



**HAL**  
open science

# Durabilité bioéconomique des pêcheries côtières tropicales et des systèmes alimentaires halieutiques

Coralie Kersulec

► **To cite this version:**

Coralie Kersulec. Durabilité bioéconomique des pêcheries côtières tropicales et des systèmes alimentaires halieutiques. Economies et finances. Université de Bordeaux, 2023. Français. NNT : 2023BORD0008 . tel-03992012

**HAL Id: tel-03992012**

**<https://theses.hal.science/tel-03992012>**

Submitted on 16 Feb 2023

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



université  
de **BORDEAUX**



THÈSE PRÉSENTÉE  
POUR OBTENIR LE GRADE DE  
**DOCTEUR**  
**DE L'UNIVERSITÉ DE BORDEAUX**

ECOLE DOCTORALE n°42 : Entreprise, Économie, Société

Thèse de Doctorat en Sciences Économiques

Par **Coralie Kersulec**

**Durabilité bioéconomique des pêcheries  
côtières tropicales et des systèmes alimentaires  
halieutiques**

Sous la direction de : **Luc Doyen et Sébastien Rouillon**

Soutenue publiquement le 13 janvier 2023

Membres du jury :

Mme Mabel Tidball	Directrice de Recherche INRAE	Uni. de Montpellier	Rapporteure
M. Christophe Béné	Principal Scientist CGIAR	Uni. de Wageningen	Rapporteur
Mme Sophie Gourguet	Cadre scientifique IFREMER	Uni. de Bretagne Occ	Examinatrice
Mme Basak Bayramoglu	Directrice de Recherche INRAE	Uni. de Paris-Saclay	Présidente du jury
M. Marc-Alexandre Sénégas	Professeur des Universités	Uni. de Bordeaux	Examineur
M. Luc Doyen	Directeur de Recherche CNRS	Uni. de Montpellier	Directeur de thèse
M. Sébastien Rouillon	Professeur des Universités	Uni. de Bordeaux	Directeur de thèse



# Résumé

La pêche illégale, la demande croissante en produits halieutiques et le changement climatique représentent des défis majeurs pour la durabilité des pêcheries. L'objectif général de cette thèse est d'identifier des stratégies bioéconomiques permettant d'assurer la soutenabilité des pêcheries et des systèmes alimentaires halieutiques face à ces défis. Dans cette perspective, cette thèse développe des modèles de complexité intermédiaire (MICE) incluant notamment des dynamiques multi-espèces, multi-flottes et de consommation. Ce travail s'appuie fortement sur le cas d'étude des pêcheries côtières tropicales de la Guyane française, comme cas d'étude (Chapitre 3 et 5) ou à titre illustratif (Chapitre 4).

La thèse est organisée comme suit. Elle débute par une introduction générale (Chapitre 1), puis une synthèse des travaux (Chapitre 2) des chapitres suivants. Ainsi, le Chapitre 3 étudie plus profondément les conséquences de la pêche illégale sur la ZEE de la Guyane française à partir d'un modèle MICE. Cette pêche illégale est liée à une demande croissante des consommateurs asiatiques pour les vessies natatoires des poissons. Le rôle bioéconomique très négatif de cette pêche sur l'écosystème et le secteur halieutique est mis en avant numériquement. Des recommandations de politiques publiques s'appuyant sur la théorie du choix rationnel sont proposées, notamment le développement d'une filière légale des vessies natatoires. Le Chapitre 4 étudie, via un modèle multi-espèces intégrant demande et offre via un équilibre de marché, l'impact des préférences des consommateurs sur la durabilité bioéconomique des pêcheries mixtes. Les résultats analytiques s'appuient sur des états stationnaires respectant des seuils de viabilité pour la biodiversité et la profitabilité. Des conditions pour l'établissement d'un écolabel pour des systèmes alimentaires durables sont déduites. Les résultats analytiques sont illustrés pour la pêche côtière guyanaise. Dans le chapitre 5, les modèles MICE précédemment construits sont intégrés et étendus avec des scénarios climatiques IPCC. L'analyse numérique confirme l'impact très négatif du réchauffement climatique sur la pêcherie guyanaise. Cependant, les scénarios suggèrent que la pêche illégale a des conséquences économiques locales plus importantes que le réchauffement climatique.

