio estimator method could be apply at trip and set levels if the linear relationship assumption is supported by the available data. The commonly used auxiliary variables to raise bycatch samples to population levels are landings and effort (Borges *et al.*, 2005; Stratoudakis *et al.*, 1999, 2001). In the ETTPS fishery, landings are the usual auxiliary variable because the effort i.e. the number of sets in logbook data may be under-estimated (Amandè *et al.*, 2008). The ratio estimate of the population total and its variance are :

$$\hat{T} = rT_x \tag{4.5}$$

$$\hat{\sigma^2}_{\hat{T}} = N(N-n)\frac{1}{n(n-1)}\sum_{i=1}^{n}(y_i - rx_i)^2 \tag{4.6}$$

where $r = \sum_{i=1}^{n} y_i / \sum_{i=1}^{n} x_i$ is the sample ratio ; x_i, the tuna landings i.e. commercialised yellofin, skipjack, bigeye and albacore tunas in the i^{th} observation and $T_x = \sum_{i=1}^{N} x_i$ is the total tuna landings for the whole fishery. The estimate of the population total bycatch is improved when the double of the covariance between x_i and y_i is higher than the product of the sample ratio and the variance of x_i. Equations 4.5 and 4.6 become 4.7 et 4.8 when using post-stratification.

$$\hat{T} = \sum_{h=1}^{H} r_h T_{hx} \tag{4.7}$$

$$\hat{\sigma^2}_{\hat{T}} = \sum_{h=1}^{H} N_h(N_h - n_h)\frac{1}{n_h(n_h-1)}\sum_{i=1}^{n_h}(y_{hi} - r_h x_{hi})^2 \tag{4.8}$$

Formulas in Equations 4.1 to 4.8 are details in Cochran (1977) and Thompson (2002).

Generalized linear model

Statistical inference based on generalized linear models (GLM) were also used to estimate the total bycatch for the whole fishery (Walsh et Kleiber, 2001; Simpfendorfer *et al.*, 2002). A Poisson distribution with overdispersion i.e. correction of standard errors was parameterized at the trip level for estimating the total bycatch. We suppose that each outcome of the dependent variable Y_i (here the bycatch over the i^{th} trip) was generated by a Poisson distribution with overdispersion. The mean and variance of Y_i are given by $E[Y_i] = \mu_i$ and $var[Y_i] = \phi\mu_i$, where ϕ is the dispersion parameter and the mean is linked to the explanatory variables Z_i as :

$$log(\mu_i) = \beta_0 + \sum_{k=1}^{K} \beta_k Z_{k,i} \tag{4.9}$$

The generalized linear model was applied here at the trip level. The fleet origin (Spanish or French) and the target tuna landings were the main covariates available at the trip level.

Mixture model

Bycatch data, at the set level, are characterized by an overdispersion due to an excess of zero-valued observations and some high positive values (Figure 4.1). That type of data were commonly analyzed using mixture distributions to take into account the overdispersion (Welsh *et al.*, 1996; Böhning *et al.*, 1999; O'Neill et Faddy, 2003; Martin *et al.*, 2005). A "Delta-GLM" (Δ-GLM) model is a mixture model that treats the presence/absence of catch separately from positive catch (Lambert, 1992; Minami *et al.*, 2007; Zuur *et al.*, 2009). A Δ-GLM model was parameterized here based on a Poisson distribution using overdispersion for the positive data. The total bycatch was estimated by statistical inference based on the Δ-GLM regression pa-

rameters and their standard errors. We parameterized a Δ-Poisson that is a mixture of two distributions : a mass point distribution at zero that describes the absence of bycatch in fishing sets and a Poisson distribution that describe the positive values of bycatch. The probability of presence (p_i) and absence ($1 - p_i$) of bycatch in the i^{th} fishing set were estimated using a logistic regression. The null and positive occurrences of bycatch in a set were estimated using a Bernoulli model with probability p_i. We considered here a Poisson distribution with overdispersion because the variance of bycatch in positive sets was higher than the mean bycatch per set. This overdispersion was due to high positive values of bycatch in some fishing sets. The expected bycatch per set was calculated as $E[Y_i] = p_i\mu_i$ where the probability of presence and the mean of positive bycatch values were related to the explanatory variable as :

$$\begin{aligned} logit(p_i) &= \alpha_0 + \textstyle\sum_{k=1}^{K} \alpha_k Z_{k,i} \\ \text{and} & \\ log(\mu_i) &= \lambda_0 + \textstyle\sum_{k=1}^{K} \lambda_k Z_{k,i} \end{aligned} \tag{4.10}$$

Covariates were limited to the fishing mode (FAD or FSC), the flag and the landings which were the main factors available in logbook data, known to potentially affect the amount of accidental catch in the purse-seine fishery. The population total bycatch was obtained by summing all the predicted values of bycatch for the whole fishery i.e. $\hat{T} = \sum_{i=1}^{N} E[Y_i]$. Simulation based on the standard errors of each coefficient given by the fitted regression were used to summarize inferences, allowing complete flexibility in the calculation of the 95% confidence interval about the total bycatch estimate. The simulation steps were performed automatically by the R function sim() of the arm package. This function pulled out all parameters of the fitted model and then performed a loop over the 10000 simulations and return the vector of simulation of the variance and the 10000 x $(k + 1)$ matrix of simulations

of β. See Gelman and Hill (2007), for details about the simulation procedure.

Comparison of estimators

Four different approaches were used to estimate the overall bycatch of the purse seine tuna total bycatch bycatch. The aim of the study was to determine the best method to estimate the whole fishery bycatch by comparing the different approaches i.e. the sample mean estimator, the ratio estimator, the GLM based estimator and the Δ-GLM based estimator. The estimators were assessed on the basis of their consistency and their robustness. A consistent estimator is the one that gets closer to the true value as the sample size approaches the population size. The most robust estimator is one whose mean squared error (MSE) is minimal relative to other estimators. Since these estimators were not all unbiased, their MSE should be of interest for comparing their efficiency (Thompson, 2002; Saporta, 2006). The MSE of the population total bycatch is defined by $MSE(\hat{T}) = E[(\hat{T}-T)^2]$ where T is the total bycatch in the whole population. The MSE is a good indicator of the precision of an estimator. The statistic $|(\hat{T}-T)|/T$ is the relative distance (RD) between the estimate and the population total bycatch. $\hat{T}$ is a consistent estimator if the probability to obtain RD less than λ ($\lambda > 0$) tends to one as the sample size tends to the population size. Given arbitrary value of lambda, the higher is this probability the better is the estimator for any sample. For example, by fixing λ at 10%, a good estimator should be the one whose RDs are often less than 10%. We caluculated the probability that RD do not exced 10% ($P_{RD<10\%}$) that was expressed as follow :

$$P_{RD<10\%} = P\left(\frac{|\hat{T}-T|}{T} < 0.1\right) \tag{4.11}$$

This probability corresponds to the number of cases when RDs are less than 10% divided by the total number of RDs. The comparison of the estimators were based on these statistics (RMSE and $P_{RD<10\%}$) via a Monte Carlo simulation procedure in which the observer dataset were considered as the whole fishery. Pseudo observer data were generated by simple random sampling of trips without replacement from fishery universe to mimic the real sampling process for various coverage rates j going from 10% to 100%. The best estimator for the population total bycatch was the one with the lowest RMSE and the highest $P_{RD<10\%}$.

4.4 Results

Because trips were selected based on a simple random sampling, the population total bycatch obtained by raising the mean per observed trip to the entire fishery is an unbiaised estimator of the total bycatch (Cochran, 1977). Post-stratifying by fleet did not produce significant difference as the estimate without post-stratification was included in the 95%CI of the post-stratified estimate and vice-versa. There was a significant and positive correlation between bycatch and the landings, at the trip level, and no matter what the post-stratification of the data by fleet(Table 4.1). The condition under which the ratio estimator improves bycatch estimate was also satisfied. However, there was a low correlation between bycatch and landings at the set level, making the ratio estimator poorly efficient (Table 4.1). Ratio based estimates were relevant at the trip level. The ratio estimates of the population total bycatch without or with post-stratification were similar. While both ratio estimates were higher than the sample mean estimates at the trip level, they were not statistically different (Figure 4.2).

The analysis of variance table showed that the fleet origin did not affect si-

gnificantly the amount of bycatch per trip (p.value=0.857) meanning that Spanish and French purse seiners bycatch per fishing trip were not statistically different (Table 4.2). That confirms the similarity between ratio estimates without and with post-stratification by the fleet. Figure 4.2 shows that the population total bycatch estimated using GLM was not different from the previous ratio and sample mean estimates.

The fishing mode and the landings affected the probablity of positive bycatch and the bycatch biomass in positive fishing sets (Table 4.3). Figure 4.2 showed that the 95% CI arround the estimate based on the Δ-GLM model was small in comparison to the sample mean and ratio estimates at the trip level. But the total bycatch estimated using this mixture model was not different from the previous ones.

The comparative analysis of approaches for better estimating bycatch were based on two indicators : the robustness and the consistency which described a good estimator. The robustness was assessed through the relative mean square error (RMSE) that is equivalent to the coefficient of variation for unbiaised estimator and the consistency by $P_{RD<10\%}$ that reflects the proportion of RDs lower than 10% over all values of RDs.

There was high similarity between the sample mean estimators using or not post-stratification of the data (Figure 4.3 and 4.4). The ratio estimators using stratified data or not produced also similar results. The estimators were all convergent, but the better were those with the smallest RMSE and highest $P_{RD<10\%}$, obtained with the Δ-GLM approach at the set level, followed by ratio estimator at the trip level, the sample mean estimator at the trip level and finally a GLM at the trip level. However, except from the GLM approach which showed the largest values of RMSE at each sample coverage, the differences between the others approches were very small.

4.5 Discussion

In the case of the tropical tuna fishery, the fishing practice enforces the data collection process to exhaustivly sample fishing sets within observed trips. The sampling unit is the trips but the observation unit is the fishing set. Several details are available at the set level such as the position of the catch, the fishing mode, the date. However, statistics at trip level are an aggregation of informations collected at set level. In contrast to trip level, the advantage of analyzing bycatch at set level is that several and suitable auxiliary informations could be used. For our study purpose, explanatory variables were intentionally limited to fleet origin, the landings and fishing mode that were considered as the main factor affecting bycatch in the ETTPS fishery. Including some other covariates could certainly improve the global quality of the statistical models used for estimating bycatch of the fishery. But the prior objective of this study was to compare approaches for better estimating bycatch using the same template (dataset) and not to give the amount bycatch taken by the ETTPS fishery, nor to analyze the characteristics or factors for the variabilty of bycatch in this fishery. The predictive power of the statistical models for bycatch analysis could be increased by adding more pertinent explanatory variables, particularly for the Δ-GLM regression.

Because the sampling scheme for the observer data collection in the ETTPS fishery could be approximated by a simple random sampling of trips (Gaertner *et al.*, 2002), sample mean estimator should be used at the trip level instead of set level (Cochran, 1977; Thompson, 2002). Some practical and/or thematical reasons can lead to apply the sample mean or ratio estimators at the set level. In the tuna purse-seine fisheries, for example, one will be tempted to consider the differences between FAD and FSC set when estimating bycatch. But using the sample mean and ratio

492 estimators at the set level, implicitly means the ignorance of the sampling scheme
493 and the statistical conditions under which this estimator should be appropriate. In
494 addition to the statistical framework for using the ratio estimator, our results showed
495 that there was no advantage to estimate bycatch by using the set level as sampling
496 unit, except when applying a mixture model.

497 The ratio estimator was usually prefered to the sample mean estimator in the
498 ETTPS fishery (Gaertner *et al.*, 2002; Amandè *et al.*, 2010) as it was assumed
499 that the more you catch the more you have to produce accidental catch (Borges
500 *et al.*, 2005). This approach consist to apply a correction factor on the sample mean
501 estimator by using an informative covariate that is correlated to the variable of
502 interest. The ratio estimator is a good alternative for ignoring the procedure for
503 data collection as the random status of data does not matter when the variable of
504 interest are strongly correlated with the auxiliary variable (Cochran, 1977). So that
505 under this condition, bycatch estimate could be done at trip or set level. But the
506 ratio estimator is usefull when it improves the sample mean based estimator. For
507 the ETTPS fishery, conditions under which the ratio estimator should be usefull
508 were only satisfied at trip level and not at the set level, considering or not post-
509 stratification of the data. There was a significant linear relationship between bycatch
510 and landings but the correlation was not high. Our results were consistent with those
511 obtain by (Borges *et al.*, 2005) who showed that the trip is the best sampling unit
512 to raise discard samples to population levels when trip duration is constant.

513 We choosed a Poisson distribution with overdispersion for the GLM and the
514 regular part of the Δ-GLM at trip and set level, respectivelly, in adequation to
515 the nature of the bycatch biomass frequency distribution. However, other distribu-
516 tions like Gamma, logNormal or Negative Binomial distribution could be applied
517 for moddeling bycatch (Lambert, 1992; Martin *et al.*, 2005; Minami *et al.*, 2007).

In this study, the robustness and the consistency were used to compare the different estimators. The high RMSE obtained for GLM applied at the trip level was certainly due to the pseudo-sample size at each sample coverage during the simulation procedure.

The main results of our study is that the sample mean and ratio estimators applied at the trip level are correct approaches for estimating bycatch of the European tropical tuna purse-seine fishery. These methods are simple and practical as the objective is to estimate bycatch. They were used by some important organisations for fisheries management like the International Council for the Exploration of the Sea (ICES), the Indian Ocean Tuna Commission (IOTC) and the International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT), to estimate bycatch and discards of some commercially important fish species (Stratoudakis *et al.*, 1999; ICCAT, 2008). Our results showed that the sample mean estimator and ratio estimator approaches should be applicable on aggregated data i.e. at trip level for estimating bycatch taken by the ETTPS fishery. The mixture model appeared as the best approach for analysing bycatch. While the estimates obtained by all approaches were not significantly different, the mixture model is more flexible. In addition to bycatch estimate, the ETTPS observer programme in the Indian and Atlantic Ocean aim to answer several question, such as the temporal trends and spatial distribution of bycatch. Analysis for understanding processes that lead to increased, or decreased levels of bycatch should also be done at the set level using a mixture model.

Acknowledgments

The authors thank the IRD/IEO/AZTI scientists, database developpers and managers and the French and Spanish fishing companies for their close collaboration

542 with observers. The observer programmes are financed through the European Data
543 Collection Framework, EC-DCR N° 199/2008. This work was made possible through
544 support provide by the IRD-DSF (http://www.ird.fr/les-partenariats/
545 soutien-et-formation-des-communautes-scientifiques-du-sud).

Tableau 4.1 – Correlation test between bycatch and landings and test of the condition to apply ratio estimator for improving bycatch estimate

Sampling unit	strata	correlation	95% CI	$\frac{Cov(y_i,x_i)}{\sigma^2_{x_i}} > \frac{r}{2}$
Trip (no stratification)	-	0.39	0.23 – 0.53	yes
Trip (Fleet)	France	0.54	0.27 – 0.73	yes
	Spain	0.36	0.14 – 0.53	yes
Set (no stratification)	-	0.13	0.10 – 0.17	no
Set (Fleet)	France	0.24	0.19 – 0.29	no
	Spain	0.10	0.06 – 0.15	no
Set (Fishing mode)	FAD	0.15	0.10 – 0.20	no
	FSC	0.04	-0.01 – 0.09	no
Set (Fishing mode :Fleet)	FAD :France	0.41	0.34 – 0.48	yes
	FSC :France	0.04	-0.03 – 0.11	no
	FAD :Spain	0.11	0.05 – 0.17	no
	FSC :Spain	0.03	-0.03 – 0.10	no

Tableau 4.2 – Analysis of deviance table for the GLM

Model : quasipoisson, link : log
Response : Bycatch

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	P(> |*Chi*|)	
NULL			113	4125.9		
Landings	1	778.47	112	3347.4	1.28e-05	***
Fleet	1	1.33	111	3346.1	0.857	

Tableau 4.3 – Analysis of deviance table for the Δ-GLM

Model : binomial, link : logit
Response : Presence of bycatch

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	P(> |*Chi*|)	
NULL			3050	4102.3		
Fleet	1	48.42	3049	4053.9	3.44e-12	***
Landings	1	142.30	3048	3911.6	< 2.2e-16	***
Fishing mode	1	1175.18	3047	2736.4	< 2.2e-16	***

quasipoisson, link : log
Response : Bycatch

NULL			1835	7220.8		
Fleet	1	63.84	1834	7156.9	0.014	*
Landings	1	159.95	1833	6997.0	9.758e-05	***
Fishing mode	1	192.59	1832	6804.4	1.905e-05	***

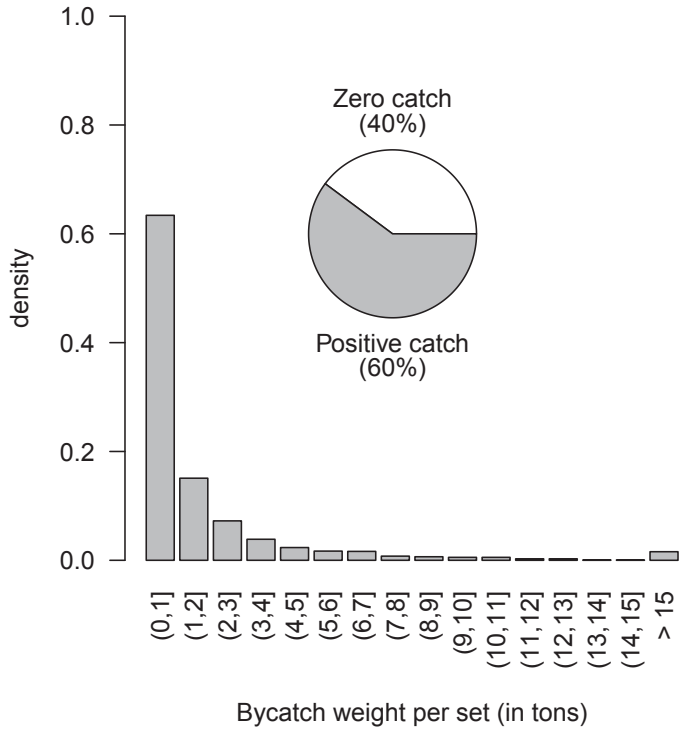


Figure 4.1 – Frequency distribution of positive bycatch weight per set. The proportion of sets without bycatch is equal to 40%.

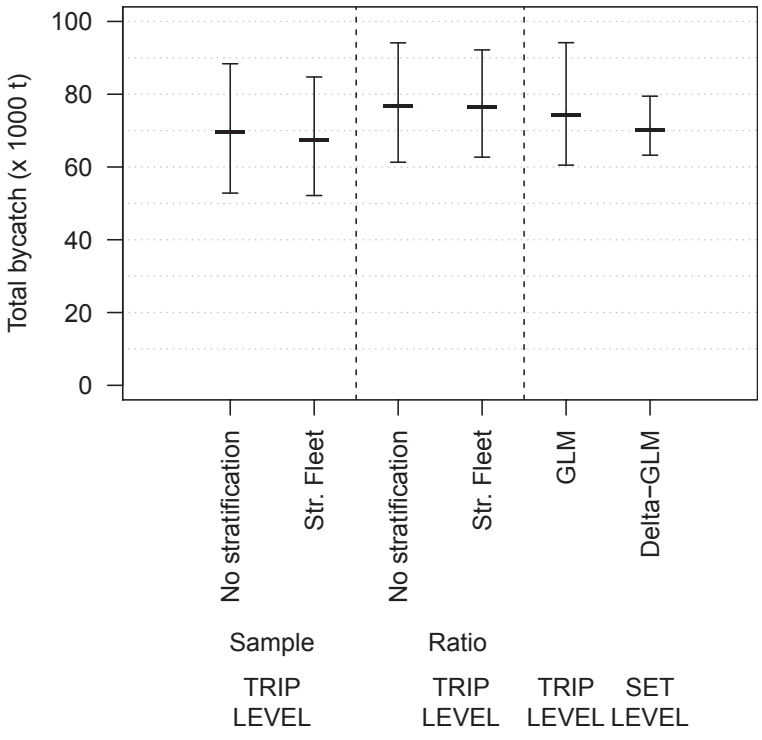


Figure 4.2 – Bycatch estimates using the sample mean estimator, the ratio estimator, generalized linear model and Δ-GLM model.

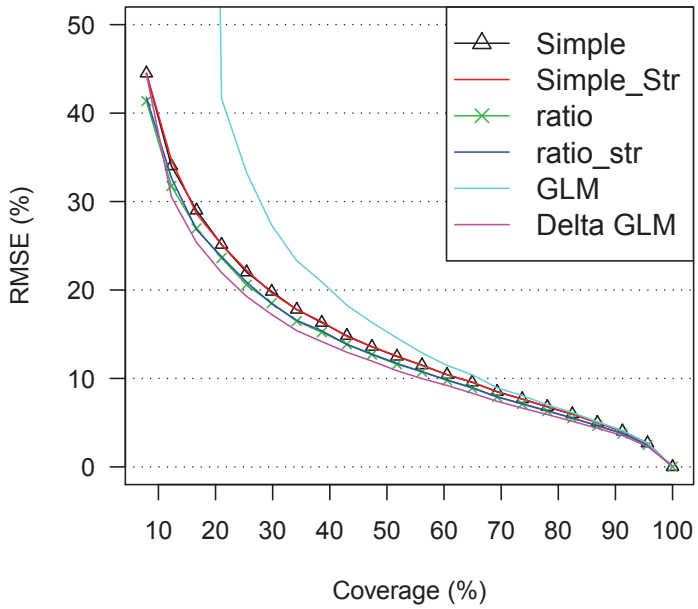


Figure 4.3 – Relative mean square error of sample mean, ratio, GLM based and Δ-GLM based estimators

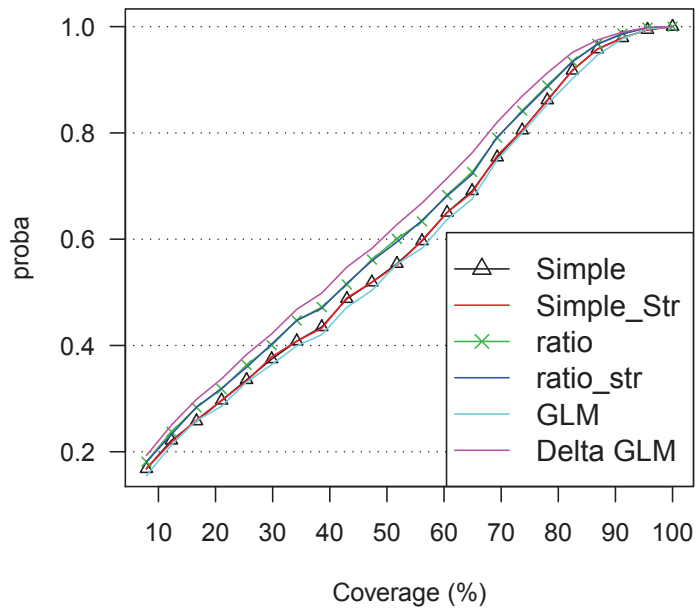


Figure 4.4 – Consistency of sample mean, ratio, GLM based and Δ-GLM based estimators

Chapitre 5

Estimation des prises accessoires

Sommaire

5.1 Méthodes 94

5.2 Résultats du modèle ZIGAM 98

5.2.1 Prédiction de la probabilité de présence-absence 98

5.2.2 Prédiction de la moyenne de prise accessoire par calée conditionnellement à la présence 99

5.3 Analyse des résidus des sous modèles du ZIGAM 101

5.4 Prédiction de la capture accessoire totale à l'échelle de la pêcherie 103

Dans le chapitre précédent, nous avons montré qu'il était plus pertinent d'utiliser les modèles de mélange pour estimer les prises accessoires de la pêcherie et ce, à l'échelle de la calée. Dans cette partie, nous allons procéder à une mise à jour de l'estimation des prises accessoires de la pêcherie thonière tropicale Européenne à la senne de l'océan Indien, sur la base d'un modèle de mélange.

Application d'un modèle de mélange de type « *zero-inflated generalized additive model* »

5.1 Méthodes

Les données de captures accessoires sont généralement caractérisées par une forte proportion de zéros, comme c'est souvent le cas des données de pêche (Perkins et Edwards, 1996; Martin *et al.*, 2005; Ancelet, 2008). De plus l'histogramme des données positives de captures accessoires montre une distribution dissymétrique vers la droite, marquée par des valeurs extrêmes et rares (Figure 4.1). Les lois statistiques usuelles telles que la loi de Poisson, la loi Gamma ou encore la loi Binomiale négative ne sont pas pertinentes pour l'analyse de ce type de données du fait notamment de cet excès de zéros qui n'est pas pris en compte dans ces modèles (Minami *et al.*, 2007). Les hypothèses de ces modèles usuels ne sont souvent pas en adéquation avec la distribution conditionnelle des données marquées par une surdispersion conjuguée à un excès de zéros (Barry et Welsh, 2002). Les modèles hiérarchiques tels que les modèles de mélange dits encore modèles « *zero-inflated* » sont donc souvent utilisés pour l'analyse de ces données afin de tenir compte de la surdispersion mais aussi de l'excès de zéros (Perkins et Edwards, 1996; Welsh *et al.*, 1996; Böhning *et al.*, 1999; O'Neill et Faddy, 2003; Martin *et al.*, 2005; Ancelet *et al.*, 2010). Le modèle de mélange *zero-inflated* est une combinaison linéaire entre une loi de Dirac en zéro (L_{δ_o}) et une autre loi quelconque standard (L_{reg}), en général prise dans la famille des lois exponentielles. Plus précisement, le modèle *zero-inflated* postule que chaque observation est le fruit de deux processus différents, de lois L_{δ_o} et L_{reg}, dont les contributions $(1-p)$ et p sont déterminées par un modèle de Bernoulli. Ainsi, pour toute observation i, la densité de probabilité de la loi « *zero-inflated* » s'écrit

$$L_{zeroinfl}(Y_i = y_i|x_i) = (1-p_i).L_{\delta_o}(y_i|x_i) + p_i.L_{reg}(y_i|x_i) \tag{5.1}$$

où y_i et x_i symbolisent respectivement la capture accessoire et les variables explicatives observées dans la calée i ; $1-p_i$ et p_i, les probabilités que l'échantillon y_i soit généré par L_{δ_o} et L_{reg}, respectivement. L_{δ_o} est une distribution de probabilité

qui ne génère que des valeurs nulles.

Pour estimer les captures accessoires de la pêche thonière tropicale européenne à la senne (PTTES), nous avons utilisé un modèle *zero-inflated* dont les deux composantes sont des modèles additifs généralisés (Barry et Welsh, 2002). On parlera de modèle ZIGAM (pour zero-inflated Generalised Additive Model). Les modèles GAM sont des outils souples en ce sens qu'ils incluent une composante paramétrique (modèles linéaires généralisés (GLM)) et une composante non-paramétrique à l'aide de fonctions de lissage (Hastie, 1990). L'un des intérêts des modèles paramétriques de type GLM est le fait que les liens entre la variable réponse et les variables explicatives soient directs, facilitant ainsi la lecture des relations entre ces variables. Mais les modèles GAM sont une généralisation des modèles GLM. Nous avons donc choisi les GAM qui sont des modèles semi-paramétriques, dans la mesure où nous souhaitions surtout tenir compte des variables explicatives dans l'estimation des captures accessoires plutôt qu'à dégager les liens explicites entre les prises accessoires et les variables explicatives. Les modèles GAM consistent à autoriser si nécessaire des transformations non linéaires de variables explicatives tout en gardant une forme linéaire entre elles et la variable réponse, cette dernière étant dans la dimension de la fonction de lien. Des détails techniques précis sur les modèles GAM, en particulier sur les algorithmes pour l'ajustement de ces modèles, peuvent être trouvés dans Hastie et Tibshirani (1990).

La variable réponse du modèle ZIGAM est la quantité en tonnes de la capture accessoire par coup de senne. Les variables explicatives utilisées dans cette analyse sont décrites dans le tableau 5.1. Il s'agit du pavillon du bateau (*flotte*), de l'année (*annee*), de la saison (*saison*), de la position géographique c'est-à-dire la longitude (*lon*) et la latitude (*lat*), du type d'association du banc (*typbanc*) et de la quantité de thon majeur conservée (*debarq*). Ces variables ont été choisies car elles sont disponibles à la fois dans les données observateurs et dans les données de livre de bord, ce qui rend possible les prédictions pour chaque coup de senne à l'échelle de la pêcherie. La catégorie du bateau n'a cependant pas été utilisée car c'est une variable manquante dans la moitié des données espagnoles que nous avons utilisées.

Formulation du modèle ZIGAM

Dans la formulation du modèle ZIGAM, la distribution de la capture accessoire (Y_i) conditionnellement aux variables explicatives suit une loi de mélange entre un atome en zéro (L_{δ_o}) et une distribution régulière L_{reg} pour les valeurs non nulles (Equation 5.1). La variable de présence-absence « PresAbs » est définie à partir de

Tableau 5.1 – Variables utilisées dans l'ajustement des modèles d'estimation des prises accessoires

Variables	Description	Type	Modalités
PresAbs	Présence ou absence de prise accessoire dans un coup de senne	qualitatif	2
BycatchPos	Quantité en tonnes de capture accessoire dans les calées qui en contiennent	continu	-
Bycatch (Y)	Quantité de prises accessoires dans une calée	continu	-
flotte	Nationalité du bateau. Il s'agit ici des bateaux espagnols ou français	qualitatif	2
categorie	Désigne la catégorie correspondant à la capacité de transport du bateau. La catégorie 1 comprend les bateaux dont la capacité de transport est inférieure à 500 tonnes. Cette information est manquante dans les données de l'AZTI	qualitatif	4
annee	Indique l'année du coup de senne	continu	7
saison	Indique la saison de pêche. Les modalités de la saison sont les trimestres de l'année calendaire	qualitatif	4
typbanc	Désigne le type d'association ou le mode de pêche c'est-à-dire la façon dont les thons sont agrégés	qualitatif	2
lon	Position longitudinale des coups de senne. La longitude est exprimée en degré décimale	quantitatif	-
lat	Position latitudinale des coups de senne. La latitude est exprimée en degré décimale	quantitatif	-
debarq	Quantité de thons majeurs capturés, comptabilisés dans les débarquements. Le terme "landings" est également utilisé à la place de "debarq"	quantitatif	-

la variable Y comme suit :

$$PresAbs_i = \begin{cases} 0 & \text{si } y_i = 0 \\ \\ 1 & \text{sinon} \end{cases} \tag{5.2}$$

La probabilité de présence de captures accessoires dans les coups de senne p_i est estimée par un modèle logistique GAM selon l'équation suivante :

$$log\left(\frac{p_i}{1-p_i}\right) = \alpha_0 + flotte_i + typbanc_i + saison_i + annee_i + S_1(debarq_i) + S_2(lon_i, lat_i) \tag{5.3}$$

où S_1 et S_2 désignent les fonctions de transformation non linéaire (fonctions splines) de la variable *debarq* et de la variable de position matérialisée ici par l'interaction entre la longitude et la latitude ; α_0 est la constante du modèle. Le modèle de présence-absence est la première composante du modèle ZIGAM. La seconde composante du modèle est relative au modèle d'abondance de la capture accessoire dans les coups de senne. L'ajustement du modèle d'abondance est basé sur les données strictement positives de capture accessoire. Ce modèle permet de décrire la prédiction moyenne et la variabilité des données positives de prises accessoires dans les coups de senne, en fonction des variables explicatives. L'estimation par maximum de vraissemblance des modèles simples est beaucoup plus efficace lorsque les données présentent peu de surdispersion (Cox, 1983). C'est le cas par exemple de la loi de Poisson. Bien que les coefficients estimés par un tel modèle soient peu affectés par ce problème de dispersion des données, les erreurs standards et les intervalles de confiance des estimations peuvent être sérieusement affectés si l'on ignore la surdispersion dans les données (Breslow, 1990). Nous avons ajusté un modèle de Poisson avec surdispersion dit modèle quasi-Poissonnien aux données positives de prises accessoires afin de tenir compte de la dispersion due aux fortes valeurs. Le modèle quasi-Poisson utilise la quasi-vraisemblance pour l'estimation des coefficients de régression et les erreurs standards associés à ces coefficients (Breslow, 1990). Le paramètre de dispersion qui est par définition fixé à 1 dans le modèle de Poisson ne l'est plus dans le modèle quasi-Poisson. Ce dernier modèle consiste donc à autoriser l'estimation de ce paramètre de dispersion. La fonction de lien canonique de ce modèle est $g(\mu) = log(\mu)$ et s'exprime comme une combinaison linéaire des prédicteurs. Ainsi, la capture accessoire moyenne par coup de senne est estimée à partir du sous modèle quasi-Poissonnien du ZIGAM selon l'équation :

$$log(\mu_i) = \beta_0 + flotte_i + typbanc_i + saison_i + annee_i + S_3(debarq_i) + S_4(lon_i, lat_i) \tag{5.4}$$

où S_3 et S_4 désignent les fonctions de transformation non linéaire (fonctions splines) de la variable *debarq* et de la variable de position matérialisée ici par l'interaction entre la longitude et la latitude ; β_0 est la constante du modèle.
L'estimation de la capture accessoire par coup de senne est obtenue par combinaison des valeurs de p_i et de μ_i provenant des équations 5.3 et 5.4. La moyenne de capture

accessoire par calée est ainsi donnée par :

$$E(y_i|x_i) = p_i\mu_i \tag{5.5}$$

et la variance d'estimation est :

$$V(y_i|x_i) = p_i\mu_i\,(1 + (1 - p_i)\mu_i) \tag{5.6}$$

La capture accessoire totale de la flottille européenne est obtenue par sommation de toutes les estimations dans les coups de senne de l'ensemble de la pêcherie.

5.2 Résultats du modèle ZIGAM

5.2.1 Prédiction de la probabilité de présence-absence

L'analyse de variance du sous modèle logistique (Table 5.2) montre que tous les facteurs ont un effet significatif sur la présence de capture accessoire, à l'exception du facteur *saison*. Le mode de pêche (*typbanc*) est le facteur qui explique la plus grande part de variabilité du modèle ($Chi.sq = 474.35$), suivi de la capture de thon ($Chi.sq = 225.48$). La probabilité d'occurrence de prise accessoire exprimée dans la fonction de lien canonique logit, est inférieure de 0.41 dans les calées françaises par rapport aux calées espagnoles, correspondant à une différence de probabilité d'occurrence de 0.10 entre les deux flottilles, toute chose égale par ailleurs (Tableau 5.3). La probabilité de présence de prise accessoire est surtout plus forte dans les coups de senne sous objet flottant que dans les coups de senne sur banc libre avec une différence d'environ 0.60, toute chose égale par ailleurs (Tableau 5.3 et Figure 5.1). Après avoir légèrement baissé en 2005, la probabilité de présence de la capture accessoire a ensuite augmenté de 2006 à 2009, avec des valeurs assez élévées pour les calées sur banc libre en 2009. La figure 5.1 montre qu'il n'y a pas de correlation linéaire entre la probabilité de présence de capture accessoire et la capture de thons majeurs. La forte diminution de la probabilité de présence dans les calées de plus de 300 tonnes (Figure 5.1) pourrait s'expliquer par le fait (1) qu'il n'y ait pas suffisamment de calées de ce calibre pour permettre une bonne estimation de la probabilité de présence, (2) que les gros bancs de thons soient en général monospécifiques avec très peu de prises accessoires et (3) que ces énormes quantités ne favorisent pas la détection des prises accessoires par l'observateur, en particulier lorsque ces biomasses ne sont pas triées.

Tableau 5.2 – Analyse de la variance du sous modèle logistique du modèle « zero-inflated GAM »

Parametric terms :				
		df	Chi.sq	P.value
flotte		1	10.28	0.001
typbanc		1	474.35	0.000
saison		3	6.18	0.102
annee		6	45.89	0.000
Approximate significance of smooth terms :				
	edf	Ref.df	Chi.sq	P.value
s(debarq)	8.17	8.67	225.48	0.000
s(lon, lat)	17.65	22.52	45.02	0.003

Tableau 5.3 – Coefficients du sous modèle logistique du modèle « zero-inflated GAM »

Parametric coefficients :				
	Estimate	Std.Error	Z value	P. value
Intercept	-0.94	0.29	-3.25	0.001
flotte France	-0.41	0.13	-3.20	0.001
typbanc BO	2.65	0.12	21.77	0.000
saison 2	0.37	0.18	2.07	0.037
saison 3	0.39	0.19	1.99	0.045
saison 4	0.35	0.17	2.08	0.037
annee 2004	-0.10	0.34	-0.29	0.765
annee 2005	-0.41	0.29	-1.41	0.157
annee 2006	0.20	0.29	0.68	0.492
annee 2007	0.34	0.28	1.18	0.236
annee 2008	0.42	0.29	1.40	0.158
annee 2009	1.40	0.36	3.87	0.000
Approximate significance of smooth terms :				
	edf	Ref.df	Chi.sq	P.value
s(debarq)	8.17	8.67	225.48	0.000
s(lon, lat)	17.65	22.52	45.02	0.003

5.2.2 Prédiction de la moyenne de prise accessoire par calée conditionnellement à la présence

L'analyse de variance du sous modèle quasi-Poissonnien du modèle ZIGAM (Tableau 5.4) montre que seul le facteur *saison* n'est pas significatif. Il n'y a pas de différence flagrante dans les parts de variabilité expliquées par les facteurs significatifs du modèle comme c'était le cas pour le modèle logistique. Cela se traduit par

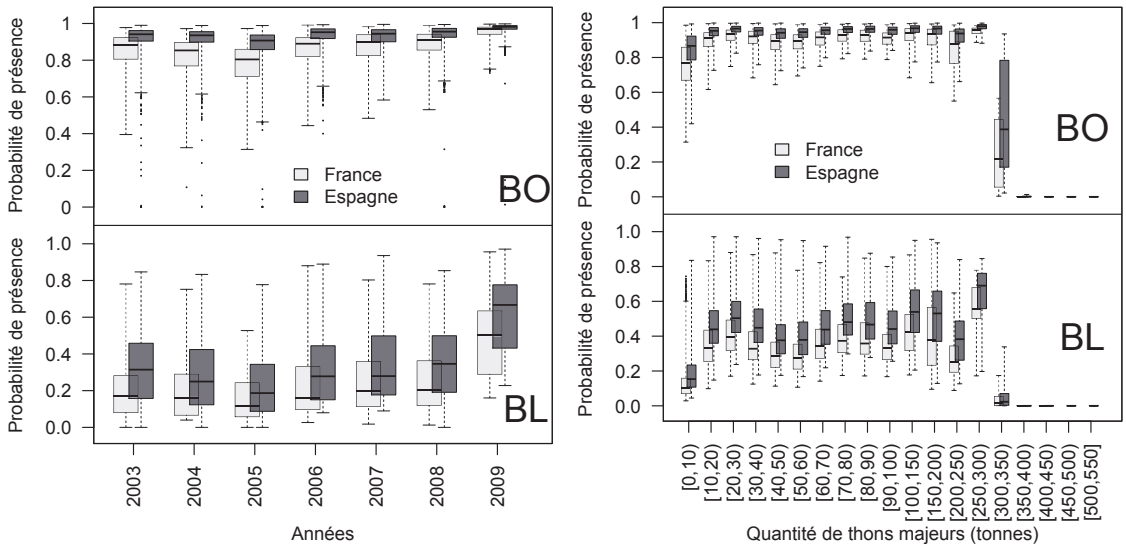


Figure 5.1 – Distribution de la probabilité d'occurrence de la capture accesoire par calée, conditionnellement à l'année (à gauche) ou à la capture de thons majeurs (à droite), selon le mode de pêche et la flottille.

des signaux interannuels similaires quels que soient le pays et le mode de pêche. Les valeurs prédites dans les calées sous objet flottant restent en général plus grandes que celles prédites dans les calées sur banc libre (Figure 5.2). Il y a une légère tendance croissante entre la capture accessoire et la capture de thons majeurs. La figure 5.2 montre que les calées sous objet flottant effectuées par les bateaux français sont aussi efficaces que celles effectuées par les bateaux espagnols. Les bateaux espagnols présentent néanmoins une amplitude plus large de captures accessoires par calée sous objet flottant. Au contraire, les prises accessoires par calée des bateaux français sont souvent plus élevées que celles des bateaux espagnols dans les calées sur banc libre (Figure 5.2).

Tableau 5.4 – Analyse de la variance du sous modèle quasi-Poisson du modèle de mélange additif généralisé (zero-inflated GAM)

Parametric terms :				
		df	Chi.sq	P.value
flotte		1	19.86	0.000
typbanc		1	17.15	0.000
saison		3	1.95	0.118
annee		6	10.94	0.000
Approximate significance of smooth terms :				
	edf	Ref.df	Chi.sq	P.value
s(debarq)	8.80	8.98	6.89	0.000
s(lon, lat)	24.73	27.85	12.65	0.000

Tableau 5.5 – Coefficients estimés du sous modèle quasi-Poisson du modèle de mélange additif généralisé (zero-inflated GAM)

Parametric coefficients :				
	Estimate	Std.Error	Z value	P. value
Intercept	0.02	0.20	0.11	0.905
flotte France	0.40	0.09	4.45	0.000
typbanc BO	0.36	0.08	4.14	0.000
saison 2	0.24	0.14	1.65	0.098
saison 3	-0.02	0.14	-0.14	0.883
saison 4	-0.03	0.14	-0.17	0.860
annee 2004	0.43	0.16	2.61	0.009
annee 2005	-0.50	0.18	-2.78	0.005
annee 2006	-0.54	0.17	-3.18	0.001
annee 2007	-0.16	0.15	-1.06	0.287
annee 2008	-0.06	0.16	-0.39	0.694
annee 2009	-0.16	0.21	-0.77	0.437
Approximate significance of smooth terms :				
	edf	Ref.df	Chi.sq	P.value
s(debarq)	8.80	8.98	6.89	0.000
s(lon, lat)	24.73	27.85	12.65	0.000

5.3 Analyse des résidus des sous modèles du ZI-GAM

Le sous modèle logistique

L'analyse des résidus bruts du sous-modèle logistique (Figures 5.3 A et B) montre qu'il n'y a pas de sous-estimation ni de surestimation systématique par ce modèle.

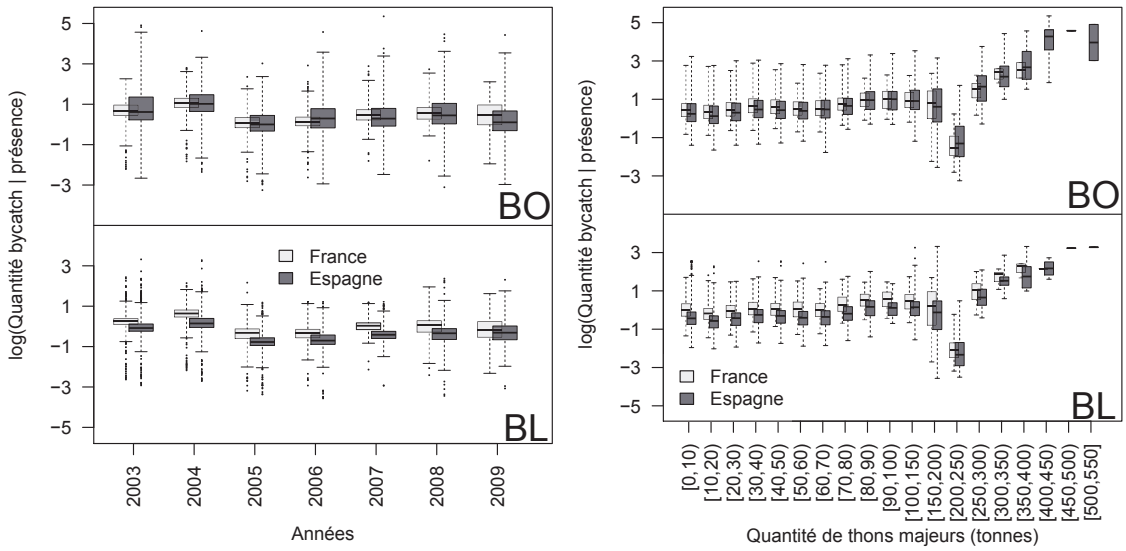


Figure 5.2 – Distribution de la prédiction moyenne (transformation logarithmique) de la capture accesoire dans les calées qui en contiennent, conditionnellement à l'année (à gauche) ou à la capture de thons majeurs (à droite), selon le mode de pêche et la flottille.

Cependant, ces résidus bruts montrent que le sous modèle logistique prédit ponctuellement des probabilités de présence parfois très différentes de l'observation. La distribution des résidus de déviance standardisés semble assez proche de celle d'une loi Normale (Figure 5.3 C). Aussi, l'hypothèse d'homogénéité de la variance, illustrée par le graphique des résidus de Pearson standardisés en fonction des valeurs prédites, semble-t-elle acceptable bien que la variance résiduelle soit plus grande au niveau des faibles et fortes valeurs de prédiction (Figure 5.3 D).

Le sous modèle quasi-Poisson

L'analyse des résidus bruts du sous-modèle quasi-Poisson (Figures 5.4 A et B) montre également qu'il n'y a pas de sous-estimation ni de surestimation systématique par ce modèle. La distribution des résidus de déviance standardisés n'est toutefois pas celle d'une loi Normale (Figure 5.4 C). Bien que les valeurs intermédiaires de prises accessoires soit souvent bien prédites, le modèle quasi-Poisson a tendance à sous-estimer les fortes valeurs observées. Le graphique des résidus de Pearson standardisés en fonction des valeurs prédites illustre bien l'hypothèse de la loi de Poisson selon laquelle la variance croît en fonction de la moyenne (Figure 5.4 D).

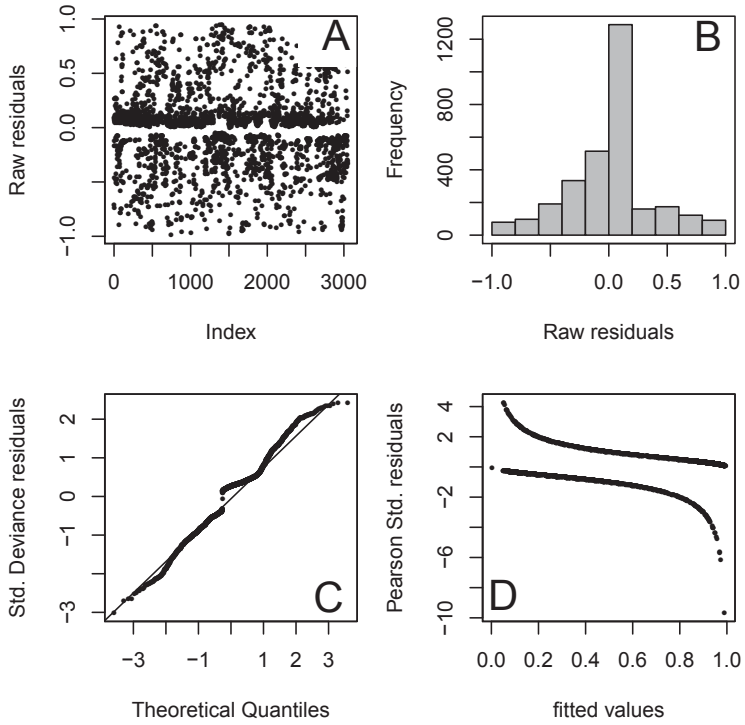


Figure 5.3 – Diagnostic des résidus (A et B=résidus bruts, C=résidus de déviance standardisés, D=résidus de Pearson) du sous modèle logistique du modèle « zero-inflated GAM »

5.4 Prédiction de la capture accessoire totale à l'échelle de la pêcherie

La capture accessoire de la pêcherie thonière tropicale européenne à la senne de l'océan Indien est évaluée à une moyenne annuelle de 9510 t [8000 t ; 11030 t] sur la période 2003-2009. La capture accessoire moyenne annuelle oscille entre 8800 tonnes et 12000 tonnes sur la période 2003-2009, exceptée l'année 2005 où les prises accessoires étaient estimées à seulement 5500 tonnes (Figure 5.5). La moyenne de prise accessoire par calée était de 0.46 tonnes en 2005 correspondant à la plus faible moyenne annuelle observée, presque la moitié de celles des autres années et le quart de la prise accessoire moyenne par calée observée en 2004. Le décrochage de la prise accessoire moyenne par calée et des prises accessoires totales de cette année 2005 pourrait s'expliquer par un changement de comportement des pêcheurs suite à la mise en œuvre du programme observateurs. Il faut rappeler que le début du programme DCR a coïncidé avec la fin du moratoire sous DCP, qui est resté dans l'esprit de nombreux pêcheurs, un programme de surveillance de leur pratique. Les pêcheurs ont donc pu être influencés par les premiers résultats d'estimation des prises accessoires et des rejets, qui en plus, étaient collectées jusque là sur des bateaux espagnols.

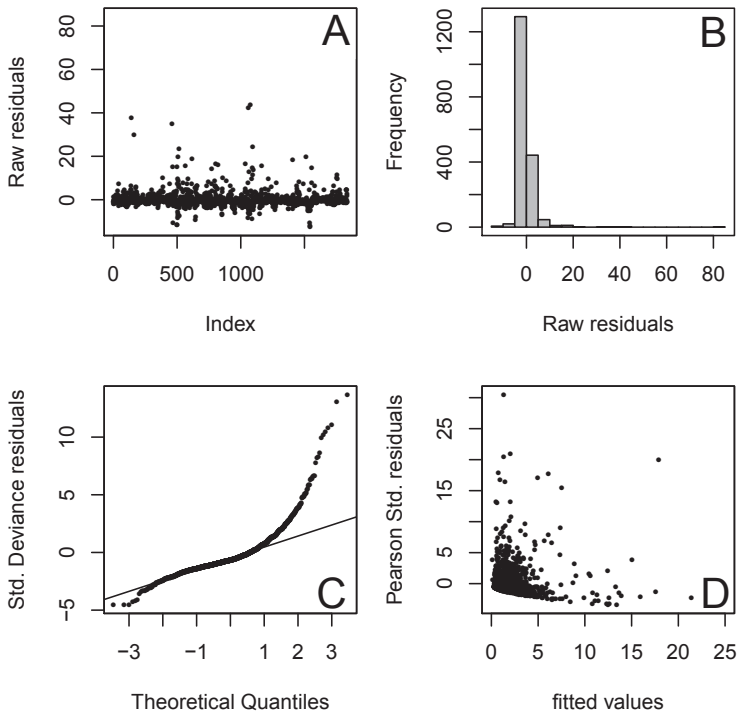


Figure 5.4 – Diagnostic des résidus (A et B=résidus bruts, C=résidus de déviance standardisés, D=résidus de Pearson) du sous modèle quasi-Poisson du modèle « zero-inflated GAM »

La flottille espagnole génère chaque année en moyenne 60% des captures accessoires annuelle de la pêcherie (Figure 5.5 A). Les calées sous objets flottants génèrent annuellement entre 85% et 90% de l'ensemble des captures accessoires (Figure 5.5 B). Les captures accessoires sont majoritairement abondantes lors des trimestres 3 et 4 qui contribuent, respectivement, à environ 40% et 30% des captures accessoires annuelles (Figure 5.5 C). Les prises accessoires sont plutôt dues en majorité aux coups de senne effectués dans les zones du Sud Somalie, Nord-Ouest Seychelles et Nord Somalie (Figure 5.5 D).

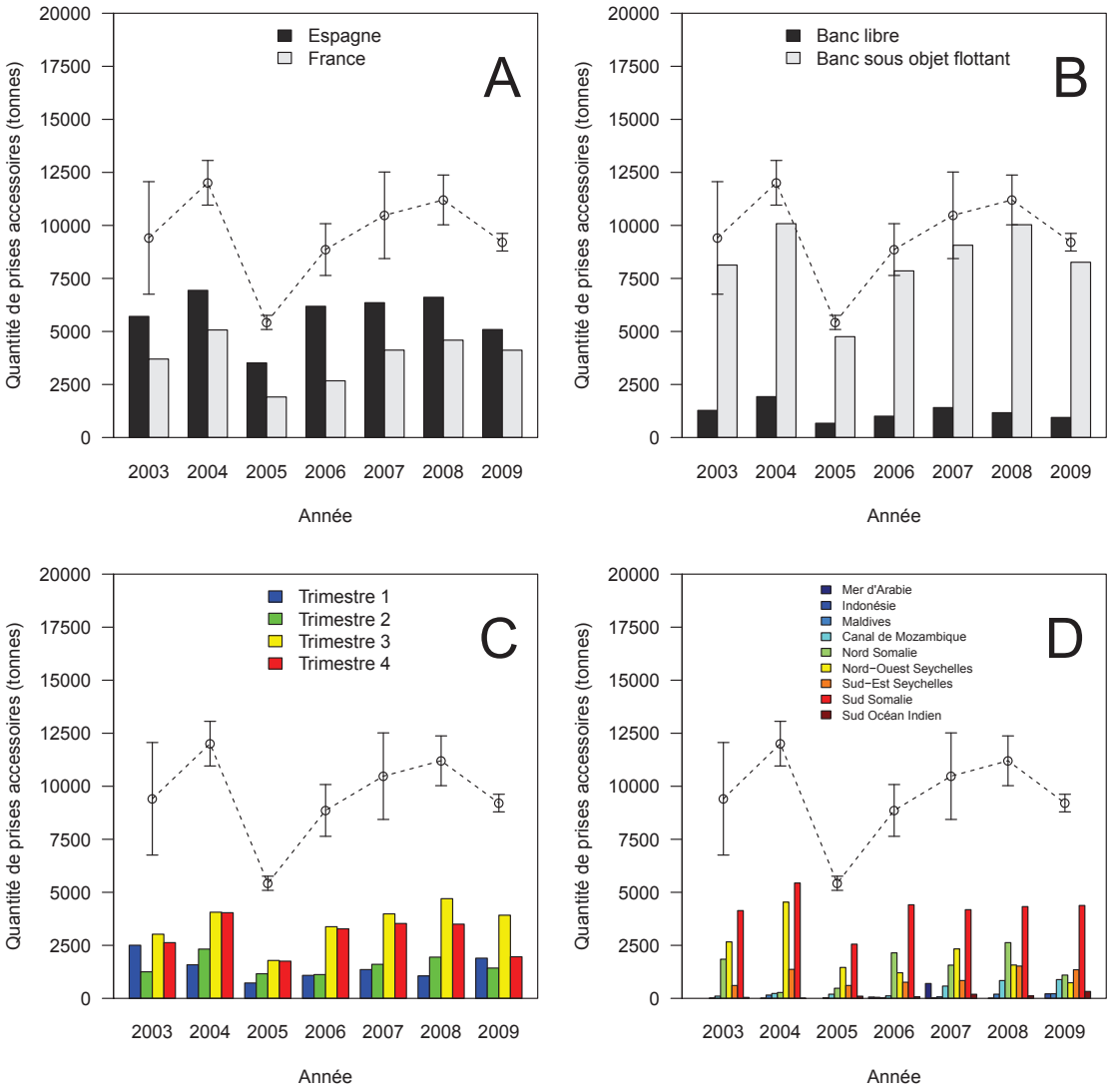


Figure 5.5 – Quantité estimée de prises accessoires par année (trait en pointillé) et intervalle à 95% autour des estimations annuelles. Les estimations de prises accessoires annuelles sont déclinées par flottille (A), mode de pêche (B), saison (C) et par zone ET (D).

Chapitre 6

Mesures de gestion des prises accessoires

Sommaire

6.1 Gestion spatiale : Détermination des zones de fortes captures accessoires . . . 109

Résumé . . . 109

Introduction . . . 109

Matériel et méthodes . . . 110

Data . . . 110

Méthodes . . . 110

Résultats . . . 113

Structuration spatiale . . . 113

Effet de fermeture spatio-temporelle . . . 114

Discussion . . . 116

6.2 Réduction des prises accessoires par sélection des coups de senne . . . 120

6.3 Le « faux-poisson » d'Abidjan : entre utilisation optimale de la capture accessoire et effets pervers de la rétention complète . . . 121

6.3.1 Contexte général de la rétention complète des captures . . . 121

6.3.2 Historique du « faux-poisson » . . . 123

6.3.3 Les statistiques sur le « faux-poisson » . . . 124

6.3.4 Conséquences du phénomène de faux-poisson . . . 125

6.3.5 Gestion du faux-poisson . . . 126

Quand le dernier arbre sera abattu, la dernière rivière empoisonnée, le dernier poisson capturé, alors seulement vous vous apercevrez que l'argent ne se mange pas.

Prophétie d'un Amérindien Cri

La problématique des captures accessoires et des rejets est à la fois mondiale et spécifique à chaque pêcherie. De ce fait, diverses mesures de gestion des captures accessoires sont mises en œuvre à l'échelle des pêcheries. Ces mesures de gestion émanent parfois de recommandations internationales notamment de la FAO ou d'organisations regionales de gestion des pêches mais également d'institutions locales spécifiques aux pêcheries. Les mesures de réduction des captures accessoires et des rejets les plus vulgarisées sont :

1. l'amélioration de la sélectivité des engins de pêches et des pratiques de minimisation des captures accessoires. L'utilisation de certaines formes d'hameçon pour minimiser les prises accidentelles de tortues ou de requins chez les palangriers, l'incorporation de grilles flexibles dans les nappes de chalut ou l'utilisation de panneaux de mailles carrées dans les pêcheries de langoustine sont des exemples bien connus de technologies de sélectivité (Gray *et al.*, 2000) ;
2. la mise en place de fermeture de zone pour des périodes plus ou moins longues en fonction des objectifs recherchés (Watson *et al.*, 2009) ;
3. l'amélioration des conditions d'utilisation des prises accessoires notamment par le développement de nouveaux produits et de marché afin de réduire les rejets (Clucas, 1997; Nunoo *et al.*, 2009) ;
4. la mise en place de réglements tels des quotas de prises accessoires associés éventuellement à une obligation de débarquement des rejets (Diamond, 2004; Abbott et Wilen, 2009).