Les contributions transversales de l'ensemble de ces travaux sont triples. Ils confirment d'abord le rôle essentiel de la demande dans la durabilité des pêches et des systèmes alimentaires halieutiques, via les préférences des consommateurs ou la 'filiale' illégale. Une seconde contribution de la thèse est son apport méthodologique via des modèles bioéconomiques, des scénarios et une combinaison de résultats mathématiques et numériques. Une troisième contribution majeure est d'avancer des recommandations de politiques publiques principalement basées sur les mécanismes de marché, telles que l'endogénéisation du secteur informel pour le cas d'étude ou l'utilisation des écolabels pour la durabilité bioéconomique des systèmes alimentaires halieutiques d'un point de vue global.

*Mots-clés : Bioéconomie, Biodiversité, Durabilité, Demande, Système alimentaire, Pêche illégale, Eco-label, Changement climatique, Développement, Guyane Française*





# Abstract

Illegal fishing, increasing demand for fish products and climate change are major challenges to the sustainability of fisheries. The overall objective of this thesis is to identify bioeconomic strategies to ensure the sustainability of fisheries and fisheries food systems in the face of these challenges. In this perspective, this thesis develops models of intermediate complexity (MICE) including multi-species, multi-fleet and consumption dynamics. This work strongly relies on the case study of tropical coastal fisheries in French Guiana, as a case study (Chapters 3 and 5) or as an illustration (Chapter 4).

The thesis is organised as follows. It begins with a general introduction (Chapter 1), followed by a synthesis of the work (Chapter 2) of the following chapters. Thus, Chapter 3 studies more thoroughly the consequences of illegal fishing in the EEZ of French Guiana using a MICE model. This illegal fishing is linked to a growing demand from Asian consumers for fish swim bladders. The very negative bioeconomic role of this fishing on the ecosystem and the fisheries sector is numerically highlighted. Policy recommendations based on rational choice theory are proposed, including the development of a legal swim bladder industry. Chapter 4 studies, via a multi-species model integrating demand and supply via a market equilibrium, the impact of consumer preferences on the bioeconomic sustainability of mixed fisheries. The analytical results are based on stationary states respecting sustainability thresholds for biodiversity and profitability. Conditions for the establishment of an eco-label for sustainable food systems are derived. Analytical results are illustrated for the Guianese coastal fishery. In chapter 5, the previous MICE models are integrated and extended with IPCC climate scenarios. The numerical analysis confirms the very negative impact of global warming on the Guianese fishery. However, the scenarios suggest that illegal fishing has a greater local economic impact than global warming.

The cross-cutting contribution of all these works is threefold. First, they confirm the key role of demand in the sustainability of fisheries and fisheries food systems, via consumer preferences or the illegal 'chain'. A second contribution of the thesis is its methodological contribution via bio-economic models, scenarios and a combination of mathematical and numerical results. A third major contribution is to put forward policy recommendations mainly based on market mechanisms, such as the endogenisation of the informal sector for the case study or the use of eco-labels for the bio-economic sustainability of fisheries food systems from a global perspective.

***Keywords*** : *Bioeconomy, Biodiversity, Sustainability, Demand, Food system, Illegal fishing, Eco-label, Climate change, Development, French Guiana*



# Remerciements

Avant toute chose, Luc, je te suis reconnaissante de m'avoir permis de découvrir le monde de la recherche. En master 2, à la fin d'un cours quand tu as proposé un stage sur la pêche à la crevette, je ne pensais pas que le simple fait de lever la main me mènerait dans une telle aventure. Merci pour ton implication dynamique tout au long de cette thèse, les nombreux Skype enthousiastes, ta réactivité, les multiples échanges et les opportunités que tu as pu me donner.

Sébastien Rouillon, en premier lieu merci d'avoir accepté d'assurer le statut de directeur de thèse sur cette fin de thèse, mais surtout pour votre participation pendant ces années dans mon comité de suivi de thèse, notamment pour vos conseils toujours très opportuns et pertinents.

Mes remerciements vont à l'ensemble des membres de mon jury de thèse, pour avoir accepté de m'accorder de leur temps pour évaluer ce travail. Merci à M. Christophe Béné et Mme Mabel Tidball d'avoir accepté d'en être les rapporteurs. Merci à Mme Basak Bayramoglu, Mme Sophie Gourguet et M. Marc-Alexandre Sénégal d'avoir accepté d'en être les examinateurs.