Ce chapitre est présenté en trois sections portant sur des mesures de gestion applicables dans la pêcherie thonière tropicale à la senne des océans Indien et Atlantique. La première section présente une analyse de l'effet de fermetures spatiales pour la réduction des prises accessoires de la PTTES dans l'océan Indien. Cette section fait l'objet d'un article en préparation rédigé en français dans ce manuscrit. La deuxième section est une proposition relative à une mesure permanente et peu contraignante de réduction des prises accessoires. La dernière section de ce chapitre est une réflexion portée sur une situation de rétention « complète » des captures qui est celle du « faux-poisson » en Côte d'Ivoire.

6.1 Gestion spatiale : Détermination des zones de fortes captures accessoires

Résumé

Les captures accessoires de la pêcherie thonière tropicale à la senne de l'océan Indien ont été estimées à l'aide d'un modèle de mélange additif généralisé (ZIGAM) ajusté à partir des données collectées par les observateurs à bord des bateaux français et espagnols. Les prédictions du modèle à l'échelle de la pêcherie, les données d'effort de pêche et de capture de thons majeurs provenant des livres de bord des thoniers senneurs ont été cartographiées. Les prises accessoires sont deux fois plus occurrentes dans les calées effectuées dans l'hémisphère nord et dans le canal de mozambique qu'ailleurs. Cependant, les quantités prélevées de captures accessoires par la pêcherie sur la période 2003-2009 sont plus importantes dans la zone « Sud Somalie ». Une analyse de simulation portant sur les effets d'une fermeture spatiale de deux zones différentes a permis de mettre en évidence la faible variation entraînée par une telle mesure dans l'océan Indien en termes de réduction de prises accessoires. Cette étude montre que la fermeture de zones de pêche aux thoniers senneurs de l'océan Indien n'entraîne des changements conséquents que si la fenêtre temporelle de fermeture est considérable.

Mots clés : Capture accessoire, fermeture spatio-temporelle, pêche thonière tropicale.

Introduction

La capture accessoire c'est-à-dire la part non gérée du prélèvement total des senneurs européens exerçant dans l'océan Indien est majoritairement rejetée, souvent morte ou en voie de l'être. Le rejet de cette part de la capture totale est dû en particulier à l'absence de marché comme c'est le cas de l'océan Atlantique. Or les rejets constituent un problème écologique et sont vus d'une façon générale comme un gaspillage des ressources halieutiques (Alverson *et al.*, 1994; Clucas, 1997; Kelleher, 2005). Il est vrai qu'une manière de réduire les rejets est d'éviter autant que possible les captures accessoires. Mais cette équation est difficile à résoudre dans la pratique et demeure l'un des défis majeurs de la gestion des pêches à l'échelle mondiale (FAO, 1995). De nombreuses et différentes mesures sont mises en place pour la réduction des prises accessoires des pêcheries, allant de la modification d'engin de

pêche à l'interdiction d'activité de pêche dans des zones spécifiques (Witherell et Pautzke, 1997; Crowder et Murawski, 1998). L'une des difficultés de la mise en oeuvre de mesures de gestion des prises accessoires est le fait qu'elles peuvent avoir des conséquences directes sur l'activité de pêche, en particulier des effets économiques négatifs (Kritzer, 2004; Zeller et Reinert, 2004; Ault *et al.*, 2005). Les fermetures de zones spatiales sur des périodes plus ou moins longues sont des mesures souvent utilisées pour la réduction des prises accessoires. C'est notamment ce type de mesure qui a été mis en œuvre dans le cadre du moratoire dans le golfe de Guinée entre 1997 et 2004, pour réduire les prises de petits thonidés, majoritairement capturés sous objets flottants (Goujon et Labaisse-Bodilis, 2000, 2001; Torres-Irineo *et al.*, 2011). En octobre 2010, la CTOI mettait également en place une zone de fermeture spatio-temporelle suite à l'adoption de la résolution CTOI 10/01 relative à la conservation et à la gestion des stocks de thons tropicaux dans les zones sous sa compétence (IOTC, 2011) [1]. L'objectif de cette étude est d'analyser les effets de fermeture de zones spatiales identifiées à priori sur les niveaux de captures accessoires afin de proposer une zone potentielle de fermeture pour la réduction des captures accessoires.

Matériel et méthodes

Données

Cette section est volontairement supprimée afin d'éviter les redondances. Les données utilisées dans cette analyse sont celles de la pêcherie thonière tropicale européenne à la senne de l'océan Indien, y compris les données observateurs collectées à bord des senneurs français et espagnols. La description de ces données est présentée au chapitre 2 de ce document.

Méthodes

La capture accessoire a été estimée à partir d'un modèle de mélange de type « *zero-inflated generalised additive model (ZIGAM)* ». Ce modèle statistique a été décrit au chapitre 5. Le modèle ZIGAM a permis de prédire la probabilité de présence de captures accessoires dans les calées, la prise accessoire moyenne dans les calées conditionnellement à la présence et la moyenne des captures accessoires dans un coup de senne. Les prédictions moyennes des prises accessoires ont été cartographiées ainsi que les prises accessoires cumulées, l'effort de pêche cumulé et les captures de thons majeurs moyennes et cumulées sur la période 2003-2009. Pour ce faire, la zone de pêche a été subdivisée en carrés de 0.5° de côté. Nous cherchons à identifier une zone

1. `http://www.iotc.org/files/circulars/2011/69-11[E].pdf`

de fermeture spatiale qui pourrait entraîner une réduction siginificative des captures accessoires tout en ayant un impact économique relativement faible sur l'activité de pêche. La capture de thons majeurs est utilisée comme proxy de l'indicateur pour l'évaluation économique de la pêcherie.

La zone spatiale de fermeture recherchée est donc celle qui répondrait à des objectifs de conservation des espèces accessoires via leur réduction tout en diminuant le moins possible la capture de thons majeurs. Nous avons donc effectué des analyses par simulation afin d'étudier l'effet qu'induirait la fermeture spatiale d'une zone donnée sur les captures de thons majeurs et les captures accessoires. Pour ce faire nous avons considéré deux zones de fermeture spatio-temporelle. La première est celle proposée en octobre 2010 par la commission thonière de l'océan Indien. Il s'agit de la fermeture pendant le mois de novembre de la zone entre l'équateur et la latitude 10°N et entre la côte africaine et la longitude 60°E (IOTC, 2011; Murua *et al.*, 2011). L'application de cette proposition a vu le jour au mois de novembre 2011. On parlera de « fermeture CTOI » pour désigner la fermeture spatio-temporelle proposée par la CTOI. La deuxième fermeture que nous appelerons « fermeture ETUDE » est la partie nord de la zone de pêche à partir de la latitude 5°N, correspondant à la zone de fortes captures accessoires par unité d'effort. Les zones ont été ainsi fermées pendant une fenêtre temporelle d'un mois, de trois mois puis 5 mois glissants. Le redéploiement de l'effort de pêche après fermeture des zones a eté examiné à travers deux scénarios différents :

Scénario 1 : Réallocation aléatoire complète

La réallocation aléatoire complète est le scénario le plus simple de redistribution de l'effort. Il consiste à redéployer aléatoirement l'effort de pêche de la zone de fermeture à l'ensemble de la zone de pêche restante. L'historique de la pêcherie c'est-à-dire la connaissance à priori de la distribution spatio-temporelle des coups de senne n'est pas donc pas considérée dans un tel scénario.

Scénario 2 : Réallocation aléatoire restreinte

La réallocation aléatoire restreinte consiste à redéployer l'effort de pêche de la zone close à la zone la plus « favorable » de la zone de pêche restante. Contrairement au premier scénario, le scénario 2 prend en compte la connaissance historique de la pêcherie qui permet de déterminer la zone favorable. Ainsi, dans le scénario 2, l'effort de pêche est redistribué dans une zone restreinte plus petite que celle du scénario 1. Dans le cas de la fermeture CTOI, nous avons considéré que la zone spatiale favorable était constituée des positions ayant fait l'objet d'au moins un coup de senne durant les mois de novembre, en dehors de la zone de fermeture. Dans le cas de la fermeture ETUDE, la zone entre la latitude 5°N et l'équateur a été considérée comme la zone favorable.

Effet des fermetures spatiales

La zone de pêche (Ω) a été subdivisée en carrés de 0.5° de côté, appelé également quadrats. Chaque quadrat est identifié par la position géographique $\theta = (longitude, latitude)$ du point central et caractérisé par :

- un effort de pêche non nul E_θ, exprimé en nombre de coups de senne
- une capture moyenne par calée de thons majeurs conservés C_θ
- une capture accessoire moyenne par calée B_θ

Soient :

- Ω_c, la zone dans laquelle la fermeture spatio-temporelle s'applique
- Ω_f, la zone qui reçoit l'allocation de l'effort de pêche après fermeture de Ω_c
- Ω_r, la zone restante.

alors, $\Omega = \Omega_c + \Omega_f + \Omega_r$ et $\Omega_r = 0$ dans le cas de la réallocation aléatoire complète.

L'ensemble des calées de Ω_c (N_{Ω_c}) est redistribué dans la zone Ω_f suivant la densité de probabilité empirique des coups de senne g_θ calculée à partir des quadrats de Ω_f selon l'équation 6.1 :

$$g_\theta = \frac{E_\theta}{\sum_{\Omega_f} E_\theta} \qquad \forall\ \theta \in \Omega_f \tag{6.1}$$

Ainsi, en espérance, chaque quadrat de Ω_f reçoit $g_\theta N_{\Omega_c}$ coups de senne après fermeture de Ω_c.

La capture accessoire totale avant la fermeture de la zone Ω_c est donnée par :

$$B_{avant} = \sum_{\Omega} E_\theta B_\theta \tag{6.2}$$

Après fermerture de Ω_c, l'effort de pêche est re-alloué à Ω_f, et la capture accessoire totale devient alors :

$$B_{apres} = \begin{cases} \sum_{\Omega_f} E'_\theta B_\theta & \text{réallocation complète} \\ \\ \sum_{\Omega_f} E'_\theta B_\theta + \sum_{\Omega_r} E_\theta B_\theta & \text{réallocation restreinte} \end{cases} \tag{6.3}$$

$E'_\theta = E_\theta + g_\theta N_{\Omega_c}$, désigne le nombre de coups de senne dans chaque quadrat de Ω_f après réallocation de l'effort de Ω_c. L'effet de la fermeture spatio-temporelle sur la capture accessoire est évalué par le taux de variation entre les captures accessoires totales avant et après fermeture :

$$\Delta\ Bycatch = \frac{B_{apres} - B_{avant}}{B_{avant}} \tag{6.4}$$

Le même raisonnement a été appliqué aux captures de thons majeurs.

Résultats

Structuration spatiale [2]

La probabilité de présence de capture accessoire dans les coups de senne est deux fois plus élévée dans l'hémisphère nord mais aussi dans le canal de mozambique en comparaison à la zone entre les latitudes 5°S et 10°S (Fig. 6.1 A). D'après ces résultats, les zones de forte probabilité de présence de prises accessoires dans les coups de senne sont celles dans lesquelles la stratégie de pêche est plutôt orientée vers les objets flottants. L'hémisphère nord est la zone de pêche majoritairement dominée par les bateaux espagnols. Au contraire la zone entre l'équateur et la latitude 10°S correspond à une zone à forte dominance de calées sur banc libre, majoritairement dominée par les bateaux français. L'analyse des données positives de prises accessoires a montré l'existence d'une structure croissante sud-nord de la capture accessoire moyenne dans les calées conditionnellement à la présence de capture accessoire (Fig. 6.1 B). Il existe une corrélation significative mais faible entre la probabilité de présence et l'abondance de capture accessoire dans les calées qui en contiennent (Test de corrélation de Pearson, $cor = 0.25$, probabilité critique = 2.2e-16). Bien que le canal de Mozambique soit une zone de forte probabilité de présence, la prise accessoire moyenne dans les calées qui en contiennent y est faible, en comparaison au reste de la zone de pêche des senneurs. La prédiction à l'échelle de l'ensemble de la pêcherie a mis en évidence une structure croissant sud-nord de la répartition spatiale de la moyenne de prise accessoire par coup de senne sur l'ensemble de la période (Fig. 6.1 C). La capture accessoire occasionnée par la pêcherie sur l'ensemble de la période (Fig. 6.1 D) présente une répartition proche de celles de l'effort cummulé et de la capture cumulée de thons majeurs sur la même période (Fig. 6.2 A et Fig. 6.2 C). La zone sud somalienne semble la plus « impactée » en termes de prises accessoires sur le long terme par la pêcherie, en particulier au niveau du coco de mer [3] qui est une zone de pêche exclusive des bateaux espagnols (Fonteneau, 1991; Pallarés *et al.*, 2003).

2. Ces résultats émanent du modèle développé dans le chapitre précédent. Mais il nous a semblé plus opportun de les présenter dans ce présent chapitre pour faciliter la lecture ; notamment à cause des nombreux liens entre les éléments de ce chapitre et les figures auxquelles cette section fait référence.

3. Le coco de mer est un mont sous-marin qui culmine à environ 190 mètres de la surface de la mer au niveau de l'équateur et de la longitude 56°E.

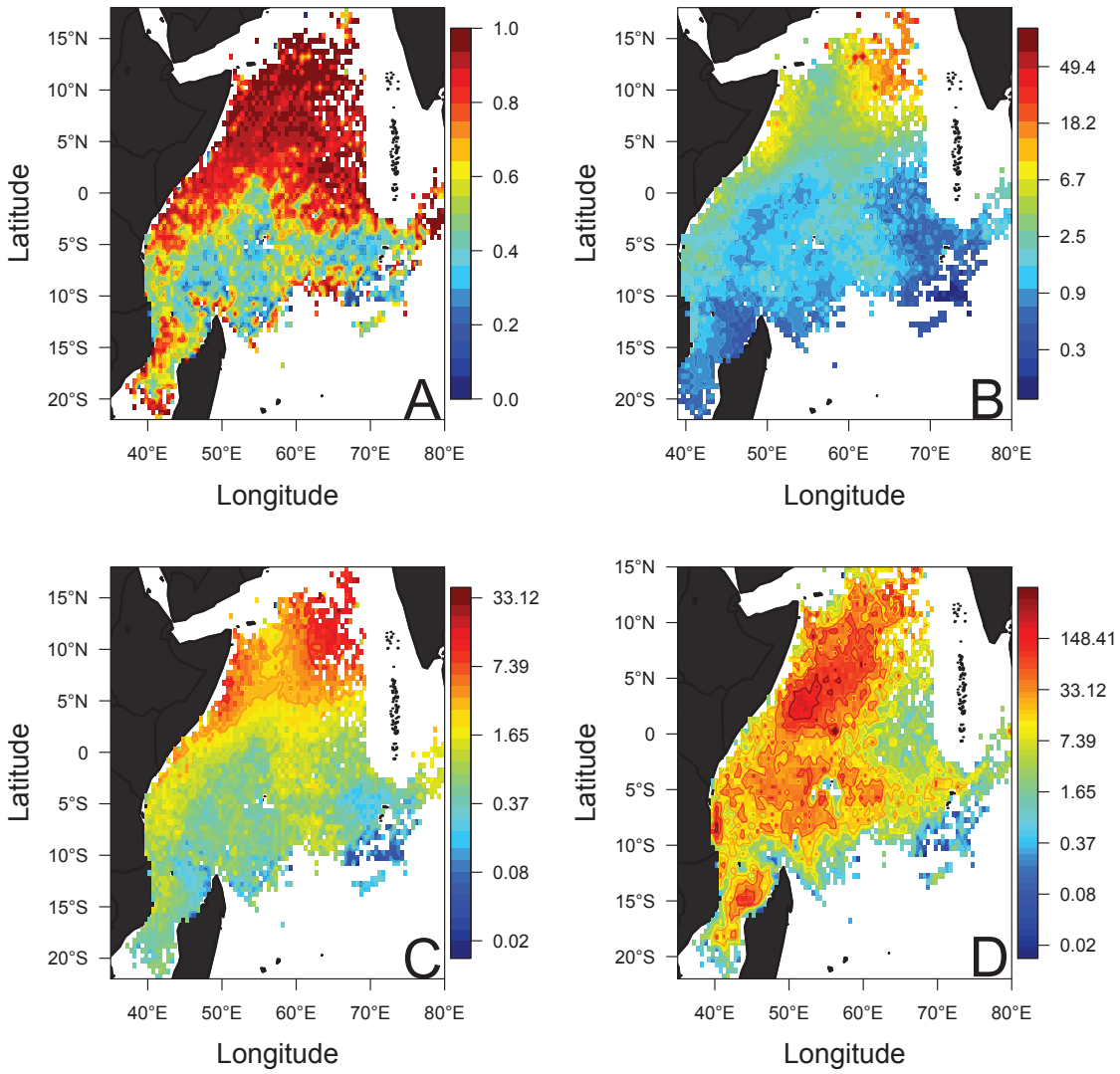


Figure 6.1 – Probabilité de présence par calée (A), moyenne des captures positives par calée (B), moyenne générale de captures accessoires par coup de senne (C) et prises accessoires totales (D) par carré de 0.5° de côté. Les données cartographiées sont les sorties du modèle de mélange additif généralisé (ZIGAM).

Effet de fermeture spatio-temporelle

La mise en œuvre de la fermeture CTOI ou de la fermeture ETUDE a entraîné des changements sur les captures commerciales et sur les captures accessoires. Ces changements sont variables selon les zones mais aussi suivant leur durée de fermeture (Figure 6.3 et 6.4). Les résultats de la simulation montrent généralement une diminution des captures accessoires mais aussi une dimution des captures de thons commerciales. L'effet de la fermeture, illustré par le taux de variation des captures, est d'autant plus importante que la période de fermeture s'accroît. Cependant, pour une même durée et même zone, l'effet de la fermeture est différente selon la saison

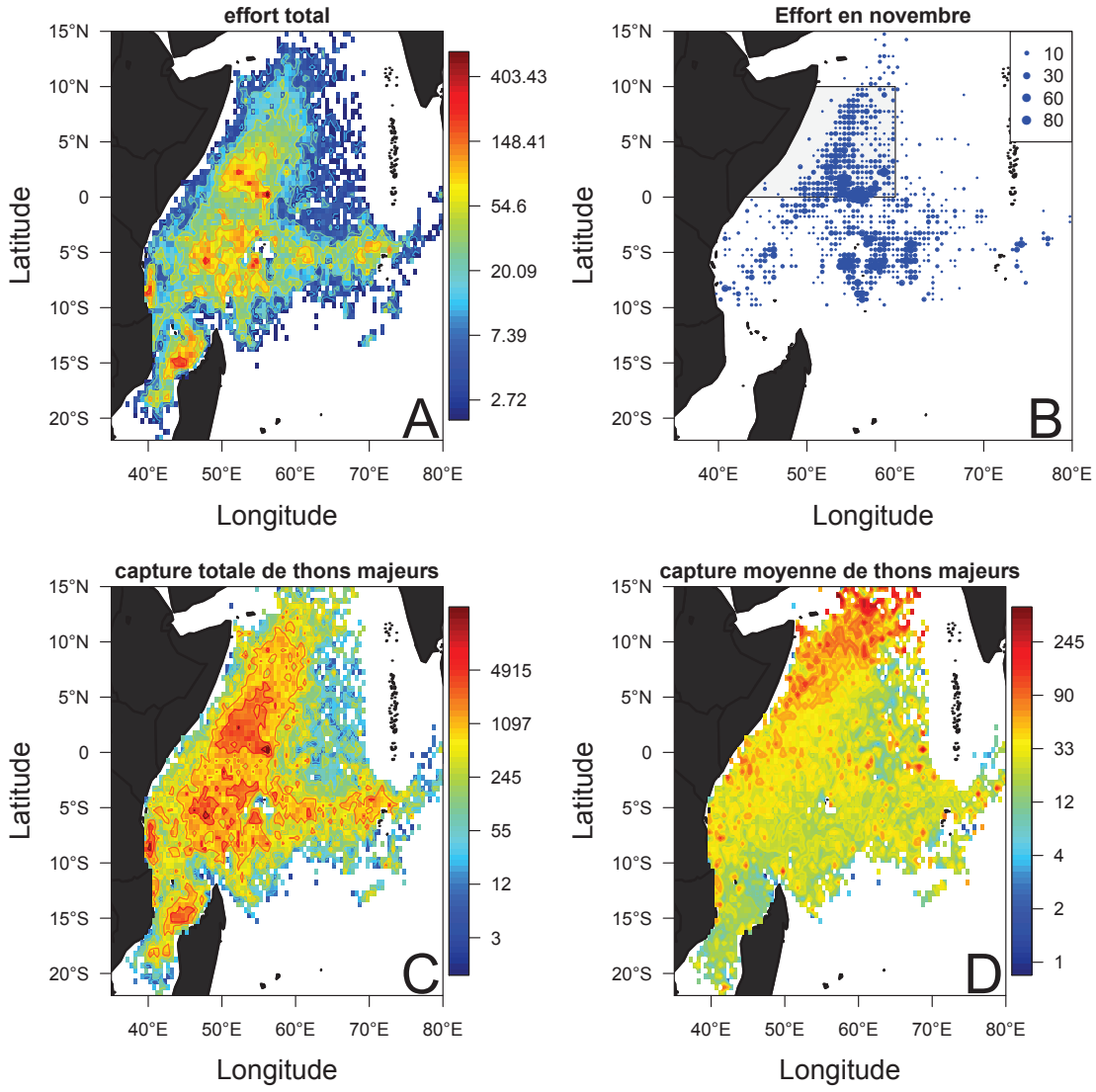


Figure 6.2 – Distribution spatiale du nombre total de coups de senne (A), du nombre total de coups de senne durant les mois de novembre (B), de la capture totale de thons majeurs (C) et de la capture par unité d'effort de thons majeurs (D) par carré de 0.5° de côté sur l'ensemble de la période 2003-2009.

de fermeture. Quelle que soit la zone de fermeture (CTOI ou ETUDE), la variation relative des captures accessoires est plus élevée que celle des captures commerciales. L'allocation restreinte de l'effort de pêche, suite à la fermeture CTOI sur une fenêtre temporelle d'un mois, entraîne une diminution relative des prises accessoires et des captures de thons commerciales inférieures à 5%, quel que soit le mois choisi pour la fermeture. La diminution devient inférieure à 10% et 15% pour des fenêtres temporelles de trois mois et cinq mois, respectivement. Le taux de variation suite à la fermeture CTOI est inférieur à 10%, 15% et 20% pour les fenêtres temporelles d'un mois, de trois mois et de cinq mois, respectivement, dans le cas d'une réalloca-

tion complète de l'effort de pêche (Figure 6.3). Le taux de variation de la capture commerciale de thons reste inférieur à 7%, quelle que soit la fenêtre temporelle de fermeture et la façon dont l'effort est re-alloué.

La variation relative de la capture commerciale lors de la fermeture ETUDE demeure semblable à celle de la fermeture CTOI. Elle reste inférieure à 7% quel que soit le scénario de réallocation de l'effort de pêche. Cependant, les taux de variations des captures accessoires sont plus fortes que dans le cas de la fermeture CTOI. Ces taux restent inférieurs à 10% pour une fenêtre temporelle d'un mois et de 15% et 20% pour des fenêtres temporelles de trois mois et cinq mois, respectivement, dans le cas d'une réallocation restreinte (Figure 6.4). Contrairement à la fermeture CTOI, l'effet induit par la réallocation complète est plus faible dans le cas de la fermeture ETUDE.

De façon générale, les plus fortes variations sont obtenues durant les mois d'octobre, septembre et août, ou sur les fenêtres temporelles centrées sur ces mois.

Discussion

Cette étude a permis de mettre en évidence certaines caractéristiques des coups de senne de la PTTES, relative aux captures accessoires. Elle a abouti aux cartographies de la probabilité de présence de prises accessoires, de la capture accessoire moyenne par coup de senne et à la capture accessoire cumulée sur l'ensemble de la période 2003-2009. L'objectif était d'identifier les zones de fortes magnitudes de prise accessoire afin de proposer une zone potentielle de fermeture spatiale pour la réduction des captures accessoires tout en minimisant l'effet de cette fermeture sur l'activité de pêche. Les résultats de cette analyse spatiale sont basés sur les sorties du modèle ZIGAM. Seuls les facteurs disponibles dans les données de livre de bord ont été utilisées comme variables explicatives pour l'ajustement de ce modèle. Les tendances spatiales mises en évidence dans cette analyse sont donc directement reliées aux covariables utilisées. Cependant, nous n'avons pas pu intégrer d'autres facteurs externes tels que des facteurs environnementaux ou des facteurs liés à la biologie des espèces accessoires qui auraient peut-être apporté des informations complémentaires utiles à l'ajustement du modèle.

Le choix de la zone de fermeture ETUDE a été basé sur les valeurs estimées de captures accessoires par coup de senne (BPUE =bycatch per unit effort). Une carte de BPUE est une représentation de l'impact de la pêche conditionnellement à un effort de pêche unitaire. Or, les zones de fortes BPUE ne correspondent pas nécessairement aux zones où la ressource est la plus impactée par l'activité de

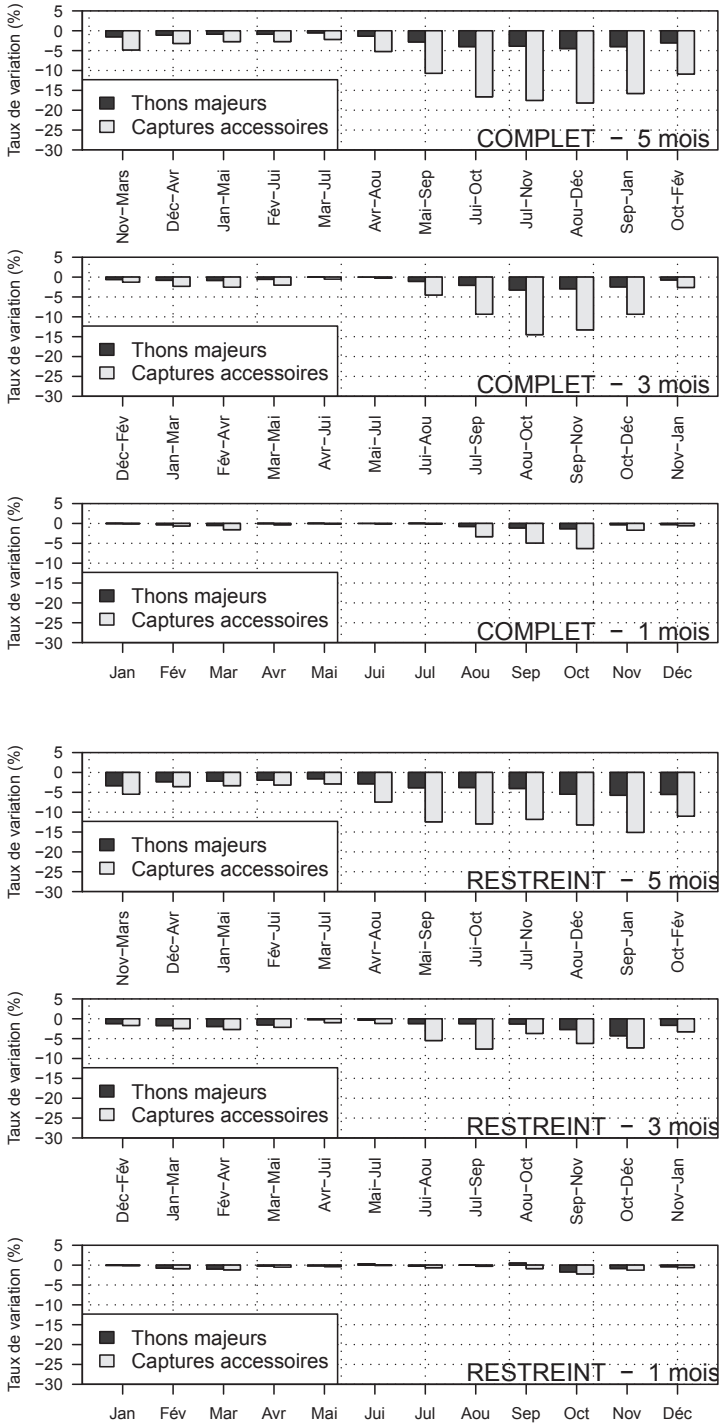


Figure 6.3 – Changement provoqué par une fermeture temporelle de la zone CTOI (zone allant de l'équateur à la latitude 10°N et de la côte africaine à la longitude 60°E) sur les captures accessoires et les débarquements de thons majeurs, selon une redistribution complète ou restreinte de l'effort de pêche. Chaque scénario de redistribution de l'effort a été analysé selon trois différentes fenêtres temporelles (un mois, trois mois et cinq mois).

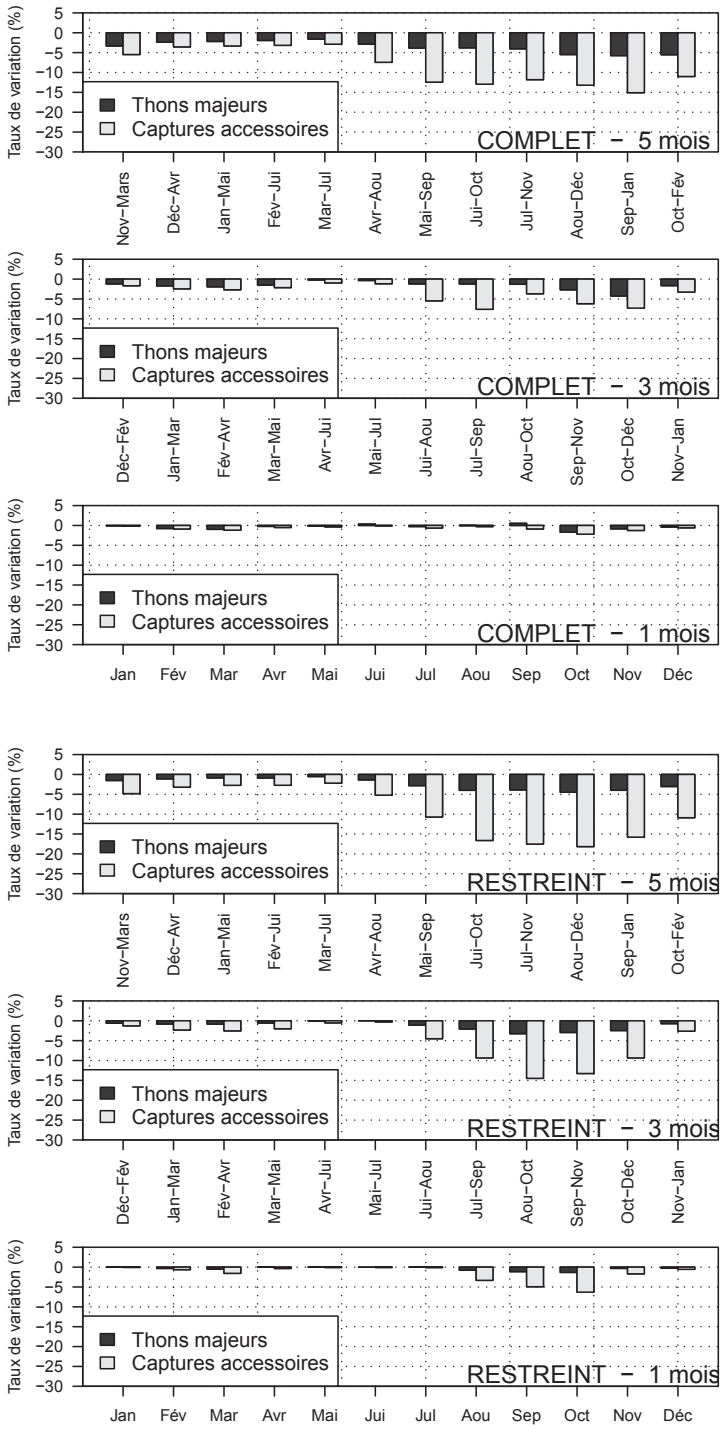


Figure 6.4 – Changement provoqué par une fermeture temporelle de la zone ETUDE (au-delà de la latitude 5°N) sur les captures accessoires et les débarquements de thons majeurs, selon une redistribution complète ou restreinte de l'effort de pêche. Chaque scénario de redistribution de l'effort a été analysé selon trois différentes fenêtres temporelles (un mois, trois mois et cinq mois).

pêche. De même les zones de fortes captures cumulées ne correspondent pas non plus forcément aux zones les plus sensibles aux activités de pêche. Au-delà des

aspects quantitatifs, plusieurs autres critères, comme la répartition spatiale et la biologie des espèces doivent donc être pris en compte dans le choix d'une zone de fermeture spatio-temporelle.

La zone CTOI est une zone de fermeture proposée par la CTOI. Les résultats de cette étude montrent que l'effet de la fermeture de cette zone au mois de novembre reste relativement faible aussi bien sur la capture commerciale que sur les captures accessoires de la pêcherie. Pour avoir un effet considérable sur les prises accessoires, il faut augmenter la fenêtre temporelle. Les conséquences d'une telle mesure sur la capture commerciale semble faible en pourcentage des captures totales de la pêcherie. Les résultats obtenus sont proche de ceux obtenus par Murua *et al.* (2011). Il faut cependant aller plus loin dans cette analyse afin de mettre en évidence les réels avantages et inconvénients d'une telle mesure de gestion. Car bien que les variations relatives soient faibles pour les captures commerciales, les biomasses commerciales en jeu sont dix fois plus élevées que celles des prises accessoires.

L'effort de pêche de la pêcherie n'est pas uniforme sur toute la zone de pêche. Ce qui justifie le choix d'une réallocation de l'effort au prorata de la probabilité de coup de senne dans un quadrat donné de l'espace. Cependant, l'étude a été basée sur deux hypothèses de réallocation de l'effort choisies pour l'analyse de l'effet induit par les fermetures spatiales. La première est celle selon laquelle l'effort est redistribué aux zones restantes ouvertes à la pêche. C'est une hypothsèe d'étude intéressante en ce sens qu'elle semble plus acceptable que l'hypothèse de non allocation de l'effort. De plus, les bateaux s'orientent vers les zones les plus favorables à l'activité de pêche. Toutefois, cette façon de redistribuer l'effort reste peu réaliste puisque l'historique de la pêcherie montre que les zones de pêches ne sont pas les mêmes selon les saisons. La deuxième hypothèse est celle qui semble la plus réaliste puisqu'elle suppose une réallocation restreinte à la zone la plus favorable. Mais la difficulté de la redistribution de l'effort est liée à la définition même de la zone favorable. L'historique de la pêcherie permet certainement de définir une zone potentiellement favorable. La délimitation de cette zone favorable demeure néanmoins réfutable car la mise en place même d'une fermeture spatiale peut modifier le comportement des bateaux par des effets de concurrence par exemple. L'analyse des données collectées suite aux premiers tests de la fermeture CTOI permettra d'apprendre davantage sur le comportement des pêcheurs face à une telle situation et de dégager une zone de réallocation plus adéquate.

La mise en œuvre d'une fermeture spatiale répond généralement à des objectifs bien précis. Dans le cas de la PTTES de l'océan Indien, la fermeture d'une zone

spatiale bien identifiée, pourrait conduire à une diminution des prises accessoires de la pêcherie à des taux allant jusqu'à 25%. Mais la fermeture d'une zone à des fins de réduction des prises accessoires ne serait optimale que si elle impacte peu l'activité de pêche, en l'occurrence les captures de thons commerciales. Il faut donc trouver un juste compromis entre la réduction des captures accessoires et la rentabilité de l'activité de pêche. Des analyses de simulation sur d'autres indicateurs tels que le ratio *capture accessoire/thon* pourraient fournir d'autres points de vue intéressants à la mise en place d'une fermeture spatio-temporelle

6.2 Réduction des prises accessoires par sélection des coups de senne

Les statistiques de la PTTES de l'océan Indien montrent que la capture moyenne de thons majeurs par coup de senne est de 30 tonnes sur la période 2003-2009 ($\approx$ 20 t sous BL et $\approx$ 35 t sous BO). Ces statistiques révèlent en outre que, pour plus de 60% des calées, la capture de thons majeurs par coup de senne est inférieure à cette moyenne de 30 tonnes. Les calées de petites tailles c'est-à-dire les coups de senne produisant moins de 10 tonnes de thons majeurs par calée représentent en effet 40% de l'effort de pêche total de la pêcherie et produisent environ 3% des captures de thons majeurs débarqués pour environ 22% de prises accessoires [4] sur l'ensemble de la période d'étude. Ces petites calées sont essentiellement dues aux coups de senne sans capture de thons majeurs dits coups nuls [5]. Elles résultent également des « calées de désespoir » qui sont des coups de senne effectués malgré une biomasse estimée faible, suite à plusieurs journées sans pêche ou de calées infructueuses. Les coups nuls représentent 65% des petites calées et 27% de tous les coups de senne de la pêcherie. Une calée nulle est en général la conséquence d'un évènement qui survient au moment de l'opération du coup de senne, bien que la biomasse estimée avant calée soit relativement importante. Les raisons de coups nuls sont diverses mais les principales sont relatives à la vitesse des poissons, à des poissons qui plongent plus bas que la profondeur du filet avant la fin du coulissage et parfois à la vitesse et/ou à la direction du courant. Par conséquent, les coups nuls sont imprévisibles en pratique et donc quasiment irréductibles. Une suppression sans remplacement des petites calées pourrait réduire l'effort de pêche de 40% et diminuer les prises accessoires de 22% contre une réduction des captures de thons

4. les statistiques relatives aux captures accessoires proviennent de l'analyse des données observateurs.

5. Les coups nuls ici sont les calées dans lesquelles la capture de thons majeurs vaut zéro dans les livres de bord ou les données observateurs. En réalité, un coup nul est rarement vide de tout thon majeur.

majeurs d'environ 3% seulement (Figure 6.5). Mais la suppression pure et simple des petites calées n'est pas un scénario réaliste notamment du fait que 67% des petites calées sont dues aux coups nuls qui sont quasiment inévitables. Les pêcheurs peuvent néanmoins éviter les « coups de désespoir ». La prise accessoire moyenne par calée ne changerait certainement pas si les coups de désespoir sont substitués par des calées plus productives, vu que la corrélation entre prise accessoire et capture de thons est faible (figure 6.6 A). Cependant, la suppression des petites calées permet de diminuer le ratio des prises accessoires sur la capture de thons (figure 6.6 B).

L'identification et l'estimation de la biomasse présente avant le coup de senne est caractéristique de la pêche thonière à la senne. De ce fait, le pêcheur ne choisit de mettre le filet à l'eau que si la biomasse estimée à l'aide des appareils à bord (sonar, sondeur, jumelles ...) est jugée satisfaisante. La satisfaction dépend notamment de l'évolution temporelle de la marée. La réduction de « coups de désespoir » est tout a fait possible mais elle repose évidemment sur la bonne volonté des pêcheurs. Une telle mesure à l'avantage d'être ponctuelle c'est-à-dire qu'elle n'est appliquée que si nécessaire et démontre de l'intérêt du pêcheur de pratiquer une activité plus sélective. Elle a pour avantage d'être peu contraignante et de pouvoir être mise en œuvre sur le long terme. Ainsi, les « calées de désespoir » seraient remplacées par des calées de grande taille. Les petites calées seraient supprimées à l'exception de certains coups nuls. Par conséquent, les cuves des senneurs seraient remplies à partir d'un nombre plus restreint de coups de senne puisque la capacité des bateaux est limitée. Cela entrainerait finalement une réduction du nombre total de coups de senne et donc une diminution des captures accessoires de la pêcherie. De futures analyses, portant sur les estimations avant calée contenues dans la base de données observateurs pourraient permettre d'affinier les résultats obtenus. Ces futures analyses pourrait notamment se pencher sur la détermination de seuils de biomasse (estimée avant calée) qui seraient favorables à l'obtention de coups positifs.

6.3 Le « faux-poisson » d'Abidjan : entre utilisation optimale de la capture accessoire et effets pervers de la rétention complète

6.3.1 Contexte général de la rétention complète des captures

Les rejets constituent une proportion non négligeable des captures globales (Kelleher, 2005). La diversité et la quantité d'espèces rejetées dans certaines pêcheries

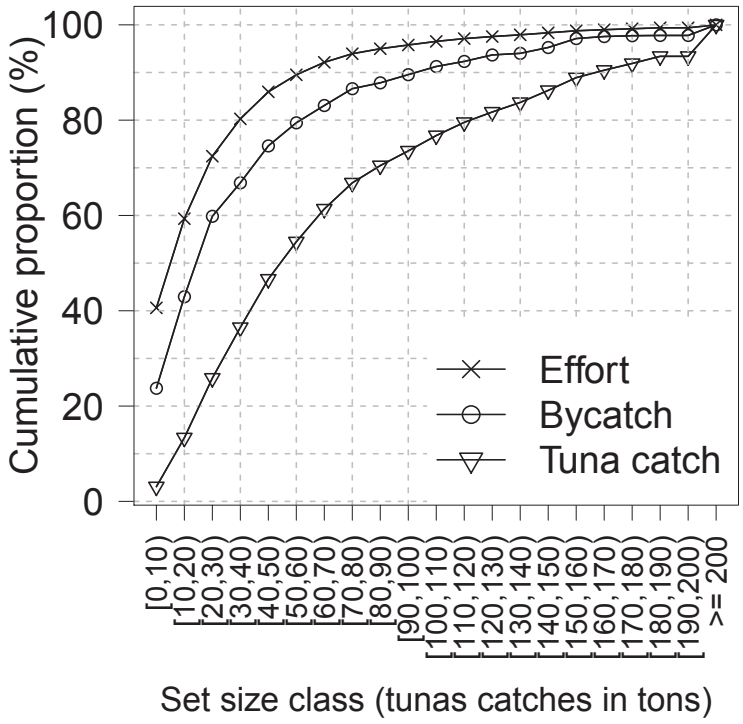


Figure 6.5 – Proportion cumulée de l'effort de pêche, de la capture accessoire et de la capture de thons majeurs par classe des captures de thons majeurs

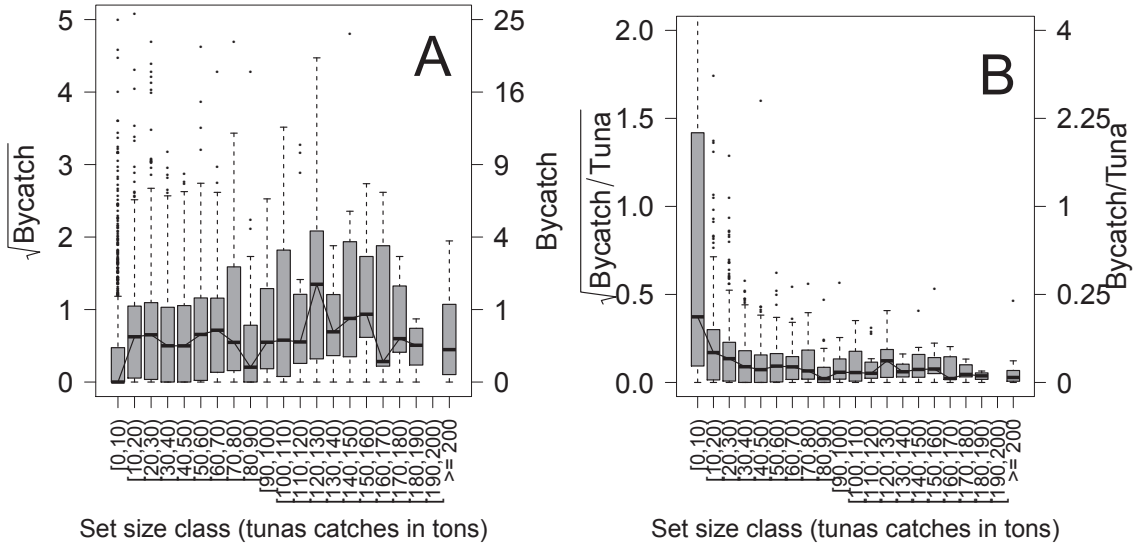


Figure 6.6 – Distribution de la capture accessoire (A) et du ratio entre la capture accessoire et la capture de thons majeurs (B) en fonction de la classe des captures de thons majeurs

demeurent très problématique pour la durabilité des pêcheries et des écosystèmes. Or les rejets ne font pas souvent l'objet de suivi systématique et régulier dans la plupart des pêcheries mondiales, et les évaluations de stocks n'incluent pas tou-

jours les quantités de rejets, en particulier les rejets d'espèces non ciblées. Aux problèmes d'ordre écologique et de conservation liés à la pratique des rejets s'ajoute le gaspillage[6] des ressources halieutiques qui demeure fondamentalement inacceptable dans le contexte actuel de sécurité alimentaire à l'échelle mondiale (Clucas, 1997; Hall *et al.*, 2000; FAO, 2010b). Dans son code de conduite pour une pêche responsable, la FAO préconise l'interdiction des rejets pour une utilisation optimale des produits halieutiques. Autrement dit, la rétention des captures rejetées à des fins de valorisation est un acte responsable vers lequel devraient tendre toutes les pêcheries mondiales. Mais au cœur de cette bonne volonté demeure la question non moins triviale de la mise en œuvre pratique d'une telle recommandation, étant donnés les efforts qu'elle implique mais aussi parce que les préoccupations des acteurs (politiques, gestionnaires et pêcheurs) ne convergent pas toujours vers le même objectif. En effet, les enjeux de la rétention complète sont parfois intéressants du point de vue des politiques, voire des gestionnaires. L'obligation de débarquement des captures, c'est-à-dire l'interdiction des rejets d'espèces sous TAC et quota, est d'ailleurs une proposition soumise par la Commission européenne en juillet 2011 au conseil des ministres et au parlement européen pour approbation en vue d'une entrée en vigueur en janvier 2013 (`http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2011:0425:FIN:FR:PDF`). Mais, l'activité de pêche fonctionne aujourd'hui comme des entreprises et quoi qu'on dise, le but des pêcheurs est avant tout d'ordre économique, hormis des pêcheries recréatives ou de plaisance. Il semble donc évident que la rétention complète des captures ne peut être mise en place que dans un contexte économiquement rentable pour les pêcheurs, à l'exception de toute obligation réglementaire.

6.3.2 Historique du « faux-poisson »

Les captures de thons majeurs de la pêcherie thonière à la senne dans les océans Atlantique et Indien sont principalement destinées aux usines de production de conserves de thon. Les conserveries sont ainsi implantées depuis l'époque coloniale dans la plupart des principaux ports de pêche et/ou de débarquement tels que Victoria aux Seychelles ou Abidjan en Côte d'Ivoire. Mais depuis le début des années 1980, les débarquements des thoniers senneurs dans les ports de pêche du Golfe de Guinée, en particulier à Abidjan, sont de plus en plus composés d'une fraction destinée aux marchés locaux (Bard et Amon Kothias, 1985; Amon Kothias *et al.*,

6. La connotation péjorative des rejets liée au gaspillage ne devrait pas être systématique. Certaines pratiques de rejets sont à encourager car pouvant contribuer à la durabilité des ressources. Par exemple, les espèces à forte capacité de survie comme les crabes, les femelles de homards remplis d'œufs ou encore les espèces relachées vivantes avec un taux de survie élevé comme le requin baleine dans la pêcherie thonière à la senne, sont des cas de « bons » rejets.

1994; Bard et Amon Kothias, 1993; Amon Kothias *et al.*, 1996; N'Da *et al.*, 2007; Chavance *et al.*, 2011).

Cette composante des débarquements est connue sous l'appelation de « faux-poisson » ou encore « faux-thon ». A l'origine, le faux-thon [7] était composé de la fraction des débarquements réfusée par les conserveries ou les cargos du fait de l'état des thons (abîmés ou de petites tailles). Cette composante pourrait donc être qualifiée de rejet industriel car ne suivant pas le circuit de transformation initialement prévu par les armements. Cependant, ce qui semblait probablement destiné à la fabrication de farine de poisson allait croiser une véritable demande locale dans un pays où le poisson est la principale source de protéines animales (FAO, 2008; Nunoo *et al.*, 2009). Le faux-thon était dès lors utilisé dans un menu local d'origine nigérienne, appelé « garba », qui est principalement composé de semoule de manioc (appelé localement attiéké) et de thon frit. Ce mets a littéralement explosé partout en Côte d'Ivoire, voire dans la sous région ouest-africaine, conduisant à l'éclosion d'un marché dont l'évolution exponentielle n'était sans doute pas prévue par les acteurs de cette pêcherie. L'ampleur de la demande locale, conjuguée parfois aux faibles prix des thons majeurs à la conserverie, ont contribué à une offre de plus en plus croissante de faux-thon (Romagny *et al.*, 2000). Mais le faux-thon est très rapidement devenu faux-poisson et n'est plus constitué uniquement de thonidés qui étaient censés être des rejets industriels. D'autres espèces accessoires prises par les thoniers senneurs tels que le poisson banane (*Elagatis bipinnulata*), la daurade coryphène (*Coryphœna hippurus*), le marlin noir (*Makaira indica*), l'espadon (*Xiphias gladius*) ... sont volontairement conservées puis vendus sur le marché local.

6.3.3 Les statistiques sur le « faux-poisson »

L'estimation du faux-poisson a commencé à partir de 1981. Elle était basée sur les déclarations des douaniers au port d'Abidjan qui rapportaient aux chercheurs du Centre de Recherche Océanologique (CRO) le nombre de camionnettes qui franchissaient les portes de sorties du port de pêche. Un poids unitaire moyen affecté à la camionnette permettait alors d'estimer les quantités de faux-poisson de chaque bateau qui débarquait. Le principe du dénombrement a été maintenu mais le système a évolué progressivement au fil des années avec la mise en place d'une équipe chargée de collecter les données sur le faux-poisson dès Août 1994. Cette équipe est chargée de dénombrer le nombre de contenants [8] servant à sortir le faux-poisson du port de

7. L'appelation « faux-poisson » ou encore « faux-thon » ne fait toutefois pas l'unanimité notamment à cause de la connotation du terme « faux » qui peut parfois déranger certains. Nous utilisons néanmoins cette appelation qui demeure malgré tout explicite pour tous ceux qui connaissent cette problématique mais aussi par soucis de simplification du texte.

8. Il s'agit par exemple des camions, des sacs, des brouettes, etc.

pêche. La mise en place du pont bascule en 2009 a permis aux enquêteurs d'obtenir des estimations beaucoup plus précises. La collecte des données du faux-poisson consiste en un échantillonnage exhaustif des débarquements. En plus de l'estimation quantitative, les enquêteurs sont également chargés d'estimer la composition spécifique du faux-poisson. La figure 6 de l'article présenté à la section 3.1 (voir page 41) montre l'évolution des quantités de faux-poisson de 1982 à 2008.

6.3.4 Conséquences du phénomène de faux-poisson

La forte croissance du marché du faux-poisson est le résultat d'une capacité de la pêcherie thonière à l'approvisionner. Le fort développement de la pêche sous DCP depuis les années 1990, entraînant une augmentation des captures accessoires (y compris les thons majeurs de petite taille), a notamment contribué à cette capacité de la pêcherie (Fonteneau *et al.*, 2000; Le Gall, 2000; Ménard *et al.*, 2000). Cependant, ce marché de faux-poisson qui existe depuis maintenant trois décennies est démeuré une économie parallèle plutôt informelle. C'est un système quasi mafieux sur lequel les acteurs sont peu bavards. Le faux-poisson concerne en majorité des thons mineurs qui auraient été rejetés si ce marché n'existait pas comme c'est le cas dans l'océan Indien. Evidemment les poissons seraient quasiment tous rejetés morts ou mourants. Il semble donc moralement juste et évident d'éviter le gaspillage de ces produits au profit de populations côtières de l'Afrique qui en ont besoin. De ce fait le faux-poisson est à encourager. Les acteurs de ce marché peuvent également se féliciter d'être en adéquation avec une bonne pratique de pêche dans la mesure où le faux-poisson s'inscrit dans l'utilisation optimale des ressources telle que préconisée par la FAO dans son code de conduite pour une pêche responsable.

Mais le faux-poisson n'est pas déclaré par les senneurs. Selon certains témoignages d'enquêteurs au port d'Abidjan, il a même été constaté que des bateaux battant pavillon Ghanéen ou Guinéen livrent la totalité de leur pêche directement sur le marché du faux-poisson d'Abidjan. Aussi est-il arrivé que le faux-poisson soit transbordé sur des cargos qui les transportent dans d'autres pays européens comme en Espagne pour être transformé en aliments pour animaux. Même si aucun système de régulation réglementaire (quota, TAC, taille minimale, etc) n'existe dans cette pêcherie, elle a néanmoins l'obligation de déclarer les captures. De ce point de vue, l'absence de déclaration sur le faux-poisson s'apparente malheureusement une pêche illicite. Beaucoup d'efforts sont faits au niveau de l'ICCAT pour essayer de prendre en compte le faux-poisson dans les évaluations de stocks. Les statistiques sur le faux-poisson sont ainsi basées sur les données collectées au port par les enquêteurs.

6.3.5 Gestion du faux-poisson

La prise en compte des données de débarquement de faux-poisson collectées au port d'Abidjan par les scientifiques dans les évaluations de stocks, au niveau de l'ICCAT, témoigne à quel point il est impératif de se pencher en toute objectivité sur la question du faux-poisson d'Abidjan (ICCAT, 2008). La persistance et l'évolution croissante de ce marché révèlent également son intérêt économique et social pour la Côte d'Ivoire, voire pour toute la sous région ouest-africaine (Romagny *et al.*, 2000). Mais l'ampleur que prend ce marché depuis trois décennies est à la fois impressionnante et inquiétante. La valorisation des rejets donc la convergence vers le zéro-rejet, encouragée par la FAO, reste-t-elle encore valable dans un contexte comme celui du faux-poisson ? En d'autres mots, faut-il encourager ou interdire le faux-poisson ? Selon Kelleher (2005) : « *Il est sans doute utile de s'interroger sur le degré auquel la promotion d'une utilisation de plus en plus importante des ressources marines est compatible avec la durabilité et la responsabilité des pêcheries* ». C'est une réflexion objective et louable qui ne peut qu'aider à la prise de décision, dans un contexte comme celui du faux-poisson. Car la sélectivité stricte est sans doute difficilement réalisable et il n'est pas évident que cette pratique impacte moins les écosystèmes que le prélèvement tout azimut des ressources halieutiques (Garcia *et al.*, 2012). Malheureusement, il s'agit là d'une économie parallèle, qui n'est profitable qu'aux seuls acteurs et qui contribue finalement à un système de corruption déjà critique dans ce pays. De plus, le marché du faux-poisson pourrait avoir un effet pervers sur la durabilité de l'activité de pêche thonière à la senne et sur l'ensemble de l'écosystème de l'Atlantique Est. En effet, les pêcheurs pourraient augmenter le nombre de coups de senne favorisant les prises accessoires, en particulier les prises de juvéniles de thons majeurs commerciaux, en multipliant notamment le nombre de calées sous objets flottants et les calées de désespoir (voir section précédente).

Même si certains armateurs notamment français essaient de faire appliquer une limite de trente (30) tonnes par marée de faux-poisson, il demeure que les bateaux français ne déclarent pas non plus (ou très rarement) leur faux-poisson. Aussi, cette limitation ne nous paraît-elle pas pertinente car elle ne repose sur aucun fondement et ne semble pas une solution soutenable sur le long terme car elle encourage les rejets au-delà de la limite fixée. Or, d'un point de vue de la conservation, le fait de rejeter ou de conserver une partie morte de la capture ne change en rien la quantité prélevée et donc l'impact de la pêche sur les ressources (Davies *et al.*, 2009). De ce point de vue, la rétention complète n'est à encourager que si elle permet d'avoir les informations sur la capture qui aurait pu être rejetée morte, per-

mettant d'affiner les évaluations de stocks, notamment les prévisions de recrutement.

La première solution pour la gestion de cette pêcherie est d'inciter les pêcheurs à déclarer dans les livres de bord, la part qui est destinée au marché du faux-poisson. C'est indispensable à faire pour tous les bateaux, notamment les bateaux ghanéens et guinéens, qui déversent souvent une grande part de leur capture sur le marché du faux-poisson. Les bateaux européens devraient systématiquement déclarer leur faux-poisson. Cette composante de la capture devrait être prise en compte dans les accords de pêche entre l'UE et les pays côtiers. En effet, le calcul de la compensation financière octroyée par l'UE dans le cadre des accords de pêche devrait considérer l'ensemble des prélèvements totaux des senneurs communautaires et non pas uniquement les débarquements de thons majeurs comme c'est le cas actuellement.

Il faut absolument que les autorités des pays côtiers (en particulier de la Côte d'Ivoire) et les acteurs de la pêche thonière à la senne collaborent pour formaliser ce marché, de sorte qu'une partie des débarquements ne s'apparente pas à une pêche « fantôme ». De telles mesures donneraient plus de crédit à ce commerce qui est une source évidente de corruption et de perte économique pour le pays. Rendre formel ce marché apporterait plus de lisibilité et permettrait notamment d'obtenir des statistiques fiables sur les quantités débarquées en dehors des conserveries. Nous pensons que les effets positifs notamment sociaux et économiques induits par ce marché du faux-poisson ne doivent pas occulter l'objectif de durabilité de la pêcherie thonière à la senne de l'océan Atlantique Est. Car, malgré l'effort constant des scientifiques pour l'acquisition des données sur le faux-poisson et les implications de l'ICCAT, la question du faux-poisson reste encore taboue et certaines statistiques, en l'occurrence celles liées à l'économie du faux-poisson sont inaccessibles.

Chapitre 7

Conclusion Générale

Sommaire

7.1 Principaux résultats 130

7.2 Limites du travail 132

7.2.1 Prétraitement des données, hypothèses et choix 132

7.2.2 Analyses statistiques 134

7.3 Perspectives 134

7.3.1 Applications statistiques 134

7.3.2 Amélioration de la collecte des données observateurs 135

7.3.3 Financement du programme observateur 136

> Il est sans doute utile de s'interroger sur le degré auquel la promotion d'une utilisation de plus en plus importante des ressources marines est compatible avec la durabilité et la responsabilité des pêcheries.
>
> *Kelleher 2005*

Les captures accessoires c'est-à-dire l'ensemble des captures non gérées constituent une problématique commune aux pêcheries mondiales. Mais la résolution à une échelle globale de cette problématique est d'autant plus délicate qu'elle est spécifique à chaque pêcherie.

Pour répondre aux objectifs de cette thèse, nous avons traité les questions scientifiques suivant des approches se voulant à la fois simples et pratiques afin de rendre cette étude transférable dans d'autres pêcheries. La démarche utilisée et les résultats obtenus peuvent servir d'exemples pour la planification et la révision des programmes observateurs similaires établis dans d'autres pêcheries.
Ainsi, après avoir présenté la question de la capture accessoire à l'échelle mondiale puis l'avoir située dans le contexte de la PTTES, nous avons effectué un état des lieux quantitatif des prises accessoires et des rejets de la PTTES dans les océans Atlantique et Indien. Une mise à jour de ces estimations a été effectuée suite aux analyses sur la précision autour des estimations et la comparaison des méthodes d'estimation des prises accessoires. Des analyses et des réflexions portant sur différentes mesures de gestion des captures accessoires de la PTTES ont été également effectuées. Nous proposons dans ce chapitre de conclusion, un récapitulatif critique du travail accompli et des perspectives qui pourraient compléter et/ou améliorer les points de vue relatifs à l'estimation, la caractérisation et la gestion des prises accessoires de la PTTES.

7.1 Principaux résultats

Les données analysées au cours de cette thèse sont issues des senneurs français et espagnols qui constituent la principale composante de la flottille européenne de thoniers senneurs exerçant dans les océans Atlantique et Indien. Bien que nous ayons surtout abordé les prises accessoires de cette pêcherie de façon globale, ce travail a permis de produire un éventail de résultats par groupe taxonomique voire par espèce selon les cas.

Les résultats obtenus au cours des différentes analyses montrent que les captures accessoires de la PTTES représentent moins de 10% des débarquements de thons majeurs, aussi bien dans l'océan Atlantique que dans l'océan Indien. La capture accessoire est majoritairement composée de poissons osseux en particulier de petits thonidés (y compris les juvéniles de thons majeurs). Les prises accessoires sont également composées d'une grande variété d'espèces pélagiques plus ou moins occurrentes et plus ou moins abondantes telles que les poissons porte-épée, les

tortues, les requins, les raies et quelques cétacés. Les prises accessoires sont quasiment toutes rejetées dans l'océan Indien alors qu'elles sont en grande partie conservées dans l'Atlantique pour le marché du faux-poisson. Il a été démontré dans cette thèse que les dispositifs de concentration de poisson constituaient le principal facteur de présence et d'abondance de la capture accessoire dans les coups de senne. Les calées sous objet flottant représentent ainsi plus de 90% des captures accessoires de toute la pêcherie thonière tropicale européenne à la senne dans les deux océans étudiés. Les individus constituant la capture accessoire sont rejetés parce qu'ils sont trop petits, abîmés ou simplement peu valorisables commercialement. Bien que rare, il arrive également qu'une capture soit rejetée pour des raisons de cuve pleine c'est-à-dire de manque de place pour le stockage. Les résultats d'analyse des données de l'océan Indien montrent que les senneurs espagnols produisent annuellement entre 30% et 50% de captures accessoires de plus que celles produites par leurs homologues français (Voir chapitre 5).

Les analyses effectuées durant cette thèse ont montré que les précisions sur les estimations dépendaient du taux de couverture des données observateurs mais aussi des caractéristiques des espèces, en particulier de leur pourcentage d'occurrence. Il a été montré par exemple qu'avec 10% de taux de couverture, l'on parvenait au mieux à des erreurs relatives de 40% à 50% sur l'estimation des captures accessoires par espèce. Les précisions sur les estimations des espèces rares sont assez mauvaises pour des faibles niveaux de couverture. Les résultats de l'étude sur la précision des estimations ont permis de remettre en cause le taux de couverture cible de 10% du programme observateur en cours. Ce taux de couverture a été estimé insuffisant pour évaluer les captures accessoires de la pêcherie avec une précision relativement acceptable, notamment pour les espèces rares comme les tortues, les raies et les requins.

Les prises accessoires peuvent être estimées à l'échelle de la calée qui est l'unité d'observation comme à l'échelle de la marée qui est l'unité statistique primaire et l'unité d'échantillonnage. L'analyse comparative des méthodes d'estimation a révélé que les approches d'estimation par les modèles de mélange étaient les plus adéquates pour l'estimation des prises accessoires et pour la détermination des caractéristiques des captures accessoires. Ces modèles permettent par exemple de produire des prédictions à l'échelle de la calée. Toutefois, les approches simples telles que les méthodes d'estimation par le ratio ou par la moyenne sont suffisantes pour estimer les captures accessoires de la pêcherie thonière tropicale à la senne.

L'étude de mesures de gestion des prises accessoires a permis d'illustrer le fait

que les fermetures spatio-temporelles parfois imposées aux pêcheurs n'étaient pas forcément la solution la plus adéquate pour la gestion des captures accessoires de cette pêcherie, y compris lorsque la réduction des prises accessoires était l'objectif principal. Dans le cas la pêcherie thonière à la senne, la sélection des coups de senne c'est-à-dire le ciblage des gros bancs de thons se présente comme une solution alternative et moins contraignante pour la réduction des captures accessoires. La réduction de l'effort de pêche est le principal but de la sélection des coups de senne. Le cas du faux-poisson a permis de montrer qu'une autre option de gestion des captures accessoires est celui qui consiste à en faire bon usage en évitant de les rejeter car ces captures accessoires constituent bien souvent une source de protéine animale non négligeable pour certains pays côtiers d'Afrique.

7.2 Limites du travail

Le travail réalisé au cours de cette thèse a été basé sur des approches volontairement simples et pratiques. Ce choix a supposé des simplifications et approximations sur lesquelles il est nécessaire de revenir.

7.2.1 Prétraitement des données, hypothèses et choix

Comme dans toutes les pêcheries, les données de livres de bord des thoniers senneurs tropicaux sont les déclarations des pêcheurs. Le caractère obligatoire du remplissage du livre de bord et la confiance accordée aux pêcheurs ne doivent pas cacher les possibilités de fausses déclarations (sous-estimation, surestimation, positions des activités, etc.). Néanmoins, dans le cas de la pêcherie thonière, les données de livre de bord en l'occurrence les captures et la composition spécifique des thons majeurs sont corrigées à partir des pesées de débarquements et des échantillonnages de tailles effectués dans les ports de débarquement. De même, certains outils technologiques permettent aujourd'hui de corriger certaines erreurs ou fausses déclarations. Par exemple, il est possible de reconstituer les trajectoires des bateaux à l'aide des données VMS. Cependant, les cas de remplissage unique et journalier du livre de bord ont constitué une difficulté dans l'utilisation des données de la pêcherie, nous obligeant à faire certaines hypothèses. En effet, il arrive que plusieurs coups de senne soient référencés par une observation unique dans le livre de bord. Nous avons considéré dans un tel cas les mêmes caractéristiques (position, mode de pêche, heure de pêche, ...) pour chacune des calées référencées par cette observation. Ce choix reste bien évidemment discutable, notamment lorsqu'on sait que le mode de pêche est un attribut primordial d'une calée. Mais, le nombre de cas faisant état de remplissage unique journalier du livre de bord représente moins

de 2% des observations dans les données des océans Indien et Atlantique. Aussi avons-nous choisi dès le départ de la thèse de supprimer les observations ayant des données manquantes notamment lorsque le mode de pêche était indéterminé. La classification en banc libre ou banc objet des calées indéterminées aurait pu se faire par des méthodes de classification mais nous n'avons pas jugé utile d'amorcer une telle démarche dans le cadre de cette thèse [1].

Les observateurs rapportent des nombres ou des poids totaux des captures associées à des tailles ou poids moyens en fonction du contexte. Nous avons donc dû appliquer des paramètres de relation taille-poids pour la conversion en poids ou en nombre selon les cas (voir annexe B). Ces paramètres provenaient des documents scientifiques produits à l'issue des programmes observateurs précédents ou encore de fishbase (`www.fishbase.org`). L'étape de conversion de poids en nombre (ou inversement) a potentiellement induit des erreurs sur les valeurs utilisées par la suite dans les analyses. Les impacts induits par ce type d'erreurs sont difficillement quantifiables. Malgré tout, une importante procédure d'épuration et de validation des données et de ces paramètres a été mise en place, permettant d'éliminer les erreurs potentielles afin d'assurer une base de données fiable pour les analyses.

Les captures accessoires ont été volontairement estimées de façon globale ou par groupes taxonomiques. Nous avons ainsi sept groupes d'espèces dans les prises accessoires : les thonidés, les poissons porte-épée, les autres téléostéens, les requins, les tortues, les raies, les cétacés. Ces groupes spécifiques sont ainsi définis dans la pêcherie, en particulier dans les anciens programmes observateurs. Ce sont des regroupements basés sur l'appartenance taxonomique des espèces et caractérisés notamment par des traits de vie plus ou moins homogènes. Nous avons adopté cette catégorisation dès le début de la thèse mais ce choix reste bien évidemment discutable d'un point de vue purement statistique qui est celui de l'estimation. Des analyses plus poussées de classification auraient peut-être pu aider à définir des groupes plus homogènes ayant d'autres caractéristiques communes, comme le comportement, les proies, les prédacteurs, etc. Les facteurs caractérisant les prises accessoires ou les différents groupes sont certainement portés par les quelques individus les plus abondants et/ou les plus occurrents.
Par ailleurs, nous n'avons pas pu aller aussi loin que désiré dans les analyses par espèces, notamment pour les espèces vulnérables et/ou sensibles prises accidentellement par les thoniers senneurs.

1. Ce sujet est abordé dans la thèse de Edgar TORRES-IRINEO en cours au sein de l'UMR EME 212

7.2.2 Analyses statistiques

Les résultats présentés dans cette thèse sont valides sous conditions des hypothèses spécifiques à chacune des analyses effectuées lors de ce travail. Les premières estimations effectuées à partir de la méthode des ratios étaient basées sur des hypothèses de forte proportionnalité entre les captures accessoires et les débarquements de thons majeurs utilisés comme variables auxiliaires. C'est une hypothèse qui est peu vérifiée à l'échelle de la calée contrairement à l'échelle de la marée, notamment lorsque l'on introduit une post-stratification des données. Nous avons également utilisé dans certains cas, des stratifications à posteriori qui ne se sont pas avérées finalement plus pertinentes car ne modifiant pas significativement les résultats d'estimation globale.

Les analyses effectuées dans cette thèse ont été conduites à partir d'outils de régression de type GLM et GAM dans un cadre statistique classique. L'application d'autres modèles et approches statistiques pour l'estimation des captures accessoires auraient pu permettre d'apprendre un peu plus sur les caractéristiques des captures accessoires. Par exemple les approches géostatistiques auraient pu aider à mieux expliquer les structures spatiales des captures accessoires de la pêcherie.

Les analyses relatives à l'estimation des captures accessoires ont été surtout menées dans un objectif d'extrapolation. Or la méthode d'extrapolation nécessite que les variables auxiliaires et variables explicatives utilisées dans les modèles soient disponibles dans les livres de bord. C'est une contrainte importante à prendre en compte au moment de l'ajustement des modèles d'estimation. Le respect de cette contrainte a entraîné l'impossibilité de considérer d'autres variables environnementales ou physiques potentiellement intéressantes comme la température de surface, la vitesse du courant ou encore la concentration en chlorophylle A, qui auraient pu permettre d'apprendre un peu plus sur les facteurs caractérisant les prises accessoires.

7.3 Perspectives

7.3.1 Applications statistiques

Les variables auxiliaires usuellement utilisées dans l'approche d'estimation par le ratio sont le débarquement de thons majeurs et l'effort de pêche (exprimé en nombre de calées dans cette étude). Il serait intéressant d'explorer d'autres variables

auxiliaires telles que l'effort de pêche exprimé en nombre de jours de mer, en temps de recherche ou encore le débarquement d'albacore ou de listao selon le mode de pêche. Aussi, de futures études, portant par exemple sur l'écologie de certaines espèces accessoires, pourraient considérer d'autres variables environnementales ou physiques afin d'apporter des résultats complémentaires à ceux obtenus dans cette thèse. Il serait également intéressant, dans des analyses futures, de considérer d'autres zones de fermetures spatio-temporelles, même discontinues afin d'apporter des résultats complémentaires à ceux obtenus dans l'étude de l'effet d'une fermeture spatiale sur les prises accesoires et les prises commerciales de thons majeurs. Le cadre bayésien pourrait-être envisagé pour la modélisation de processus écologiques plus complexes à partir des données collectées par les observateurs embarqués.

7.3.2 Amélioration de la collecte des données observateurs

Les données observateurs collectées à bord des senneurs espagnols depuis 2003 et français depuis 2005 constituent incontestablement une source d'informations fines et de bonne qualité permettant d'améliorer les connaissances sur la pêcherie thonière tropicale à la senne. Ces données sont acquises suivant un schéma d'échantillonnage spécifique et des formulaires adaptés à l'activité de pêche. Les techniques et outils de collecte de ces données observateurs évoluent avec le temps depuis plusieurs années. Toutefois, le système reste encore à améliorer pour rendre plus fiables les données observateurs. De nombreuses réflexions autour des possibilités de collecte de données par des systèmes électroniques (vidéo) sont actuellement en cours de maturation au sein des instituts en charge de ces programmes observateurs. Les premiers tests de systèmes électroniques de collecte de données sont d'ailleurs en cours sur des bateaux français et espagnols (Chavance P., *comm. pers.*).

Nous pensons néanmoins que le niveau de professionnalisation des observateurs est un point faible du programme observateur actuel. En effet, les observateurs sont recrutés dans le cadre de contrats à durée déterminée (souvent pour une marée) et de façon générale le programme de formation avant embarquement s'étale sur une semaine seulement. C'est donc une formation à la fois dense et courte qui n'assure certainement pas une aptitude maximale aux observateurs, du moins pour la reconnaissance des espèces et l'estimation quantitative visuelle. Dans beaucoup de pêcheries nord-américaines par exemple, les observateurs sont des professionnels qui ont de solides compétences pour la collecte des données en mer. Il existe même une conférence internationale des professionnels des systèmes d'observation en mer (`www.ifomc.com/home.php`). Mais à notre connaissance, la profession d'observateurs en mer n'existe pas en France, obligeant donc les instituts

de recherche à se contenter de services d'observateurs quelquefois peu expérimentés. Nous pensons qu'une solution à court voire moyen terme serait de penser à des mesures de fidélisation des observateurs en mer.

La mise en place d'un programme observateur répond en général à des objectifs de collecte d'informations indisponibles par ailleurs. Il semble donc évident que les données observateurs devraient permettre au minimum de rendre compte de tout ce qui n'est pas déclaré dans les livres de bord. Par exemple, toutes les captures accessoires rejetées ou conservées de la pêcherie devraient être rapportées dans les données observateurs. Or l'analyse des données de faux-poisson montre que les prises accessoires conservées puis débarquées au port d'Abidjan sont dix fois plus élevées que les estimations de prises accessoires conservées obtenues à partir de l'analyse des données observateurs. Il a été constaté une très forte sous-estimation des prises de petits individus de thons majeurs dans les données observateurs (voir section 3.1, page 41 et section 6.3, page 121). A ce niveau, la faiblesse du programme DCR actuel vient du fait que l'observateur n'est pas tenu de s'occuper des thons majeurs mis en cuve. Or, cette composante de la capture comprend également les petits individus qui sont sous déclarés dans les livres de bord par les pêcheurs. Le problème est surtout d'actualité dans l'océan Atlantique où il existe le marché du faux-poisson alors que les prises accessoires sont surtout rejetées dans l'océan Indien. Les nouveaux formulaires de collecte de données tiennent compte désormais de ce problème et les observateurs fournissent dorénavant une estimation de cette composante de thons majeurs qui se retrouvera sur le marché du faux-poisson. Des analyses futures seront donc nécessaires pour comparer les estimations obtenues à partir des deux systèmes de collecte de données. Il est évident que des réaménagements même minimes au niveau des formulaires de collecte de données peuvent entraîner des changements importants dans le système de gestion de base de données qui est déjà bien rodé. Cela est souvent contraignant pour les gestionnaires aussi bien sur le plan financier et/ou technique mais demeure un mal nécessaire si l'on veut atteindre les objectifs de qualité dans lesquels s'inscrivent les instituts responsables de ces programmes, notamment l'IRD.

7.3.3 Financement du programme observateur

Introduction d'une taxe sur le faux-poisson

Le niveau de couverture cible de 10% du programme observateur actuel s'avère insuffisant pour estimer avec précision les prises accessoires et les rejets de la pêcherie, en particulier si l'on s'intéresse à des espèces rares telles que les tortues, certains requins et raies. La question du financement d'un tel programme est sou-

vent avancée comme principale contrainte pour réhausser significativement le niveau de couverture. Nous proposons d'utiliser une partie de la vente du faux-poisson pour financer un taux de couverture supplémentaire. Le succès d'une telle action dépendra cependant de deux conditions principales :

1. **Interdiction des rejets**. De notre point de vue, la pratique de rejets est inacceptable, encore plus dans un contexte de très forte demande en protéines animales tel que celui de la sous région ouest africaine. Le faux-poisson d'Abidjan est forcément un phénomène socialement acceptable, économiquement viable et dont les effets sur la conservation des ressources équivalent probablement à ceux qu'induirait le rejet de cette composante de la capture conservée. Cette proposition ne concerne pas les espèces pouvant être rejetées vivantes, notamment les tortues, les requins, raies et cétacés.
2. **Embarquement d'observateur sur tous les bateaux**. L'interdiction des rejets à des fins de conservation ne saurait être efficace que si elle est accompagnée d'un système de surveillance opérationnel. Nous pensons que la mise à bord d'observateurs sur tous les bateaux de la pêcherie reste la solution la plus simple et efficace pour surveiller et aussi rapporter les prélèvements totaux des thoniers senneurs. C'est une mesure efficace déjà mise en œuvre dans certaines pêcheries. Par exemple, il existe des observateurs à bord de tous les senneurs exerçant dans l'océan Pacifique Est depuis maintenant deux décennies pour rendre compte de l'activité des pêcheurs, en particulier de son interaction avec les dauphins.

Ainsi, une partie de la vente du faux-poisson pourrait financer les salaires des observateurs. Il s'agira donc de mettre en place un système de pénalité qui sera fonction de la proportion que représentent les quantités de faux-poisson par rapport au débarquement de thons majeurs. Nous suggérons une analyse plus poussée à partir des connaissances que l'on a des données du faux-poisson et de celles que l'on pourrait collecter sur les marchés locaux pour établir ces taux de pénalisation. Le tableau 7.1 est un exemple de tableau de référence que devraient fournir ces analyses. L'objectif d'une telle mesure est de décourager autant que possible des pratiques non durables afin de réduire les effets pervers induits par le faux-poisson. Car selon nous, les pêcheurs devraient tirer des profits relativement modestes du faux-poisson pour ne pas qu'ils soient incités à en produire davantage.

Ainsi, bien qu'il faille tolérer la valorisation des rejets notamment des téléostéens (y compris les juvéniles de thons majeurs), il faut absolument éviter le fait qu'une partie des débarquements des thoniers senneurs soit non déclarée. Cela revient donc à ne pas accepter le caractère « mafieux » du faux-poisson qui contribue de surcroît

à des systèmes informels souvent inféodés à la corruption déjà assez forte dans ces pays côtiers. Cette proposition de financement des programmes observateurs est directement applicable dans l'océan Atlantique où existe le problème du faux-poisson. Un tel marché existe déjà à Madagascar, certes dans une moindre ampleur mais pourrait évoluer rapidement.

Tableau 7.1 – Exemple de tableau à établir pour servir de référence à un système de pénalisation dans le cadre de la limitation des quantités de faux-poisson

Proportion $\frac{Faux-poisson}{Thons\ majeurs}$	Taux de pénalisation
$\leq$ 1%	10%
$\succ$ 1% et $\leq$ 3%	25%
$\succ$ 3% et $\leq$ 10%	50%
$\succ$ 10% et $\leq$ 20%	60%
$\succ$ 20%	80%

Selon les dernières estimations, la quantité débarquée de faux-poisson au port d'Abidjan par la flottille européenne est d'environ 4500 tonnes par an dans l'océan Atlantique. Ce qui correspond à environ 3% des débarquements de thons majeurs qui sont eux, estimés à environ 150000 tonnes annuellement. Si nous nous référons au tableau 7.1, le taux de pénalisation serait de 25%. Ce qui revient à dire qu'environ 1125 tonnes (4500 tonnes*0.25) serait mis à la disposition du financement du programme observateur. Ces 1125 tonnes de poissons correspondent à une valeur de 281250€ si l'on considère un prix minimal de 0.25€ [2] par kilogramme pour le faux-poisson.
Or, le coût moyen des prestations de collecte de données observateurs est actuellement d'environ 200€/jour de mer soit environ 9000€/marée observée. L'argent que produirait la taxe sur le faux-poisson permettrait donc de financer plus de 30 marées supplémentaires soit 20% de taux de couverture supplémentaire par an. Mais des efforts supplémentaires permettraient de réduire les coûts d'observations.

Emploi d'observateurs locaux

Le programme observateur actuel a un coût estimé à environ 200 euros par jour d'observation. Ce coût moyen prend en compte toutes les charges liées aux services rendus par les prestataires de services (Oceanic Développement pour les données françaises) y compris les salaires des observateurs et les frais de déplacement vers les ports d'embarquement. Nous suggérons l'emploi d'observateurs locaux

2. C'est un prix minimal fixé subjectivement mais qui reste largement en déça du prix actuel du kilogramme de thon majeur destiné aux conserveries qui est entre 1-2€/kg.

dans les pays d'embarquements ou pays environnants. Il faut rappeler que jusqu'à présent, les échantillonnages de tailles et autres mensurations relatives aux thons de tailles commerciales sont effectués dans les ports de débarquements (Abidjan [Côte d'Ivoire], Dakar [Sénégal], Victoria [Seychelles], Diego [Madagascar], ...) par des équipes locales. Nous pensons que l'emploi d'observateurs locaux permettrait de réduire significativement les coûts d'observation et donc d'augmenter le taux de couverture des données observateurs. Cette stratégie permettrait également d'accentuer la collaboration nord-sud et aussi de réduire l'impact carbone résultant présentement des voyages des observateurs vers les ports de départ.

En conclusion, les programmes observateurs sont souvent mis en place sans les connaissances suffisantes préalables sur les données à collecter pour atteindre les objectifs récherchés. Dès lors, des questions importantes telles que la précision des estimations produites à partir des données observateurs ou encore les possibilités de retour sur les objectifs initiaux sont regulièrement ignorées parce que les programmes observateurs sont souvent établis à des fins politiques, de mise en conformité et/ou de certification. Mais dans le cas de la PTTES, les diverses expériences acquises à travers les programmes observateurs précédents et l'étroite collaboration entre les instituts français et espagnols depuis des décennies, ont constitué une expérience indiscutable pour la mise en œuvre du programme observateur actuel. Cette expérience se traduit entre autres par une coordination commune et efficace des programmes observateurs et des outils de gestion des bases de données. Elle se traduit également par un ensemble de questions thématiques et/ou scientifiques comme celles abordées dans cette thèse.

L'étude a porté sur des questions d'estimations, de caractérisation et de gestion des captures accessoires de la pêcherie thonière tropicale européenne à la senne, exerçant dans les océans Atlantique et Indien. Ces captures accessoires sont caractérisées par une diversité d'espèces non ciblées et de petits individus de thons majeurs. Cette composante de la capture, estimée à partir des données d'observateurs embarqués, représente moins de 10% des débarquements de thons majeurs. Mais, bien que quantitativement restreinte en pourcentage, en comparaison à d'autres pêcheries industrielles, les tonnages en jeu sont conséquents ($\approx$ 20000 tonnes, si l'on inclut uniquement le faux-poisson d'Abidjan).

La capture accessoire est inhérente à l'activité de pêche comme les captures d'espèces cibles faisant l'objet d'évaluation. Le phénomène de capture accessoire

demeurera certainement encore longtemps dans les pêcheries. Mais la capture accessoire, vue comme une part du prélèvement total n'est pas une fin en soi. Il faut cependant la gérer comme l'ensemble de la capture selon des plans de gestion durable des pêches. Car au-delà de toutes les techniques de sélectivité des engins de pêche et des moyens de valorisation des rejets se situe la nécessité d'une évaluation des prélèvements totaux effectués par chaque pêcherie (Garcia *et al.*, 2012).

A défaut d'obtenir des déclarations de prélèvement par espèce dans les livres de bord, les données observateurs demeurent la solution pour l'acquisition d'informations sur les captures accessoires. Les programmes observateurs doivent donc s'inscrire avant tout dans un cadre de collecte d'informations fines nécessaires à une gestion durable des pêches. Il semble donc être un mal nécessaire que de les ajuster constamment voire de pouvoir revenir si nécessaire sur certains objectifs initiaux.

La fourniture de données relatives aux captures accessoires et aux quantités de rejets sont certainement les priorités actuelles du programme observateur DCF. Cela passe bien évidemment par l'utilisation de méthodes statistiques à la fois simples, pratiques et robustes. D'autres méthodes statistiques que celles explorées durant cette thèse pourraient certainement apporter un nouveau regard sur les résultats obtenus. Mais il nous semble essentiel voire indispensable de mettre la priorité sur la quantité et la qualité des données observateurs.

Bibliographie

Abbott, J. et Wilen, J. (2009). Regulation of fisheries bycatch with common-pool output quotas. *Journal of Environmental Economics and Management*, 57(2):195–204.

Agnew, D., Pearce, J., Pramod, G., Peatman, T., Watson, R., Beddington, J. et Pitcher, T. (2009). Estimating the worldwide extent of illegal fishing. *PLoS One*, 4(2):e4570.

Alverson, D., Freeberg, M., Murawski, S. et Pope, J. (1994). *A global assessment of fisheries bycatch and discards*. Numéro 339.

Amandè, M., Ariz, J., Chassot, E., Chavance, P., Delgado De Molina, A., Gaertner, D., Murua, H., Pianet, R. et Ruiz, J. (2008). By-cactch and discards of the european purse seine tuna fishery in the indian ocean. estimation and characteristics for the 2003-2007 period. *IOTC-2008-WPEB-12*.

Amandè, M., Ariz, J., Chassot, E., Delgado De Molina, A., Gaertner, D., Murua, H., Pianet, R., Ruiz, J. et Chavance, P. (2010). Bycatch of the European purse seine tuna fishery in the Atlantic Ocean for the 2003 - 2007 period. *Aquatic Living Resources*, 23:353–362.

Ambrose, E., Solarin, B., Isebor, C. et Williams, A. (2005). Assessment of fish by-catch species from coastal artisanal shrimp beam trawl fisheries in nigeria. *Fisheries Research*, 71(1):125–132.

Amon Kothias, J., Alain, H. et Bard, F. (1994). Update of quantities of minor tunas (auxis, euthynnus) and small tunas (skipjack, yellowfin, bigeye) landed as market fish in abidjan, 1981-1993. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 42:377–380.

Amon Kothias, J., Alain, H. et Bard, F. (1996). Mise à jour des quantités de « faux poissons » débarqués par les senneurs à abidjan. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 45(3):227–228.

Ancelet, S. (2008). *Exploiter l'approche hiérarchique bayésienne pour la modélisation statistique de structures spatiales : Application en écologie des populations*. Thèse de doctorat, Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'environnement (Agro Paris Tech).

Ancelet, S., Etienne, M.-P., Benoît, H. et Parent, E. (2010). Modelling spatial zero-inflated continuous data with an exponentially compound poisson process. *Environmental and Ecological Statistics*, 17:347–376.

Ault, J., Bohnsack, J., Smith, S. et Luo, J. (2005). Towards sustainable multispecies fisheries in the florida, usa, coral reef ecosystem. *Bulletin of Marine Science*, 76(2):595–622.

Babcock, E., Pikitch, E. et Hudson, C. (2003). How much observer coverage is enough to adequately estimate bycatch ? *Pew Institute for Ocean Science. Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science. University of Miami.*

Bard, F. et Amon Kothias, J. (1985). Evaluation des débarquements de thonidés mineurs et istiophoridés au port d'abidjan, 1981-1984. *Rec. Doc. Sci. ICCAT*, 45(23):333–336.

Bard, F. et Amon Kothias, J. (1993). Une conséquence inattendue de la pêche thonière sous épave artificielle : l'accroissement des ventes de thonidés mineurs à abidjan. *Rec. Doc. Sci. ICCAT*, 40(23):399–400.

Barry, S. et Welsh, A. (2002). Generalized additive modelling and zero inflated count data. *Ecological Modelling*, 157(2-3):179–188.

Benoît, H. et Allard, J. (2009). Can the data from at-sea observer surveys be used to make general inferences about catch composition and discards ? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 66(12):2025–2039.

Bianchi, G., Gislason, H., Graham, K., Hill, L., Jin, X., Koranteng, K., Manickchand-Heileman, S., Paya, I., Sainsbury, K., Sanchez, F. et Zwanenburg, K. (2000). Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. *ICES Journal of Marine Science : Journal du Conseil*, 57(3):558–571.

Böhning, D., Dietz, E., Schlattmann, P., Mendonça, L. et Kirchner, U. (1999). The zero-inflated poisson model and the decayed, missing and filled teeth index in dental epidemiology. *Journal of the Royal Statistical Society : Series A (Statistics in Society)*, 162(2):195–209.

Borges, L., Zuur, A., Rogan, E. et Officer, R. (2005). Choosing the best sampling unit and auxiliary variable for discards estimations. *Fisheries Research*, 75(1-3):29–39.

Branch, T., Jensen, O., Ricard, D., Ye, Y. et Hilborn, R. (2011). Contrasting global trends in marine fishery status obtained from catches and from stock assessments. *Conservation Biology*, 25:777–786.

Breslow, N. (1990). Tests of hypotheses in overdispersed poisson regression and other quasi-likelihood models. *Journal of the American Statistical Association*, 85(410):565–571.

Chassot, E., Dewals, P., Floch, L., Lucas, V., Morales-Vargas, M. et Kaplan, D. (2010a). Analysis of the effects of somali piracy on the european tuna purse seine fisheries of the indian ocean. *IOTC 2010 SC-09*.

Chassot, E., Floch, L., Dewals, P., Fonteneau, V. et Pianet, R. (2010b). Statistics of the french purse seine fleet targeting tropical tunas in the indian ocean (1991-2009). *IOTC-2010-WPTT-12*, page 31.

Chassot, E., Floch, L., Dewals, P., Pianet, R. et Chavance, P. (2011). Statistics of the french purse seine fleet targeting tropical tunas in the indian ocean (1991-2010). *IOTC-2011-WPTT-13-20*, page 31.

Chavance, P., Amon Kothias, J., Dewals, P., Pianet, R., Amandè, M.J., D. A. et Djoh, A. (2011). Statistics on tuna surface fishery's bycatch landed in abidjan, côte d'ivoire, for the 1982-2009 period. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 66:2104–2112.

Clucas, I. (1997). A study of the options for utilization of bycatch and discards from marine capture fisheries. *FAO fisheries circular*.

Cochran, W. (1977). *Sampling techniques*. Wiley series in probability and mathematical statistics, New York.

Coleman, F., Figueira, W., Ueland, J. et Crowder, L. (2004). The impact of united states recreational fisheries on marine fish populations. *Science*, 305(5692): 1958.

Cox, D. (1983). Some remarks on overdispersion. *Biometrika*, 70(1):269–274.

Crowder, L. et Murawski, S. (1998). Fisheries bycatch : Implications for management. *Fisheries Management*, 23:8–17.

Davies, R., Cripps, S., Nickson, A. et Porter, G. (2009). Defining and estimating global marine fisheries bycatch. *Marine Policy*, 33(4):661–672.

Davis, M. (2002). Key principles for understanding fish bycatch discard mortality. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59(11):1834–1843.

Dempster, T. et Taquet, M. (2004). Fish aggregation device (fad) research : gaps in current knowledge and future directions for ecological studies. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 14(1):21–42.

Diamond, S. (2004). Bycatch quotas in the gulf of mexico shrimp trawl fishery : can they work ? *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 14:207–237.

Dulvy, N., Sadovy, Y. et Reynolds, J. (2003). Extinction vulnerability in marine populations. *Fish and Fisheries*, 4(1):25–64.

FAO (1995). *Code de conduite pour une pêche responsable*. Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture, Rome.

FAO (2003). *Rapport de la Consultation d'experts sur la gestion des pêches axée sur les écosystèmes. Reykjavik, Islande, 16-19 septembre 2002*. FAO, Rapport sur les pêches n°690, Rome.

FAO (2008). *Vue générale du secteur des pêches nationales : La république de Côte d'Ivoire*. Document FAO FID/CP/CIV.

FAO (2010a). *Rapport de la consultation technique pour l'élaboration de directives internationales sur la gestion des prises accessoires et la réduction des rejets en mer, Rome, 6-10 décembre 2010*. FAO, Rapport sur les pêches et l'aquaculture n°957, Rome.

FAO (2010b). *Situation mondiale des pêches et de l'aquaculture*. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome.

Fonteneau, A. (1991). Sea mounts and tuna in the tropical eastern atlantic. *Aquatic Living Resources*, 4(1):13–25.

Fonteneau, A. (2009). *Atlas des pêcheries thonières de l'océan altlantique*. IRD, Orstom.

Fonteneau, A. (2010). *Atlas des pêcheries thonières de l'océan Indien*. IRD, Orstom.

Fonteneau, A., Pallares, P. et Pianet, R. (2000). A worldwide review of purse seine fisheries on fads. *In* Le Gall, J., Cayré, P. et Taquet, M., éditeurs : *Pêche thonière et dispositifs de concentration de poissons : Colloque Caraïbe-Martinique,*

Trois-Ilets, 15-19 octobre 1999. Institut de recherche pour le développement, Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer, Ecole national supérieure agronomique de Rennes, page 684 p.

Gaertner, D., Ménard, F., Develter, C., Ariz, J. et Delgado de Molina, A. (2002). Bycatch of billfishes by the european tuna purse-seine fishery in the atlantic ocean. *Fish. Bull*, 100(4):683–689.

Garcia, S., Kolding, J., Rice, J., Rochet, M.-J., Zhou, S., Arimoto, T., Beyer, J., Borges, L., Bundy, A., Dunn, D., Fulton, E., Hall, M., Heino, M., Law, R., Makino, M., Rijnsdorp, A., Simard, F. et Smith, A. (2012). Reconsidering the consequences of selective fisheries. *Science*, 335(6072):1045–1047.

Garcia, S., Zerbi, A., Aliaume, C., DO Chi, T. et Lasserre, G. (2003). *The ecosystem approach to fisheries. Issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook*. Numéro 443. FAO Fisheries Technical Paper.

Gelman, A. et Hill, J. (2007). *Data analysis using regression and multilevel/hierarchical models*. Cambridge.

Gilman, E. (2011). Bycatch governance and best practice mitigation technology in global tuna fisheries. *Marine Policy*, 35:590–609.

Goujon, M. et Labaisse-Bodilis, C. (2000). Effets des plans de protection des thonidés de l'atlantique 1998-1999 d'après les observations faites sur les thoniers senneurs gérés par les armements français. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 51(2): 651–669.

Goujon, M. et Labaisse-Bodilis, C. (2001). Effets des plans de protection des thonidés de l'atlantique depuis 1997 d'après les observations faites sur les thoniers senneurs gérés par les armements français. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 52(2): 575–589.

Gray, C., Larsen, R. et Kennelly, S. (2000). Use of transparent netting to improve size selectivity and reduce bycatch in fish seine nets. *Fisheries Research*, 45(2):155 – 166.

Hall, M. (1996). On bycatches. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 6(3):319–352.

Hall, M. (1998). An ecological view of the tuna-dolphin problem : impacts and trade-offs. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 8:1–34.

Hall, M. (1999). Estimating the ecological impacts of fisheries : What data are needed to estimate bycatches ? *In The International Conference on Integrated Fisheries Monitoring, Sydney, Australia, 1-5 February 1999*, pages 175–184. Food & Agriculture Organisation.

Hall, M., Alverson, D. et Metuzals, K. (2000). By-catch : problems and solutions. *Marine Pollution Bulletin*, 41(1-6):204–219.

Hall, M. et Boyer, S. (1986). Incidental mortality of dolphins in the eastern tropical pacific tuna fishery : description of a new method and estimation of 1984 mortality. *Report of the International Whaling Commission*, 36:375–381.

Hall, M., Campa, M. et Gómez, M. (2003). Solving the tuna-dolphin problem in the eastern pacific purse-seine fishery. *Ocean Yearbook*, 17:60–92.

Halpern, B., Walbridge, S., Selkoe, K., Kappel, C., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J., Casey, K., Ebert, C., Fox, H., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H., Madin, E., Perry, M., Selig, E., Spalding, M., Steneck, R. et R., W. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319(5865):948.

Harrington, J., Myers, R. et Rosenberg, A. (2005). Wasted fishery resources : discarded by-catch in the usa. *Fish and Fisheries*, 6(4):350–361.

Hastie, T., T. R. (1990). *Generalized Additive Models*. Chapman & Hall, London.

Hilborn, R., Branch, T., Ernst, B., Magnusson, A., Minte-Vera, C., Scheuerell, M. et Valero, J. L. (2003). State of the world's fisheries. *Annual Review of Environment and Resources*, 28:359–399.

ICCAT (2008). Rapport de la période biennale 2006-07, deuxième partie (2007) - vol. 2. Rapport technique, Commission Internationale pour la Conservation des Thonidés de l'Atlantique.

IOTC (2011). *Resolution 10/01 - For the conservation and management of tropical tunas stocks in the IOTC area of competence, 2011-10-17. IOTC CIRCULAR 2011/69*.

Jennings, S. et Kaiser, M. (1998). The effects of fishing on marine ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 34:203–302.

Kelleher, K. (2005). *Discards in the world's marine fisheries : an update*. FAO Fisheries Technical Paper, n° 470.

Kritzer, J. (2004). Effects of noncompliance on the success of alternative designs of marine protected-area networks for conservation and fisheries management. *Conservation Biology*, 18(4):1021–1031.

Lambert, D. (1992). Zero-inflated poisson regression, with an application to defects in manufacturing. *Technometrics*, pages 1–14.

Le Gall, J. (2000). Contribution des dcp fixes et derivants a l'accroissement de la puissance de peche des navires de peche thoniere. *In* Le Gall, J., Cayré, P. et Taquet, M., éditeurs : *Pêche thonière et dispositifs de concentration de poissons : Colloque Caraïbe-Martinique, Trois-Ilets, 15-19 octobre 1999. Institut de recherche pour le développement, Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer, Ecole national supérieure agronomique de Rennes*, page 684 p.

Lennert-Cody, C. (2001). Effects of sample size on bycatch estimation using systematic sampling and spatial post-stratification : summary of preliminary results. *In IOTC Proceedings WPDCS 01-09*, numéro 4, pages 48–53.

Lennert-Cody, C., Minami, M. et Hall, M. (2004). Incidental mortality of dolphins in the eastern pacific ocean purse-seine fishery : correlates and their spatial association. *Journal of Cetacean Research and Management*, 6(2):151–163.

Lewison, R., Crowder, L., Read, A. et Freeman, S. (2004a). Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Trends in Ecology and Evolution*, 19(11):598–604.

Lewison, R., Freeman, S. et Crowder, L. (2004b). Quantifying the effects of fisheries on threatened species : the impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles. *Ecology letters*, 7(3):221–231.

Liu, K.-M., Joung, S.-J. et Tsai, W.-P. (2009). Preliminary estimates of blue and mako sharks bycatch and cpue of the taiwanese longline fishery in the atlantic ocean. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 64:1703–1716.

Lotze, H., Lenihan, H., Bourque, B., Bradbury, R., Cooke, R., Kay, M., Kidwell, S., Kirby, M., Peterson, C. et Jackson, J. (2006). Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*, 312(5781):1806.

Maguire, J.-J., Sissenwine, M., Csirke, J., Grainger, R. et Garcia, S. (2006). *The state of world highly migratory, straddling and other high seas fishery resources and associated species.* FAO Fisheries Technical Paper, n° 495, Rome.

Majkowski, J. (2007). *Global fishery resources of tuna and tuna-like species.* FAO Fisheries Technical Paper, n° 483, Rome.

Martin, T., Wintle, B., Rhodes, J., Kuhnert, P., Field, S., Low-Choy, S., Tyre, A. et Possingham, H. (2005). Zero tolerance ecology : improving ecological inference by modelling the source of zero observations. *Ecology Letters*, 8(11):1235–1246.

Ménard, F., Fonteneau, A., Gaertner, D., Nordstrom, V., Stéquert, B. et Marchal, E. (2000). Exploitation of small tunas by a purse-seine fishery with fish aggregating devices and their feeding ecology in an eastern tropical atlantic ecosystem. *ICES Journal of Marine Science*, 57(3):525.

Minami, M., Lennert-Cody, C., Gao, W. et Román-Verdesoto, M. (2007). Modeling shark bycatch : the zero-inflated negative binomial regression model with smoothing. *Fisheries Research*, 84(2):210–221.

Miyake, M., Miyabe, N. et Nakano, H. (2004). *Historical trends of tuna catches in the world.* FAO Fisheries Technical Paper, n° 467, Rome.

Murua, H., Herrera, M., Fonteneau, A. et Marsac, F. (2011). Evaluation de l'actuelle fermeture spatio-temporelle et de ses alternatives par des *scenarii* de réduction des captures. *IOTC-2011-SC14-39.*

N'Da, K., Dédo, G. et Alain, H. (2007). Le débarquement des "faux thons" ou "faux poissons" au port de pêche d'abidjan : Phénomène en résurgence dans les données de l'iccat en côte d'ivoire. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 60(1):180–184.

Nunoo, F., Boateng, J., Ahulu, A., Agyekum, K. et Sumaila, U. (2009). When trash fish is treasure : The case of ghana in west africa. *Fisheries Research*, 96(2-3):167–172.

OECD (1997). Towards sustainable fisheries : economic aspects of the management of living marine resources. *OECD Paris.*

O'Neill, M. et Faddy, M. (2003). Use of binary and truncated negative binomial modelling in the analysis of recreational catch data. *Fisheries Research*, 60(2-3):471–477.

Pallarés, P. et Hallier, J. (1997). Analyse du schéma d'échantillonnage multi-spécifique des thonidés tropicaux. *DG-Pêche n° 95/37, 1995-1997.*

Pallarés, P., Nordstrom, V., Fonteneau, A., Delgado de Molina, A. et Ariz, J. (2003). Definition of criteria to identify fad and free school sets based on the

species composition and average weight of the samples from the indian ocean european fleet of purse seiners. *In IOTC Proceedings*, numéro 6, pages 256–263.

Pallarés, P. et Petit, C. (1998). Tropical tunas : new sampling and data processing strategy for estimating the composition of catches by species and sizes. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 48(2):230–246.

Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R. et Torres, F. (1998). Fishing down marine food webs. *Science*, 279(5352):860.

Perkins, P. et Edwards, E. (1996). A mixture model for estimating discarded bycatch from data with many zero observations : tuna discards in the eastern tropical pacific ocean. *Fishery Bulletin*, 94(2):330–340.

Pianet, R., Dewals, P., Lucas, V., Floch, L., Chassot, E. et Ariz, J. (2010). Statistics of the main purse seine fleets fishing in the indian ocean (1981-2009). *IOTC-2010-WPTT-13*, page 31.

Pianet, R., Nordström, V., Dewals, P., Delgado, A., Ariz, J., Saralde, R., Dédo, G. et Diatta, Y. (2008). Statistiques de la pêcherie thonière européenne et assimilée durant la période 1991-2006. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 62:289–314.

Pianet, R., Pallarés, P. et Petit, C. (2000). New sampling and data processing strategy for estimating the composition of catches by species and sizes in the european purse seine tropical tuna fisheries. *IOTC-WPDCS/2000/10*.

Pikitch, E., Santora, C., Babcock, E., Bakun, A., Bonfil, R., Conover, D., Dayton, P., Doukakis, P., Fluharty, D., Heneman, B., Houde, E., Link, J., Livingston, P., Mangel, M., McAllister, M., Pope, J. et Sainsbury, K. (2004). Ecosystem-based fishery management. *Science*, 305(5682):346–347.

Pinnegar, J., Jennings, S., O'brien, C. et Polunin, N. (2002). Long-term changes in the trophic level of the celtic sea fish community and fish market price distribution. *Journal of applied ecology*, 39(3):377–390.

R Development Core Team (2011). *R : A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0.

Rochet, M.-J. et Trenkel, V. (2005). Factors for the variability of discards : assumptions and field evidence. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62(1):224–235.

Romagny, B., Ménard, F., Dewals, P., Gaertner, D. et N'Goran, N. (2000). Le "faux-poisson" d'abidjan et la pêche sous dcp dérivants dans l'atlantique tropical est : circuit de commercialisation et rôle socio-économique. *In* Le Gall, J., Cayré, P. et Taquet, M., éditeurs : *Pêche thonière et dispositifs de concentration de poissons. Plouzané, IFREMER*, pages p. 634–652.

Romanov, E. (2002). Bycatch in the tuna purse-seine fisheries of the western indian ocean. *Fishery Bulletin*, 100(1).

Saporta, G. (2006). *Probabilités, analyse des données et statistique*. Technip.

Simpfendorfer, C., Hueter, R., Bergman, U. et Connett, S. (2002). Results of a fishery-independent survey for pelagic sharks in the western north atlantic, 1977-1994. *Fisheries Research*, 55(1-3):175–192.

Smith, T. (1983). Changes in size of three dolphin(*Stenella spp.*) populations in the eastern tropical pacific. *Fishery Bulletin*, 81(1):1–13.

Soykan, C., Moore, J., Zydelis, R., Crowder, L., Safina, C. et Lewison, R. (2008). Why study bycatch ? an introduction to the theme section on fisheries bycatch. *Endangered Species Research*, 5(2-3):91–102.

Stevens, J., Bonfil, R., Dulvy, N. et Walker, P. (2000). The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, 57(3):476–494.

Stratoudakis, Y., Fryer, R., Cook, R. et Pierce, G. (1999). Fish discarded from scottish demersal vessels : Estimators of total discards and annual estimates for targeted gadoids. *ICES Journal of Marine Science*, 56(5):592–605.

Stratoudakis, Y., Fryer, R., Cook, R., Pierce, G. et Coull, K. (2001). Fish bycatch and discarding in nephrops trawlers in the firth of clyde (west of scotland). *Aquatic Living Resources*, 14(5):283–291.

Stretta, J., Delgado de Molina, A., Ariz, J., Domalain, G. et Santana, J. (1997). Les espèces associées aux pêches thonières tropicales. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 46:250–254.

Thompson, S. (2002). *Sampling, second edition*. John Wiley & Sons.

Torres-Irineo, E., Gaertner, D., de Molina, A. et Ariz, J. (2011). Effects of time-area closure on tropical tuna purse-seine fleet dynamics through some fishery indicators. *Aquatic Living Resources*, 24(04):337–350.

Wackernagel, M. et Rees, W. (1996). *Our ecological footprint : reducing human impact on the earth*, volume 9. New Society Pub.

Walsh, W. et Kleiber, P. (2001). Generalized additive model and regression tree analyses of blue shark (prionace glauca) catch rates by the hawaii-based commercial longline fishery. *Fisheries Research*, 53(2):115–131.

Ward, P. et Myers, R. (2005). Shifts in open-ocean fish communities coinciding with the commencement of commercial fishing. *Ecology*, 86(4):835–847.

Watson, J., Essington, T., Lennert-Cody, C. et Hall, M. (2009). Trade-offs in the design of fishery closures : Management of silky shark bycatch in the eastern pacific ocean tuna fishery. *Conservation Biology*, 23(3):626–635.

Welsh, A., Cunningham, R., Donnelly, C. et Lindenmayer, D. (1996). Modelling the abundance of rare species : statistical models for counts with extra zeros. *Ecological Modelling*, 88(1-3):297–308.

Witherell, D. et Pautzke, C. (1997). A brief history of bycatch management measures for eastern bering sea groundfish fisheries. *Marine Fisheries Review*, 59:15–22.

Worm, B., Hilborn, R., Baum, J., Branch, T., Collie, J., Costello, C., Fogarty, M., Fulton, E., Hutchings, J., Jennings, S., Jensen, O., Lotze, H., Mace, P., McClanahan, T., Minto, C., Palumbi, S., Parma, A., Ricard, D., Rosenberg, A., R., W. et Zeller, D. (2009). Rebuilding global fisheries. *science*, 325(5940):578.

Ye, Y., Alsaffar, A. et Mohammed, H. (2000). Bycatch and discards of the kuwait shrimp fishery. *Fisheries Research*, 45(1):9–19.

Zeller, D. et Pauly, D. (2005). Good news, bad news : global fisheries discards are declining, but so are total catches. *Fish and Fisheries*, 6:156–159.

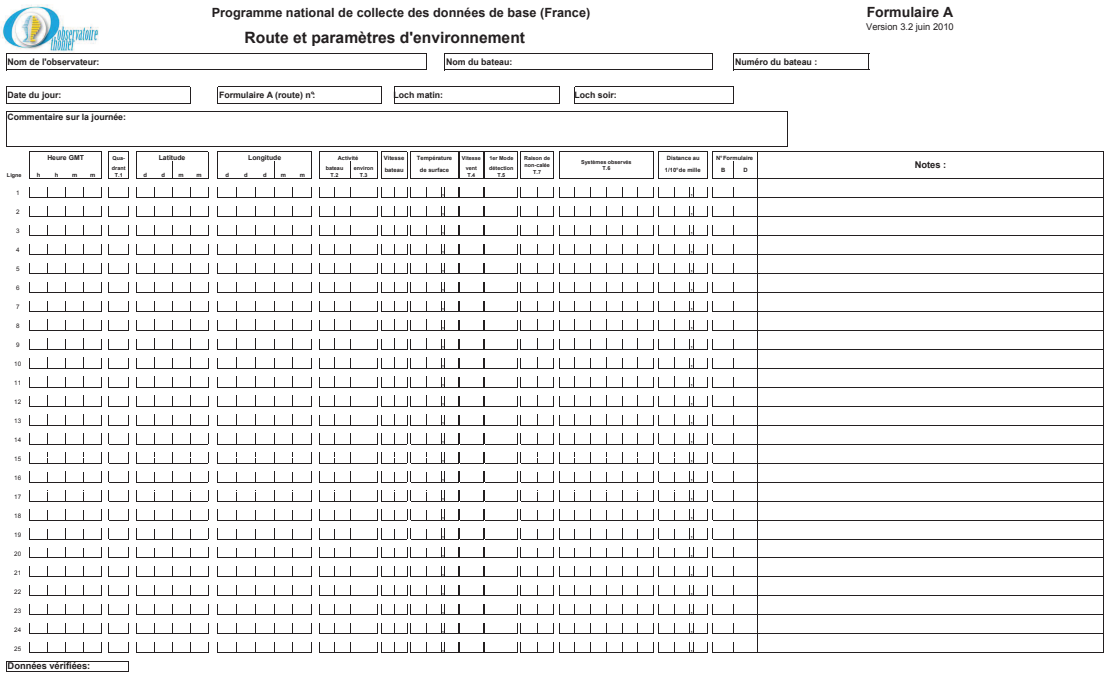
Zeller, D. et Reinert, J. (2004). Modelling spatial closures and fishing effort restrictions in the faroe islands marine ecosystem. *Ecological modelling*, 172(2-4):403–420.

Zuur, A., Ieno, E., Walker, N., Saveliev, A. et Smith, G. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer New York.

Annexes

Annexe A

Formulaires de collecte de données observateurs



Programme national de collecte des données de base (France)

Route et paramètres d'environnement

Formulaire A
Version 3.2 juin 2010

Nom de l'observateur: | Nom du bateau: | Numéro du bateau :

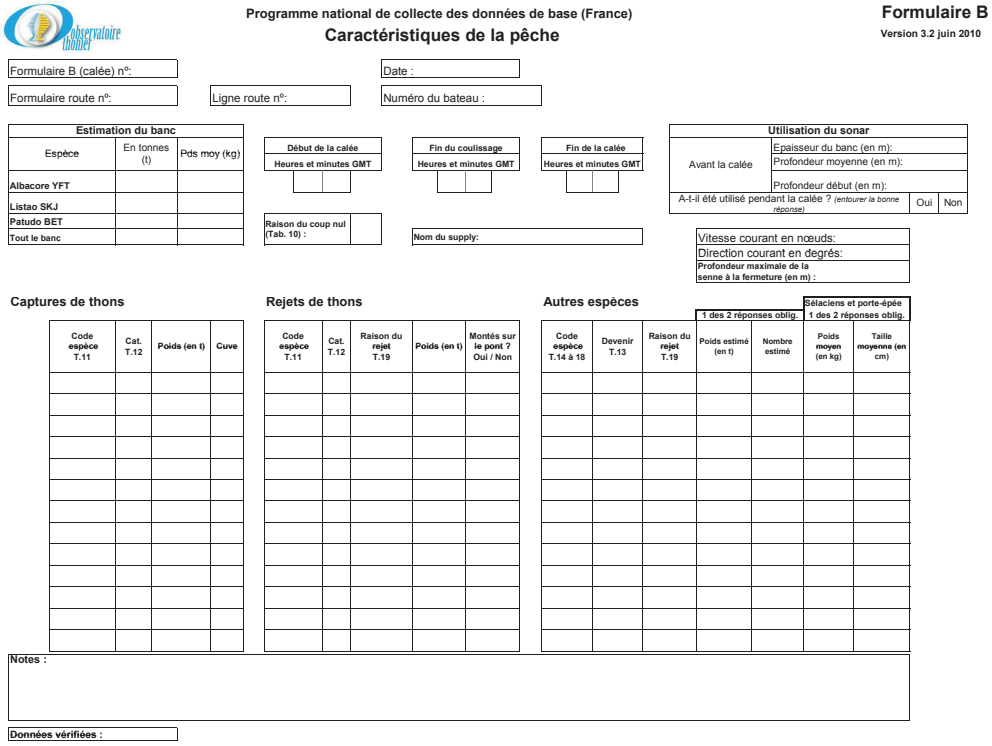
Date du jour: | Formulaire A (route) n°: | Loch matin: | Loch soir:

Commentaire sur la journée:

Ligne	Heure GMT h h m m	Quadrant T.1	Latitude d d m m	Longitude d d d m m	Activité bateau T.2	Activité environ T.3	Vitesse bateau	Température de surface	Vitesse vent T.4	1er Mode détection T.5	Raison de non-calée T.7	Systèmes observés T.6	Distance au 1/10e de mille	N° Formulaire B	N° Formulaire D	Notes :
1																
2																
3																
4																
5																
6																
7																
8																
9																
10																
11																
12																
13																
14																
15																
16																
17																
18																
19																
20																
21																
22																
23																
24																
25																

Données vérifiées:

Figure A.1 – Formulaire de route et paramètres d'environnement



Programme national de collecte des données de base (France)

Caractéristiques de la pêche

Formulaire B
Version 3.2 juin 2010

Formulaire B (calée) n°: | Date :

Formulaire route n°: | Ligne route n°: | Numéro du bateau :

Estimation du banc		
Espèce	En tonnes (t)	Pds moy (kg)
Albacore YFT		
Listao SKJ		
Patudo BET		
Tout le banc		

Début de la calée	Fin du coulissage	Fin de la calée
Heures et minutes GMT	Heures et minutes GMT	Heures et minutes GMT

Raison du coup nul (Tab. 10) :

Nom du supply:

Utilisation du sonar			
Avant la calée	Epaisseur du banc (en m):		
	Profondeur moyenne (en m):		
	Profondeur début (en m):		
A-t-il été utilisé pendant la calée ? *(entourer la bonne réponse)*		Oui	Non

Vitesse courant en nœuds:
Direction courant en degrés:
Profondeur maximale de la senne à la fermeture (en m) :

Captures de thons

Code espèce T.11	Cat. T.12	Poids (en t)	Cuve

Rejets de thons

Code espèce T.11	Cat. T.12	Raison du rejet T.19	Poids (en t)	Montés sur le pont ? Oui / Non

Autres espèces

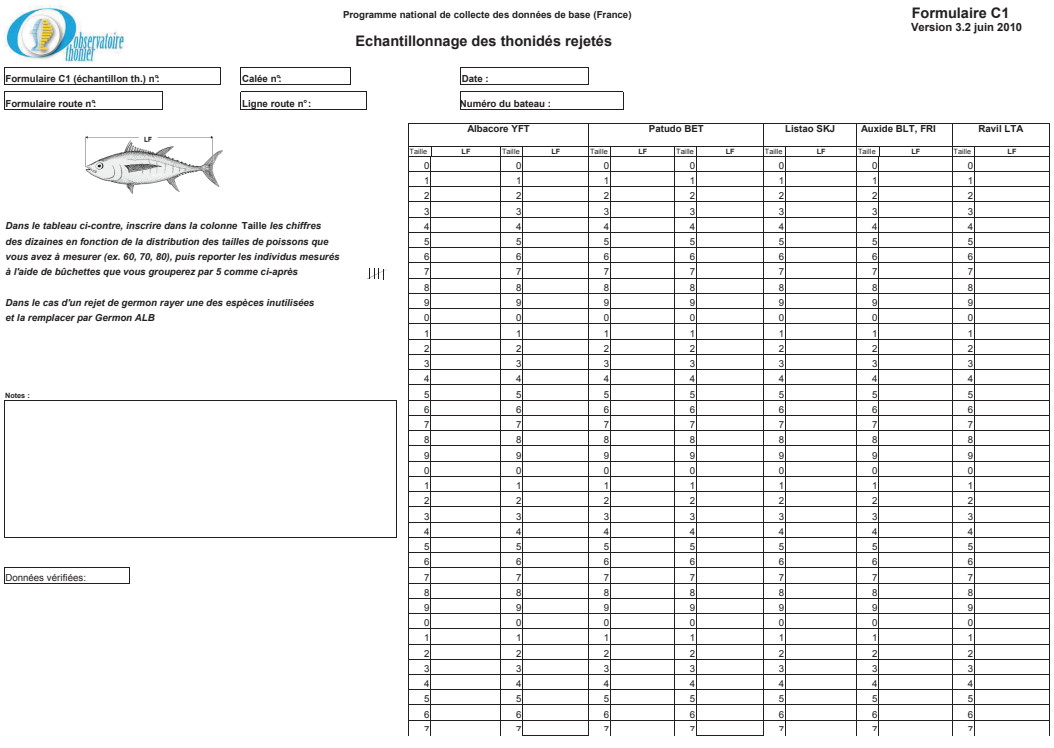
Sélaciens et porte-épée
1 des 2 réponses oblig. | 1 des 2 réponses oblig.

Code espèce T.14 à 18	Devenir T.13	Raison du rejet T.19	Poids estimé (en t)	Nombre estimé	Poids moyen (en kg)	Taille moyenne (en cm)

Notes :

Données vérifiées :

FIGURE A.2 – Formulaire de pêche



Programme national de collecte des données de base (France)

Echantillonnage des thonidés rejetés

Formulaire C1
Version 3.2 juin 2010

Formulaire C1 (échantillon th.) n°: | Calée n°: | Date :

Formulaire route n°: | Ligne route n°: | Numéro du bateau :

Dans le tableau ci-contre, inscrire dans la colonne **Taille** *les chiffres des dizaines en fonction de la distribution des tailles de poissons que vous avez à mesurer (ex. 60, 70, 80), puis reporter les individus mesurés à l'aide de bûchettes que vous grouperez par 5 comme ci-après*

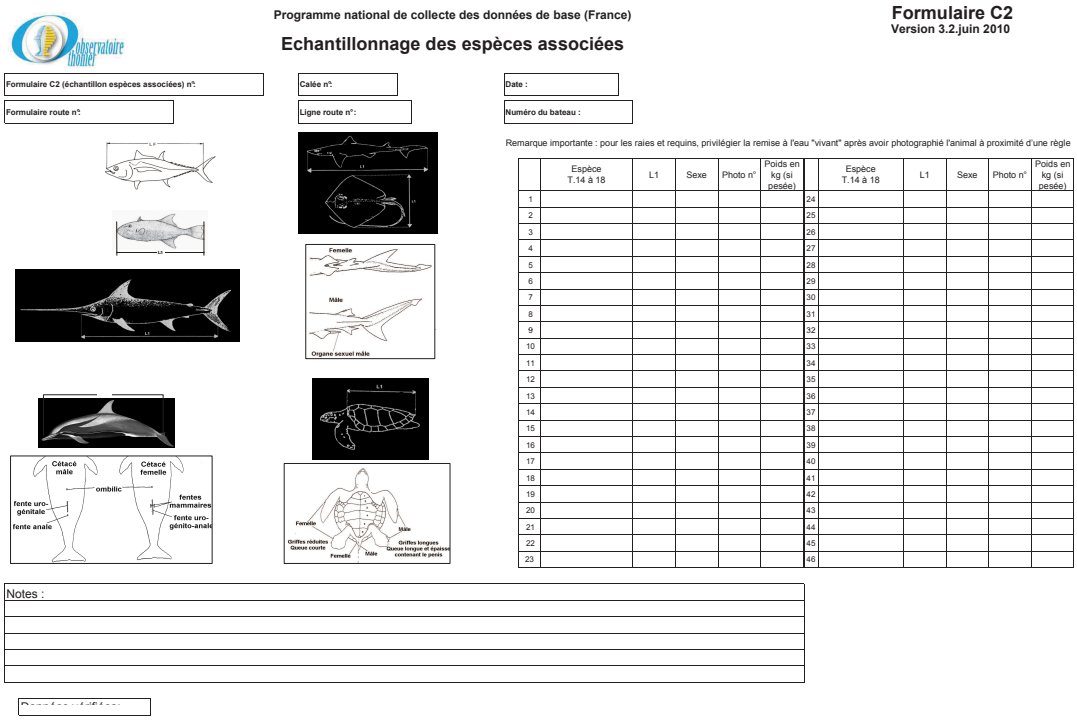
Dans le cas d'un rejet de germon rayer une des espèces inutilisées et la remplacer par Germon ALB

Notes :

Données vérifiées:

Albacore YFT				Patudo BET				Listao SKJ		Auxide BLT, FRI		Ravil LTA	
Taille	LF	Taille	LF	Taille	LF	Taille	LF	Taille	LF	Taille	LF	Taille	LF
0		0		0		0		0		0		0	
1		1		1		1		1		1		1	
2		2		2		2		2		2		2	
3		3		3		3		3		3		3	
4		4		4		4		4		4		4	
5		5		5		5		5		5		5	
6		6		6		6		6		6		6	
7		7		7		7		7		7		7	
8		8		8		8		8		8		8	
9		9		9		9		9		9		9	
0		0		0		0		0		0		0	
1		1		1		1		1		1		1	
2		2		2		2		2		2		2	
3		3		3		3		3		3		3	
4		4		4		4		4		4		4	
5		5		5		5		5		5		5	
6		6		6		6		6		6		6	
7		7		7		7		7		7		7	
8		8		8		8		8		8		8	
9		9		9		9		9		9		9	
0		0		0		0		0		0		0	
1		1		1		1		1		1		1	
2		2		2		2		2		2		2	
3		3		3		3		3		3		3	
4		4		4		4		4		4		4	
5		5		5		5		5		5		5	
6		6		6		6		6		6		6	
7		7		7		7		7		7		7	
8		8		8		8		8		8		8	
9		9		9		9		9		9		9	
0		0		0		0		0		0		0	
1		1		1		1		1		1		1	
2		2		2		2		2		2		2	
3		3		3		3		3		3		3	
4		4		4		4		4		4		4	
5		5		5		5		5		5		5	
6		6		6		6		6		6		6	
7		7		7		7		7		7		7	

FIGURE A.3 – Formulaire d'échantillonnage des thonidés rejetés



Programme national de collecte des données de base (France)

Echantillonnage des espèces associées

Formulaire C2
Version 3.2.juin 2010

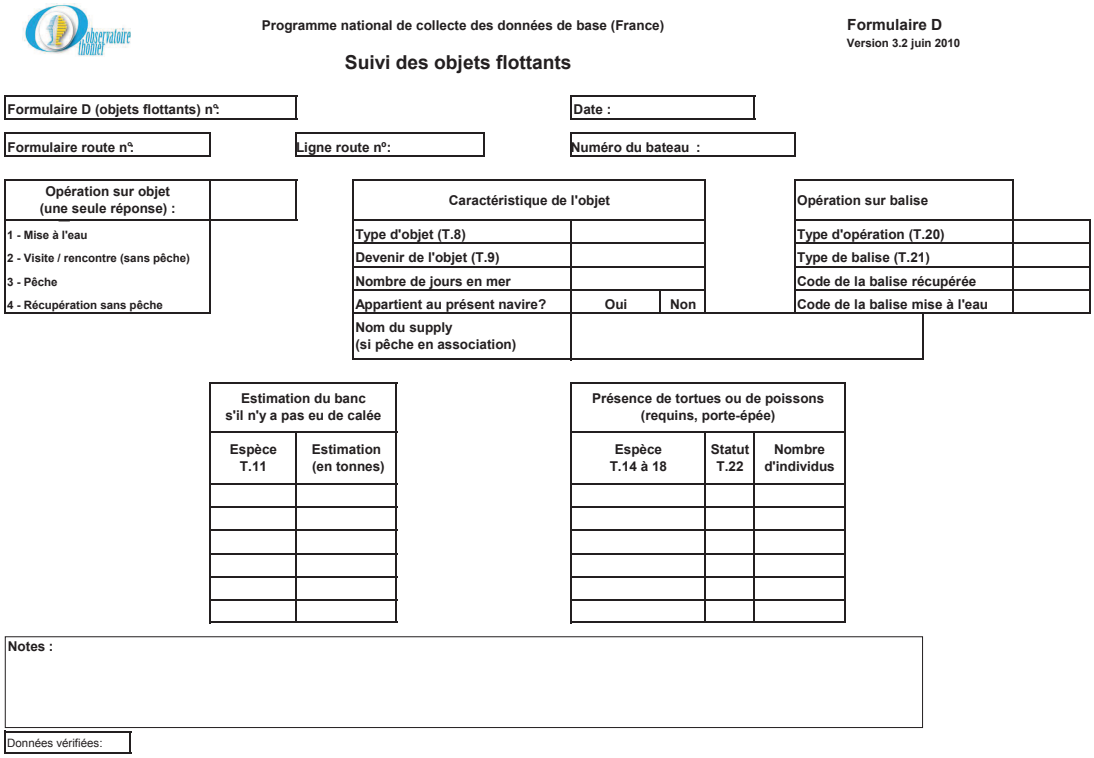
Formulaire C2 (échantillon espèces associées) n°:
Calée n°:
Date :
Formulaire route n°:
Ligne route n°:
Numéro du bateau :

Remarque importante : pour les raies et requins, privilégier la remise à l'eau "vivant" après avoir photographié l'animal à proximité d'une règle

	Espèce T.14 à 18	L1	Sexe	Photo n°	Poids en kg (si pesée)		Espèce T.14 à 18	L1	Sexe	Photo n°	Poids en kg (si pesée)
1						24					
2						25					
3						26					
4						27					
5						28					
6						29					
7						30					
8						31					
9						32					
10						33					
11						34					
12						35					
13						36					
14						37					
15						38					
16						39					
17						40					
18						41					
19						42					
20						43					
21						44					
22						45					
23						46					

Notes :

FIGURE A.4 – Formulaire d'échantillonnage des espèces associées



Programme national de collecte des données de base (France)

Suivi des objets flottants

Formulaire D
Version 3.2 juin 2010

Formulaire D (objets flottants) n°:
Date :
Formulaire route n°:
Ligne route n°:
Numéro du bateau :

Opération sur objet (une seule réponse) :	
1 - Mise à l'eau	
2 - Visite / rencontre (sans pêche)	
3 - Pêche	
4 - Récupération sans pêche	

Caractéristique de l'objet		
Type d'objet (T.8)		
Devenir de l'objet (T.9)		
Nombre de jours en mer		
Appartient au présent navire?	Oui	Non
Nom du supply (si pêche en association)		

Opération sur balise	
Type d'opération (T.20)	
Type de balise (T.21)	
Code de la balise récupérée	
Code de la balise mise à l'eau	

Estimation du banc s'il n'y a pas eu de calée	
Espèce T.11	Estimation (en tonnes)

Présence de tortues ou de poissons (requins, porte-épée)		
Espèce T.14 à 18	Statut T.22	Nombre d'individus

Notes :

Données vérifiées:

FIGURE A.5 – Formulaire suivi des objets flottants

Annexe B

Conversion de poids en nombre ou inversement dans les données observateurs

Méthodes de conversion de poids en nombre ou inversement dans les données observateurs

A l'issue d'un coup de senne, l'observateur fournit pour chaque espèce de la capture accessoire :

1. le poids total (P_{total}) ou le nombre total (N_{total})
2. la taille moyenne (T_{moy}) ou le poids moyen P_{moy} associé au poids total ou nombre total estimé

Plusieurs configurations sont alors possibles en fonction des renseignements fournis par l'observateur. Ces configurations permettent de calculer un poids ou un nombre total (selon l'information qui manque) par espèce et par coup de senne en utilisant les paramètres a et b de la relation taille-poids présentés dans les tableaux B.1 et B.2.

Le nombre total par espèce dans une calée est calculé comme suit :
Cas 1 : Lorsque l'observateur fournit P_{total} et P_{moy}, alors :

$$N_{total} = \frac{P_{total}}{P_{moy}} \tag{B.1}$$

Cas 2 : Lorsque l'observateur fournit P_{total} et T_{moy}, alors :

$$N_{total} = \frac{P_{total}}{aT_{moy}^{b}} \tag{B.2}$$

Le poids total par espèce dans une calée est calculé comme suit :
Cas 1 : Lorsque l'observateur fournit N_{total} et P_{moy}, alors :

$$P_{total} = N_{total}.P_{moy} \tag{B.3}$$

Cas 2 : Lorsque l'observateur fournit N_{total} et T_{moy}, alors :

$$N_{total} = N_{total}.aT_{moy}^{b} \tag{B.4}$$

TABLEAU B.1 – Caractéristiques de taille (minimale et maximale) et de poids (minimal et maximal) des espèces pélagiques prises ou encerclées par les thoniers senneurs dans l'océan Atlantique. Les valeurs de taille et de poids et les paramètres des relations taille-poids proviennent de fishbase quand ils sont disponibles. A défaut, un poids moyen issu des programmes observateurs histoqriques et actuel est fourni à chaque espèce dont les paramètres a et b de la relation taille-poids ne sont pas disponibles. Dans ce cas, le paramètre b vaut zéro et a prend alors la valeur du poids moyen de l'espèce. Pour certaines espèces, notamment des cétacées des poids moyens par défaut ont été fixés depuis les programmes observateurs historiques.

Groupes	code DCR	Nom scientifique	code FAO	Taille			Poids		Paramètres $W = aL^b$	
				min	max	Type	min	max	a	b
Tortues	LOL	*Lepidochelys olivacea*	LKV	15	75	LC	1.5	50	0.0001166	3
	CMM	*Chelonia mydas*	TUG	15	110	LC	5	186	0.0001145	3
	EIM	*Eretmochelys imbricata*	TTH	15	110	LC	5	86	0.0000922	3
	CCC	*Caretta caretta*	TTL	15	115	LC	5	120	0.0001655	2.953
	TOX	Tortue non identifiée	TTX	15	260	NA	5	640	0	0
	LKE	*Lepidochelys kempii*	LKY	15	75	LC	5	48	0.0008919	2.495
	TOE	Tortue à écaille non identifiée	NA	15	260	NA	5	640	0	0
	DCC	*Dermochelys coriacea*	DKK	15	260	LC	5	640	0.0001118	3
Thonidés	ALB	*Thunnus alalunga*	ALB	20	140	LF	0.05	40	0.000013718	3.0973
	BET	*Thunnus obesus*	BET	20	200	LF	0.05	210	0.00002396	2.9774
	BLF	*Thunnus atlanticus*	BLF	20	100	LF	0.02	19	0.0000154	3.08
	BLT	*Auxis rochei*	BLT	20	66	LF	0.02	5	0.0000076	3.249
	FRI	*Auxis thazard*	FRI	20	58	LF	0.02	5	0.00000028	4.13514
	FRZ	*Auxis sp.*	FRZ	20	58	LF	0.02	5	0.00000028	4.13514
	LTA	*Euthynnus alletteratus*	LTA	20	122	LF	0.02	16.5	0.00001377	3.035
	SKJ	*Katsuwonus pelamis*	SKJ	20	108	LF	0.05	33.5	0.00000748	3.2526
	YFT	*Thunnus albacares*	YFT	20	210	LF	0.05	176.4	0.000021527	2.976
Sélaciens	FDA	*Dasyatidae*	STT	20	160	L1	0.1	5	3	0
	REX	Requin non identifié	2REX	20	255	LT	0.1	750	50	0
	CFA	*Carcharhinus falciformis*	FAL	50	330	LT	8	600	0.000008782	3.091
	IOX	*Isurus oxyrinchus*	SMA	74	400	LF	4	750	0.00000524	3.1407
	RAX	*Raie non identifiée*	SRX	20	160	L1	0.1	5	3	0
	CLO	*Carcharhinus longimanus*	OCS	65	300	LT	5	320	0.00007272	2.678
	MOM	*Mobula mobular*	RMM	100	520	L1	10	400	150	0
	DVI	*Pteroplatytrygon violacea*	PLS	20	160	L1	0.1	5	3	0
	RHI	*Rhinopteridae sp.*	NA	20	160	L1	0.1	5	3	0
	FCA	*Carcharhinidae sp.*	RSK	20	400	NA	0.1	750	50	0
	OCA	*Carcharhiniformes*	CVX	20	400	LT	0.1	750	50	0
	OSR	*Squaliformes*	SHX	20	400	NA	0.1	750	50	0
	RTY	*Rhincodon typus*	RHN	64	1800	LT	1.13	25000	0.0000043	3
	MCO	*Mobula tarapacana*	RMT	100	328	L1	10	350	150	0
	MBA	*Manta birostris*	RMB	100	910	L1	10	3000	0.0000063	3
	SZY	*Sphyrna zygaena*	SPZ	61	400	LT	1	548	0.00000142	3.3
	SLE	*Sphyrna lewini*	SPL	55	420	LT	1	296	0.0000126	2.81
	DUS	*Carcharhinus obscurus*	DUS	100	400	LT	7	346	0.0000095	2.93
	MRA	*Mobula japanica*	RMJ	100	328	L1	10	350	150	0
	ANA	*Aetobatus narinari*	MAE	100	330	L1	10	230	0.0000059	3.13
	RMV	*Mobula sp.*	RMV	100	520	L1	10	400	150	0
	GCU	*Galeocerdo cuvier*	TIG	60	550	LF	1.5	3000	0.0000025281	3.263
	PGL	*Prionace glauca*	BSH	44	383	LT	1	902	0.000003	3.282
	OLA	*Lamniformes*	LMZ	20	400	NA	0.1	750	50	0
	FSP	*Sphyrnidae*	SPY	61	400	NA	1	548	0.00000142	3.3
	MPE	*Megachasma pelagios*	LMP	100	550	NA	10	1260	0.0000076	3
	APE	*Alopias pelagicus*	PTH	20	255	NA	0.1	750	50	0
	ASU	*Alopias superciliosus*	BTH	20	255	NA	0.1	750	50	0
	AVU	*Alopias vulpinus*	ALV	20	255	NA	0.1	750	50	0
	CCA	*Carcharodon carcharias*	WSH	20	255		0.1	750	50	0
	ETM	*Etmopterus sp.*	SHL	20	255	NA	0.1	750	50	0
	FAL	*Alopias sp.*	THR	20	255	NA	0.1	750	50	0
	FLA	*Lamnidae*	MSK	20	255	NA	0.1	750	50	0
	FRH	*Rhincodontidae sp.*	NA	20	255	NA	0.1	750	50	0
	IBR	*Isistius brasiliensis*	ISB	20	50	LT	0.1	5	2	0
	MAQ	*Myliobatis aquila*	MYL	20	180	L1	0.01	5	8	0
	MNT	*Manta sp.*	MNT	100	910	L1	10	3000	0.0000063	3
	OHT	*Heterodontiformes*	HDQ	20	255	NA	0.1	750	50	0
	OHX	*Hexanchiformes*	HXW	20	255	NA	0.1	750	50	0
	OOE	*Orectolobiformes*	OCX	20	255	NA	0.1	750	50	0
	OPR	*Pristiophorus sp.*	PWS	20	255	LT	0.1	750	50	0
	OST	*Squatinidae*	ASK	20	255	NA	0.1	750	50	0
	POR	*Lamna nasus*	POR	20	350	LT	0.1	230	50	0
	RHS	*Rhinoptera sp.*	2MRX	20	160	L1	0.1	5	3	0
	RPE	*Cetorhinus maximus*	BSK	100	900	LT	10	4000	0.0000049	3
	MAK	*Isurus sp.*	MAK	50	400	NA	0.1	510	0.0001	2.86
	RMO	*Mobula thurstoni*	RMO	50	250	L1	10	300	120	0
	MAN	*Mobulidae*	MAN	100	520	L1	10	400	150	0
	SMO	*Sphyrna mokarran*	SPK	70	610	LT	2	2300	0.00000142	3.3
Poissons porte-épée	SAI	*Istiophorus albicans*	SAI	60	315	L1	1	58.1	0.0000044	3
	FIS	*Istiophoridae*	BIL	60	455	L1	1	900	0.0000044	3
	BUM	*Makaira nigricans*	BUM	60	400	L1	1	900	0.0000035	3.158
	SWO	*Xiphias gladius*	SWO	60	455	L1	1	650	0.0000078	3.21
	WHM	*Tetrapterus albidus*	WHM	60	300	L1	1	82.5	0.0000046	3
	BLM	*Makaira indica*	BLM	60	465	L1	1	750	0.0000065	2.96
	SHS	*Tetrapturus angustirostris*	SSP	60	230	L1	1	52	0.00000005	3.834
	SPF	*Tetrapturus pfluegeri*	SPF	60	254	L1	1	58	0.0000044	3

Tableau B.1 (suite)

Groupes	code DCR	Nom scientifique	code FAO	Taille			Poids		Paramètres $W = aL^b$	
				min	max	Type	min	max	a	b
Cétacés	BPH	*Balaenoptera physalus*	FIW	100	2700	LT ?	10	75000	10000	0
	BBO	*Balaenoptera borealis*	SIW	100	1800	NA	10	30000	10000	0
	BED	*Balaenoptera edeni*	BRW	100	1550	LT	10	250000	10000	0
	BMU	*Balaenoptera musculus*	BLW	100	3300	LT	10	160000	10000	0
	CEX	*Mammalia*	MAM	100	3300	NA	10	160000	10000	0
	DDE	*Delphinus delphis*	DCO	100	260	LT	10	135	50	0
	FAT	*Feresa attenuata*	KPW	100	260	LT	10	260	50	0
	GGR	*Grampus griseus*	DRR	100	380	LT	10	500	50	0
	GMA	*Globicephala macrorhynchus*	SHW	100	380	LT	10	3600	500	0
	GME	*Globicephala melas*	PIW	100	670	LT	10	2000	500	0
	KBR	*Kogia breviceps*	PYW	100	340	LT	10	400	50	0
	KSI	*Kogia sima*	DWW	100	270	LT	10	210	50	0
	LHO	*Lagenodelphis hosei*	FRD	100	270	LT	10	210	50	0
	MDE	*Mesoplodon densirostris*	BBW	100	470	LT	10	10033	10000	0
	MEU	*Mesoplodon europaeus*	BGW	100	450	LT	10	1200	500	0
	MIW	*Balaenoptera acutorostrata*	MIV	100	1070	LT	10	140000	10000	0
	MNO	*Megaptera novaeangliae*	HUW	100	1900	LT	10	350000	10000	0
	MYS	Mysticète non identifié	MYS	100	3300	NA	10	160000	10000	0
	ODO	Odontocète non identifié	ODN	100	2000	NA	10	570000	10000	0
	OOR	*Orcinus orca*	KIW	100	980	LT	10	10000	50	0
	PCR	*Pseudorca crassidens*	FAW	100	600	LT	10	2000	500	0
	PEP	*Peponocephala electra*	MEW	100	275	LT	10	275	50	0
	PMA	*Physeter macrocephalus*	SPW	100	1800	LT	10	570000	10000	0
	SAT	*Stenella attenuata*	DPN	100	260	LT	10	120	50	0
	SBR	*Steno bredanensis*	RTD	100	280	LT	10	150	50	0
	SCL	*Stenella clymene*	DCL	100	200	LT	10	85	50	0
	SCO	*Stenella coeruleoalba*	DST	100	260	LT	10	156	50	0
	SFR	*Stenella frontalis*	DSA	100	230	LT	10	143	50	0
	SLO	*Stenella longirostris*	DSI	100	240	LT	10	77	50	0
	STE	Dauphin non identifié	DLP	100	400	NA	10	1200	500	0
	TTR	*Tursiops truncatus*	DBO	100	380	LT	10	650	50	0
	ZCA	*Ziphius cavirostris*	BCW	100	750	LT	10	3000	500	0
Autres téléostéens	FKY	*Kyphosus sp.*	KYP	10	60	LF	0.1	3	0.5	0
	SER	*Seriola rivoliana*	YTL	10	70	LF	0.1	4	0.5	0
	BCM	*Canthidermis maculata*	CNT	10	50	LT	0.3	1.5	0.666	0
	BAT	*Aluterus monoceros*	ALM	10	76.2	LT	0.3	3	0.0000194	2.96
	CUS	*Uraspis secunda*	USE	9	50	LF	0.3	1.4	0.5	0
	FCR	*Carangidae*	CGX	10	70	NA	0.3	2	0.5	0
	BAP	*Balistes punctatus*	BVP	10	60	LT	0.3	2	0.5	0
	LLA	*Lagocephalus lagocephalus*	LGH	10	60	LT	0.3	3	0.5	0
	COH	*Coryphaena hippurus*	DOL	20	210	LF	0.3	40	0.000038	2.78
	DIO	*Diodontidae*	DIO	10	60	LT	0.1	3	0.5	0
	FBA	*Balistidae*	TRI	10	60	NA	0.1	3	0.5	0
	COE	*Coryphaena equiselis*	CFW	20	127	LF	0.3	8	4	0
	REM	*Remora remora*	REO	5	100	LF	0.1	8	0.5	0
	MMO	*Mola mola*	MOX	50	333	LT	1	230	75	0
	FCO	*Coryphaenidae*	DOX	10	210	LF	0.1	40	5	0
	MAL	*Masturus lanceolatus*	MRW	50	200	LT	0.1	250	10	0
	SPH	*Sphyraenidae*	BAZ	10	157	NA	0.1	5	0.5	0
	FEC	*Echeneidae*	ECN	10	70	LT	0.1	5	0.5	0
	FPO	*Pomacentridae*	DSF	10	26	LT	0.1	5	0.5	0
	MZZ	Autre poisson non identifié	MZZ	10	89	NA	0.1	5	0.5	0
	FBL	*Belonidae*	BEN	10	130	NA	0.1	5	0.5	0
	REA	*Remorina albescens*	RRL	10	30	LF	0.1	2	0.5	0
	NAD	*Naucrates ductor*	NAU	10	52	LF	0.1	5	0.5	0
	FEX	*Exocoetidae*	FLY	10	45	LF	0.1	5	0.5	0
	BAL	*Balistes carolinensis*	TRG	10	58		0.1	5	0.5	0
	KPS	*Kyphosus sectatrix*	KYS	10	70	LF	0.1	5	0.5	0
	CUX	*Uraspis sp.*	3CUX	10	55	LF	0.1	5	0.5	0
	RAL	*Ranzania laevis*	RZV	10	100	LT	1	100	75	0
	FSC	*Scombridae*	MAX	10	55	LF	0.1	5	0.5	0
	SJA	*Scomber japonicus*	MAS	10	50	LF	0.1	2.9	0.5	0
	CUH	*Uraspis helvola*	3CUH	10	60	LF	0.1	5	0.5	0
	RUP	*Ruvettus pretiosus*	OIL	20	300	LF	0.3	64	2	0
	FEP	*Ephippidae*	SPA	10	50	LT	0.1	5	0.5	0
	FFI	*Fistularia sp*	FIT	10	60	LF	0.1	5	0.5	0
	FTT	*Tetraodontidae*	PUX	10	63	LT	0.1	5	0.5	0
	LAG	*Lampris guttatus*	LAG	10	63	LF	0.1	5	0.5	0
	MAW	*Scomberomorus tritor*	MAW	10	100	LF	0.1	6	0.5	0
	BEA	*Ablennes hians*	BAF	10	119	LF	0.1	5	0.5	0
	RAU	*Remora australis*	3RAU	10	98		0.1	5	0.5	0
	TCC	*Tylosurus crocodilus*	BTS	10	150	LT	0.1	6.4	0.5	0
	FMO	*Molidae*	3MOP	10	333	LT	1	230	75	0
	BAS	*Aluterus scriptus*	ALN	10	110	LT	0.1	2.5	0.5	0
	BON	*Sarda sarda*	BON	10	91.4	LF	0.1	11	0.5	0
	BRA	*Bramidae*	BRZ	10	50	NA	0.1	5	0.5	0
	EPL	*Phtheirichthys lineatus*	HTL	10	76	LT	0.1	3	0.5	0
	FEV	*Euleptorhamphus velox*	EXQ	10	61	LT	0.1	3	0.5	0
	FSE	*Serranidae*	BSX	10	50	LT	0.1	5	0.5	0
	LAM	*Lampris sp.*	LAP	10	50	LF	0.1	5	0.5	0
	SDX	*Decapterus sp.*	SDX	10	50	LF	0.1	5	0.5	0
	SSC	*Scomber scombrus*	MAC	10	60	LF	0.1	3.4	0.5	0
	UBP	*Cubiceps sp.*	CUP	10	101	LF	0.1	3	0.5	0
	DIY	*Diodon eydouxii*	3DEY	10	30	LT	0.1	2	0.5	0
	MAZ	*Scomber sp.*	MAZ	10	100	LF	0.1	6	0.5	0
	PSC	*Psenes cyanophrys*	PSC	10	30	NA	0.1	2	0.3	0
	LVM	*Luvarus imperialis*	LVM	20	200	LF	0.1	20	0.0194	3
	REY	*Remora brachyptera*	REY	5	60	LT	0.1	5	0.5	0
	REO	*Remora osteochir*	REZ	5	50	LT	0.1	5	0.5	0
	GES	*Gempylus serpens*	GES	10	100	LF	0.1	10	0.0007	3
	LOB	*Lobotes surinamensis*	LOB	10	110	LT	0.3	20	0.0000428	2.84
	WAH	*Acanthocybium solandri*	WAH	20	210	FL	0.3	83	0.0000032	3.201
	CRY	*Caranx crysos*	RUB	20	70	LF	0.3	5	0.0000169	3.02
	SPB	*Sphyraena barracuda*	GBA	20	200	LT	0.1	50	0.0000038	3.0859
	ELP	*Elagatis bipinnulata*	RRU	20	180	LF	0.5	50	0.0000135	2.92
	CLM	*Decapterus macarellus*	MSD	10	46	LF	0.3	1.5	0.00001	3.15

TABLEAU B.2 – Caractéristiques de taille (minimale et maximale) et de poids (minimal et maximal) des espèces pélagiques prises ou encerclées par les thoniers senneurs dans l'océan Indien. Les valeurs de taille et de poids et les paramètres des relations taille-poids proviennent de fishbase quand ils sont disponibles. A défaut, un poids moyen issu des programmes observateurs histoqriques et actuel est fourni à chaque espèce dont les paramètres a et b de la relation taille-poids ne sont pas disponibles. Dans ce cas, le paramètre b vaut zéro et a prend alors la valeur du poids moyen de l'espèce. Pour certaines espèces, notamment des cétacées des poids moyens par défaut ont été fixés depuis les programmes observateurs historiques.

Groupes	code DCR	Nom scientifique	code FAO	Taille			Poids		Paramètres $W = aL^b$	
				min	max	Type	min	max	a	b
TORTUES	LOL	*Lepidochelys olivacea*	LKV	15	75	LC	1.5	50	0.0001166	3
	CMM	*Chelonia mydas*	TUG	15	110	LC	5	186	0.0001145	3
	EIM	*Eretmochelys imbricata*	TTH	15	110	LC	5	86	0.0000922	3
	CCC	*Caretta caretta*	TTL	15	115	LC	5	120	0.0001655	2.953
	TOX	Tortue non identifiée	TTX	15	260	NA	5	640	0	0
	TOE	Tortue à écaille non identifiée	NA	15	260	NA	5	640	0	0
	DCC	*Dermochelys coriacea*	DKK	15	260	LC	5	640	0.0001118	3
THONIDÉS	ALB	*Thunnus alalunga*	ALB	20	140	LF	0.05	40	0.000013718	3.0973
	BET	*Thunnus obesus*	BET	20	200	LF	0.05	210	0.00002396	2.9774
	BLT	*Auxis rochei*	BLT	20	66	LF	0.02	5	0.0000076	3.249
	FRI	*Auxis thazard*	FRI	20	58	LF	0.02	5	0.00000028	4.13514
	FRZ	*Auxis sp.*	FRZ	20	58	LF	0.02	5	0.00000028	4.13514
	KAW	*Euthynnus affinis*	KAW	20	100	LF	0.02	13.6	0.00003	2.908
	LOT	*Thunnus tonggol*	LOT	20	136	LF	0.05	35.9	0.0000143	3
	SKJ	*Katsuwonus pelamis*	SKJ	20	108	LF	0.05	33.5	0.00000748	3.2526
	YFT	*Thunnus albacares*	YFT	20	210	LF	0.05	176.4	0.000021527	2.976
SÉLACIENS	FDA	*Dasyatidae*	STT	20	160	L1	0.1	5	3	0
	REX	*Requin non identifié*	2REX	20	255	LT	0.1	750	50	0
	CFA	*Carcharhinus falciformis*	FAL	50	330	LT	8	600	0.000008782	3.091
	IOX	*Isurus oxyrinchus*	SMA	74	400	LF	4	750	0.00000524	3.1407
	RAX	Raie non identifiée	SRX	20	160	L1	0.1	5	3	0
	CLO	*Carcharhinus longimanus*	OCS	65	300	LT	5	320	0.00007272	2.678
	MOM	*Mobula mobular*	RMM	100	520	L1	10	400	150	0
	DVI	*Pteroplatytrygon violacea*	PLS	20	160	L1	0.1	5	3	0
	RHI	*Rhinopteridae sp.*	NA	20	160	L1	0.1	5	3	0
	FCA	*Carcharhinidae sp.*	RSK	20	400	NA	0.1	750	50	0
	OCA	*Carcharhiniformes*	CVX	20	400	LT	0.1	750	50	0
	OSR	*Squaliformes*	SHX	20	400	NA	0.1	750	50	0
	RTY	*Rhincodon typus*	RHN	64	1800	LT	1.13	25000	0.0000043	3
	MCO	*Mobula tarapacana*	RMT	100	328	L1	10	350	150	0
	MBA	*Manta birostris*	RMB	100	910	L1	10	3000	0.0000063	3
	SZY	*Sphyrna zygaena*	SPZ	61	400	LT	1	548	0.00000142	3.3
	SLE	*Sphyrna lewini*	SPL	55	420	LT	1	296	0.0000126	2.81
	DUS	*Carcharhinus obscurus*	DUS	100	400	LT	7	346	0.0000095	2.93
	MRA	*Mobula japanica*	RMJ	100	328	L1	10	350	150	0
	ANA	*Aetobatus narinari*	MAE	100	330	L1	10	230	0.0000059	3.13
	RMV	*Mobula sp.*	RMV	100	520	L1	10	400	150	0
	GCU	*Galeocerdo cuvier*	TIG	60	550	LF	1.5	3000	0.0000025281	3.263
	PGL	*Prionace glauca*	BSH	44	383	LT	1	902	0.000003	3.282
	OLA	*Lamniformes*	LMZ	20	400	NA	0.1	750	50	0
	FSP	*Sphyrnidae*	SPY	61	400	NA	1	548	0.00000142	3.3
	MPE	*Megachasma pelagios*	LMP	100	550	NA	10	1260	0.0000076	3
	ASU	*Alopias superciliosus*	BTH	20	255	NA	0.1	750	50	0
	AVU	*Alopias vulpinus*	ALV	20	255	NA	0.1	750	50	0
	CCA	*Carcharodon carcharias*	WSH	20	255		0.1	750	50	0
	ETM	*Etmopterus sp.*	SHL	20	255	NA	0.1	750	50	0
	FAL	*Alopias sp.*	THR	20	255	NA	0.1	750	50	0
	FLA	*Lamnidae*	MSK	20	255	NA	0.1	750	50	0
	FRH	*Rhincodontidae sp.*	NA	20	255	NA	0.1	750	50	0
	IBR	*Isistius brasiliensis*	ISB	20	50	LT	0.1	5	2	0
	MNT	*Manta sp.*	MNT	100	910	L1	10	3000	0.0000063	3
	OHT	*Heterodontiformes*	HDQ	20	255	NA	0.1	750	50	0
	OHX	*Hexanchiformes*	HXW	20	255	NA	0.1	750	50	0
	OOE	*Orectolobiformes*	OCX	20	255	NA	0.1	750	50	0
	OPR	*Pristiophorus sp.*	PWS	20	255	LT	0.1	750	50	0
	OST	*Squatinidae*	ASK	20	255	NA	0.1	750	50	0
	POR	*Lamna nasus*	POR	20	350	LT	0.1	230	50	0
	RHS	*Rhinoptera sp.*	2MRX	20	160	L1	0.1	5	3	0
	RPE	*Cetorhinus maximus*	BSK	100	900	LT	10	4000	0.0000049	3
	SMO	*Sphyrna mokarran*	SPK	70	610	LT	2	2300	0.00000142	3.3
POISSONS PORTE-ÉPÉE	FIS	*Istiophoridae*	BIL	60	455	L1	1	900	0.0000044	3
	SAP	*Istiophorus platypterus*	SFA	60	348	L1	1	100	0.0000161	2.72
	BUM	*Makaira nigricans*	BUM	60	400	L1	1	900	0.0000035	3.158
	SWO	*Xiphias gladius*	SWO	60	455	L1	1	650	0.0000078	3.21
	STM	*Tetrapturus audax*	MLS	60	420	L1	1	440	0.0000165	3.062
	SHS	*Tetrapturus angustirostris*	SSP	60	230	L1	1	52	0.00000005	3.834

Tableau B.2 (suite)

Groupes	code DCR	Nom scientifique	code FAO	Taille			Poids		Paramètres $W = aL^b$	
				min	max	Type	min	max	a	b
Cétacés	BPH	*Balaenoptera physalus*	FIW	100	2700	LT ?	10	75000	10000	0
	BBO	*Balaenoptera borealis*	SIW	100	1800	NA	10	30000	10000	0
	BED	*Balaenoptera edeni*	BRW	100	1550	LT	10	250000	10000	0
	BMU	*Balaenoptera musculus*	BLW	100	3300	LT	10	160000	10000	0
	CEX	*Mammalia*	MAM	100	3300	NA	10	160000	10000	0
	DDE	*Delphinus delphis*	DCO	100	260	LT	10	135	50	0
	FAT	*Feresa attenuata*	KPW	100	260	LT	10	260	50	0
	GGR	*Grampus griseus*	DRR	100	380	LT	10	500	50	0
	GMA	*Globicephala macrorhynchus*	SHW	100	380	LT	10	3600	500	0
	GME	*Globicephala melas*	PIW	100	670	LT	10	2000	500	0
	KBR	*Kogia breviceps*	PYW	100	340	LT	10	400	50	0
	KSI	*Kogia sima*	DWW	100	270	LT	10	210	50	0
	LHO	*Lagenodelphis hosei*	FRD	100	270	LT	10	210	50	0
	MDE	*Mesoplodon densirostris*	BBW	100	470	LT	10	10033	10000	0
	MIW	*Balaenoptera acutorostrata*	MIV	100	1070	LT	10	140000	10000	0
	MNO	*Megaptera novaeangliae*	HUW	100	1900	LT	10	350000	10000	0
	MYS	Mysticète non identifié	MYS	100	3300	NA	10	160000	10000	0
	ODO	Odontocète non identifié	ODN	100	2000	NA	10	570000	10000	0
	OOR	*Orcinus orca*	KIW	100	980	LT	10	10000	50	0
	PCR	*Pseudorca crassidens*	FAW	100	600	LT	10	2000	500	0
	PEP	*Peponocephala electra*	MEW	100	275	LT	10	275	50	0
	PMA	*Physeter macrocephalus*	SPW	100	1800	LT	10	570000	10000	0
	SAT	*Stenella attenuata*	DPN	100	260	LT	10	120	50	0
	SBR	*Steno bredanensis*	RTD	100	280	LT	10	150	50	0
	SCL	*Stenella clymene*	DCL	100	200	LT	10	85	50	0
	SCO	*Stenella coeruleoalba*	DST	100	260	LT	10	156	50	0
	SLO	*Stenella longirostris*	DSI	100	240	LT	10	77	50	0
	STE	Dauphin non identifié	DLP	100	400	NA	10	1200	500	0
	TTR	*Tursiops truncatus*	DBO	100	380	LT	10	650	50	0
	ZCA	*Ziphius cavirostris*	BCW	100	750	LT	10	3000	500	0
Autres téléostéens	KPC	*Kyphosus cinerascens*	KYC	10	60	LF	0.1	3	0.5	0
	FKY	*Kyphosus sp.*	KYP	10	60	LF	0.1	3	0.5	0
	KPV	*Kyphosus vaigiensis*	KYV	10	60	LF	0.1	3	0.5	0
	SER	*Seriola rivoliana*	YTL	10	70	LF	0.1	4	0.5	0
	BCM	*Canthidermis maculata*	CNT	10	50	LT	0.3	1.5	0.666	0
	BAT	*Aluterus monoceros*	ALM	10	76.2	LT	0.3	3	0.0000194	2.96
	URU	*Uraspis uraspis*	URU	10	40	LF	0.3	1.4	0.5	0
	CUS	*Uraspis secunda*	USE	9	50	LF	0.3	1.4	0.5	0
	FCR	*Carangidae*	CGX	10	70	NA	0.3	2	0.5	0
	COI	*Carangoides orthogrammus*	NGT	10	70	LF	0.3	2	0.5	0
	LLA	*Lagocephalus lagocephalus*	LGH	10	60	LT	0.3	3	0.5	0
	COH	*Coryphaena hippurus*	DOL	20	210	LF	0.3	40	0.000038	2.78
	DIO	*Diodontidae*	DIO	10	60	LT	0.1	3	0.5	0
	FBA	*Balistidae*	TRI	10	60	NA	0.1	3	0.5	0
	BAE	*Abalistes stellatus*	AJS	10	60	LT	0.1	3	0.5	0
	PLT	*Platax teira*	BAO	10	60	LT	0.3	3	0.5	0
	COE	*Coryphaena equiselis*	CFW	20	127	LF	0.3	8	4	0
	REM	*Remora remora*	REO	5	100	LF	0.1	8	0.5	0
	MMO	*Mola mola*	MOX	50	333	LT	1	230	75	0
	FCO	*Coryphaenidae*	DOX	10	210	LF	0.1	40	5	0
	MAL	*Masturus lanceolatus*	MRW	50	200	LT	0.1	250	10	0
	SPH	*Sphyraenidae*	BAZ	10	157	NA	0.1	5	0.5	0
	FEC	*Echeneidae*	ECN	10	70	LT	0.1	5	0.5	0
	FPO	*Pomacentridae*	DSF	10	26	LT	0.1	5	0.5	0
	MZZ	Autre poisson non identifié	MZZ	10	89	NA	0.1	5	0.5	0
	ZAC	*Zanclus cornutus*	ZAO	10	23	LT	0.1	1	0.5	0
	AVA	*Abudefduf vaigiensis*	3AVA	10	20	LT	0.1	1	0.5	0
	FBL	*Belonidae*	BEN	10	130	NA	0.1	5	0.5	0
	DIH	*Diodon hystrix*	DIY	10	91	LT	0.1	2.8	0.5	0
	REA	*Remorina albescens*	RRL	10	30	LF	0.1	2	0.5	0
	NAD	*Naucrates ductor*	NAU	10	52	LF	0.1	5	0.5	0
	CRS	*Caranx sexfasciatus*	CXS	10	86	LF	0.1	5	0.5	0
	FEX	*Exocoetidae*	FLY	10	45	LF	0.1	5	0.5	0
	PLS	*Platax sp.*	BAT	10	80	LT	0.1	5	0.5	0
	CUX	*Uraspis sp.*	3CUX	10	55	LF	0.1	5	0.5	0
	RAL	*Ranzania laevis*	RZV	10	100	LT	1	100	75	0
	FSC	*Scombridae*	MAX	10	55	LF	0.1	5	0.5	0
	SJA	*Scomber japonicus*	MAS	10	50	LF	0.1	2.9	0.5	0
	CUH	*Uraspis helvola*	3CUH	10	60	LF	0.1	5	0.5	0
	RUP	*Ruvettus pretiosus*	OIL	20	300	LF	0.3	64	2	0
	FEP	*Ephippidae*	SPA	10	50	LT	0.1	5	0.5	0
	FFI	*Fistularia sp*	FIT	10	60	LF	0.1	5	0.5	0
	FTT	*Tetraodontidae*	PUX	10	63	LT	0.1	5	0.5	0
	LAG	*Lampris guttatus*	LAG	10	63	LF	0.1	5	0.5	0
	BEA	*Ablennes hians*	BAF	10	119	LF	0.1	5	0.5	0
	RAU	*Remora australis*	3RAU	10	98		0.1	5	0.5	0
	TCC	*Tylosurus crocodilus*	BTS	10	150	LT	0.1	6.4	0.5	0
	FMO	*Molidae*	3MOP	10	333	LT	1	230	75	0
	BAS	*Aluterus scriptus*	ALN	10	110	LT	0.1	2.5	0.5	0
	BRA	*Bramidae*	BRZ	10	50	NA	0.1	5	0.5	0
	EPL	*Phtheirichthys lineatus*	HTL	10	76	LT	0.1	3	0.5	0
	FSE	*Serranidae*	BSX	10	50	LT	0.1	5	0.5	0
	LAM	*Lampris sp.*	LAP	10	50	LF	0.1	5	0.5	0
	SDX	*Decapterus sp.*	SDX	10	50	LF	0.1	5	0.5	0
	UBP	*Cubiceps sp.*	CUP	10	101	LF	0.1	3	0.5	0
	LOB	*Lobotes surinamensis*	LOB	10	110	LT	0.3	20	0.0000428	2.84
	WAH	*Acanthocybium solandri*	WAH	20	210	FL	0.3	83	0.0000032	3.201
	SPB	*Sphyraena barracuda*	GBA	20	200	LT	0.1	50	0.0000038	3.0859
	ELP	*Elagatis bipinnulata*	RRU	20	180	LF	0.5	50	0.0000135	2.92
	CLM	*Decapterus macarellus*	MSD	10	46	LF	0.3	1.5	0.00001	3.15

Annexe C

POSTER : Silky shark bycatch taken by the French tuna purse-seiners in the Indian Ocean

Silky shark bycatch taken by French tuna purse-seiners in the Indian Ocean

Justin Monin Amandè[1,2]
Email: amonin2@yahoo.fr

Pierre Chavance[1]
Emmanuel Chassot[1]
Nicolas Bez[1]
Emily Walker[1]

[1] IRD, UMR 212 EME "Exploited Marine Ecosystems" Centre de Recherche Halieutique, Avenue Jean Monnet, BP. 171 - 34203 Sète cedex, France

[2] Université d'Abobo-Adjamé, Côte d'Ivoire

IRD Institut de recherche pour le développement

CRH Centre de Recherche Halieutique Méditerranéenne et Tropicale — Écosystèmes marins exploités

SILKY SHARK BYCATCH AND FRENCH TROPICAL TUNA PURSE-SEINE

The French tuna purse-seiners joined the Indian Ocean in 1980; in 1982-1983, the very strong *ENSO* observed in the Pacific expanded to Atlantic Ocean, resulting in very poor catch rates (mainly due to the depending of the thermocline) and initiating the massive move of most purse-seiners in the Indian Ocean. At the end of 80s, the French fleet sharing its activities between both ocean. The French tuna purse-seine fishery in the Indian Ocean remaining nevertheless largely dominant compared to Atlantic one with currently 19 fishing boats and about 80,000 tons of tuna catch.

More than fifty non-targeted marine species including mainly finfishes, billfishes, sharks, rays, turtles, some cetaceans and small tunas taken as incidental catch. However bycatch remain poorly studied in this fishery exerting in the Western Indian Ocean (WIO).

The objective is to estimate the amount of silky sharks *Carcharhinus falciformis*, the most frequent species of shark taken as bycatch by the French tuna purse-seiner fishery in the Indian Ocean.

DATA

Since the beginning of the fishery, IRD scientists in collaboration with national research centres set in place a statistical data collection system. Presently this system is financially supported by the European Data Collection Regulation (CEl639/2001). In this framework, the "French National" Program (as well as the Spanish one) for tropical tuna is compounded of four complementary modules: Logbooks, Port sampling, Vessel Monitoring System and observer program for precise data on effort strategy, bycatch and discard composition and quantity estimation.

Data used here were collected from October 2005 to April 2008. Information about 685 sets was collected by observers placed aboard French tuna purse-seiners during fishing trips. The coverage rate has evolved from about 2 % of fleet in 2005 to reach 8 % in 2007. However the target rate is 10 % of the total fleet.

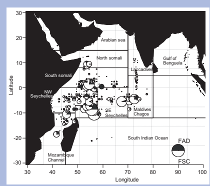


Fig. 1: Spatial distribution of observed fishing sets statistical rectangle of 1° latitude and 1° longitude in the Western Indian Ocean, FSC = Free school, FAD = Fishing aggregating device-associated school. Solid lines define tuna sampling areas.

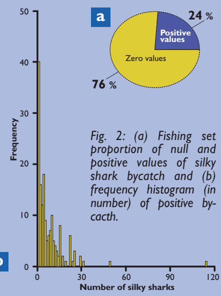


Fig. 2: (a) Fishing set proportion of null and positive values of silky shark bycatch and (b) frequency histogram (in number) of positive bycacth.

MODELLING SHARK BYCATCH

Silky shark's catch generally has many zero-valued observations and also includes high values (Fig. 2). To take into account diverse sources of uncertainty and the overdispersion of the data, zero-inflated negative binomial (ZINB) regression was parameterised using Bayesian approach. ZINB is a mixture model with two components: the first one is a Bernouilli trial used to estimate the probability of added zeros (equation 1), and the second one is a Negative Binomial regression used to estimate the mean of silky sharks without inflation of zeros in the data (equation 2). The likelihood function of the ZINB is given by equation 3.

$$logit(p_i) = \alpha_0 + \sum_{k=1}^{K} \alpha_k . z_{k,i} \qquad (1)$$

$$log(\mu_i) = \beta_0 + \sum_{k=1}^{K} \beta_k . x_{k,i} \qquad (2)$$

$$LL[i] = \begin{cases} p_i + (1-p_i)(\frac{r}{r+\mu_i})^r & \text{if } y_i = 0, \\ (1-p_i)\frac{\Gamma(r+y_i)}{\Gamma(y_i+1)\Gamma(r)}(\frac{r}{r+\mu_i})^r(\frac{\mu_i}{r+\mu_i})^{y_i} & \text{if } y_i > 0. \end{cases} \qquad (3)$$

Model selection was based on the Bayesian Information Criteria (BIC). Posterior distributions for the significant coefficients were used to calculate the mean and 95 % confidence interval (CI) of the added zeros probability and the average number of silky sharks per set. Total silky sharks were calculated by applying posterior density of parameters from the selected ZINB model to the logbook data. Uncertainty in the estimate of silky sharks was assessed using the distribution obtained from 1,000 bootstrap estimates, where the bootstrap samples were drawn by set.

RESULTS

Tab. 1: Estimated coefficients of the selected ZINB regression model.

	Estimate	Sd	MC_error	val2.5pc	val97.5pc	Significance
Zero-inflation model coefficients (binomial with logit link)						
Intercept	3.51	0.573	0.031	2.44	4.71	***
FAD	-5.77	1.210	0.106	-8.65	-4.03	***
Apr-June	-1.36	0.666	0.029	-2.75	-0.14	***
Jul-Sept	-3.28	0.691	0.030	-4.76	-2.01	***
Oct-Dec	-0.58	0.693	0.040	-1.88	0.94	
Count model coefficients (negbin with log link)						
Intercept	1.723	0.120	0.008	1.467	1.94	***
Shape (r)	0.424	0.078	0.006	0.3048	0.61	***

- **1,183 silky sharks caught by the purse-seiners during this period were discarded at sea (790 dead and 393 alive) and 202 conserved aboard.**
- **Silky sharks appeared in 24 % of the total sets.**
- **Length frequency of bycatch fluctuates between 50-250 cm, dominated by the 100 cm individuals corresponding to immature individuals.**

The first component of the selected model is expressed as a logistic function of the fishing mode and the quarter, however the count regression feet better without covariates.

- Fishing mode and quarter affect that probability with a strong negative effect of fishing mode (Tab. 1).
- The probability of added zeros is 0.64 ± 0.40 (0.97 on Free school sets and 0.16 for FAD sets, cf. Fig. 3).
- Expected number of silky shark per set was 2.04 with a standard deviation of 6.13.

The ZINB predicts a few numbers of silky sharks per set on Free school sets with a small variability whereas this quantity is more important on FAD-associated sets (Fig. 4).

The estimated number of silky sharks caught annually by the French tuna purse-seine fishery between 2003 and 2007 was about 9,760 individuals with an increasing tendency during this period. This tendency seems related to the evolution of the proportion of FAD-associated sets (Fig. 5 and 6).

The smallest average number of silky shark per set during this period was observed in 2004 surely due to the increased numbers of Free school sets (Fig. 7).

Fig. 3: Posterior distribution of added zero probability conditionally to the fishing mode.

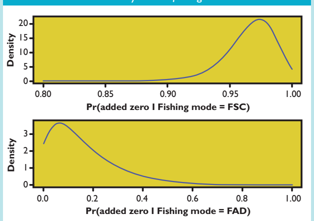


Fig. 4: Predicted number of silky sharks per set.

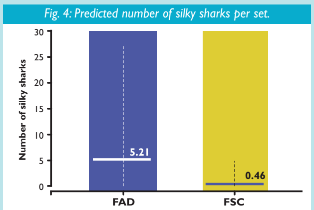


Fig. 7: Number of silky sharks per set from 2003 to 2007.

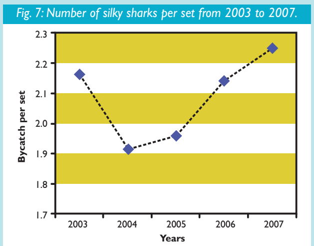


Fig. 5: Number of silky sharks caught per year by the French tuna purse-seine.

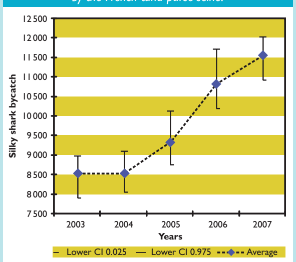
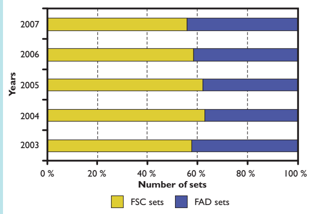


Fig. 6: Proportion of sets according to the fishing mode.



CONCLUSION

Observer data provide an unique opportunity to assess the amount of sharks and other associated species taken as bycatch. In the WIO, the French tuna purse seine generates sharks bycatch that are almost immature individuals. Considering the wole French tuna purse seine fishery, about 2 silky sharks where estimated to be caught per fishing set (Fig.7) with major differences between fishing mode. This low value of the mean number of silky sharks per set is due to the fact that the French purse seiners generally practice their activity under free schools. The main motivation for zero-inflated count regressions is that real-life data display frequently overdispersion and excess zeros. It has also an ecological meaning and the potential sources of zeros in that data were clearly developed in Martin *et al.* (2005).

Because extrapolation to the entire fishery need the use of covariates that are mentioned in logbooks, this study focused on only fishing mode, area and quarter as covariates. However, several factors have been shown to influence levels of discarding and bycatch. It is thus obvious that extrapolation to the entire fishery will underestimate or overestimate silky sharks bycatch because of the precision of the logbook data. However, the possibility to sample in the posterior distribution (MCMC samples) of parameters remains a good way to take into account variability around the associated covariates and to avoid any kind of hypothesis about their distribution, when we use them to extrapolate.

Selected references

Alverson D. L., M. H. Freeberg, S.A. Murawski, J. G. Pope, 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. FAO *Fisheries Technical Paper,* 339: 235 pp.

Harrington J. M., R. A. Myers, A. A. Rosenberg, 2005. Wasted fishery resources: discarded by-catch in the USA. *Fish and Fisheries*, 6: 350-361.

Martin T. G., B.A. Wintle, J. R. Rhodes, P. M. Kuhnert, S.A. Field, S. J. Low-Choy, A. J. Tyre, H. P. Possingham, 2005. Zero tolerance ecology: Improving ecological inference by modelling the Source of zero observations. *Ecology Letters*, 8: 1235-1246.

Minami M., C. E. Lennert-Cody, W. Gao, M. Román-Verdesoto, 2007. Modeling shark bycatch: The zero-inflated negative binomial regression model with smoothing. *Fisheries Research*, 84: 210-221.

Perkins P. C. and E. F. Edwards, 1996. A mixture model for estimating discarded bycatch from data with many zero observations: tuna discards in the eastern tropical Pacific Ocean. *Fishery Bulletin*, 94: 330-340.

Rochet M.-J. and V. M. Trenkel, 2005. Factors for the variability of discards: assumptions and field evidence. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62: 224-235.

Design and layout: IRD, CRH-EME, CRH Sète, 2009