Je tenais à remercier Mme Tina Rambonilaza pour ses conseils et son temps lors de mon comité de suivi de thèse.

Merci, Abdoul pour ta participation à mon comité de suivi de thèse et pour tes conseils pertinents, toujours pleins de gentillesse lors de Skype ou de rencontres à Cayenne ou Montréal.

Je tiens à exprimer ma gratitude à Nicolas Sanz pour son expertise lors de mon comité de suivi de thèse et séjour guyanais, mais aussi pour sa bonne humeur.

Un merci particulier, Esther, pour ton extrême gentillesse lors de mes premiers pas dans le monde de la recherche et pour ton accueil chaleureux qui m'a permis de m'intégrer rapidement au GREThA. Ton aide précieuse lors de mon stage m'a donné envie de poursuivre.

Pascale Roux et Marie Lebreton, je vous suis reconnaissante à toutes les deux pour m'avoir offert l'opportunité de donner des TD, toujours dans la bonne humeur. De Périgueux à Bordeaux, de la L1 à la L3, d'AES à Eco-gestion, j'ai beaucoup apprécié ces expériences d'enseignements à vos côtés et je suis sûre que cette dernière année d'ATER sera tout aussi enrichissante.

Je tiens tout particulièrement à adresser ma gratitude à Fabian Blanchard, aux membres de l'IFREMER, et à leur travail grâce auquel j'ai pu effectuer ma thèse. J'aimerais également remercier les membres du WWF, les gendarmes, le personnel de l'armée et le Tribunal judiciaire de Cayenne qui ont accepté de répondre à mes questions et qui, par un simple Skype, une réponse par e-mail ou de multiples appels m'ont apporté aide, soutien et surtout motivation.

Ce travail n'aurait pu être mené à bien sans les membres de BSE qui ont toujours su répondre de manière très réactive à mes demandes : Tanguy Bernard, Laurence Derache, Florence Duquesnoy, Anne Horain, Sandrine Merias, Anne-Laure Merlette, Cyril Mesmer et enfin Julie Vissaguet.

Une pensée particulière à tous les doctorants de BSE, anciens ou nouveaux, je vous souhaite bon courage pour la suite Adil, Adrien, Amal, Arnaud, Badr, Béka, Cécilia, Céline, Christian, Damien, Deivyd, Diane, Elise, Elodie.C, Elodie.R, Erwan, Fadoua, Félix, François, Hélène, Jeanne, Jemal, Jérem, Jérémy N., Julien, Léo C., Léo D. , Léo M., Louis, Lucie, Lucille, Mael, Mahdi, Marine, Martin, Mathieu, Moussa, Nicolas M., Nicolas Y., Samuel, Suneha, Sébastien, Valentina, Yaodia : je garderai de très bons souvenirs des soirées et repas plus ou moins arrosés, sorties escalade, soirées jeux de société ou encore séances de yoga que nous avons pu partager pendant ces années de thèse. Béa, ce fut un plaisir de partager ces cafés avec toi.

Jérem, je me souviendrai longtemps de nos années en binôme au F345. La Fish team : Hélène et Adrien, un IMMENSE merci à tous les deux, pour votre aide et votre soutien pendant toutes ces années, mais surtout pour votre amitié. Je vous souhaite encore de nombreuses belles soirées et aventures tous ensemble !

Mathieu, ta présence et tes remarques toujours brillantes ont été un vrai plus dans mon parcours de doctorante. Je te souhaite le meilleur pour ta thèse et la suite, mais aussi pour ta « carrière » de pêcheur passionné. Céline, merci pour tes histoires palpitantes, tes conseils et ta bonne humeur !

Elise, un grand merci pour nos discussions, rires et pauses-café, c'est un réel plaisir de partager le bureau en cette fin de thèse avec toi. Lucie, merci pour les séances d'escalade, repas et moments partagés. Yaodia, merci pour ta bonne humeur, tes histoires toujours incroyables et passionnantes, nos sorties et week-ends. Je vous souhaite le meilleur à toutes les trois !

J'en viens aux remerciements à mes amis de plus longue date. Merci à vous tous de m'avoir permis de penser à autre chose que la thèse pendant mes moments de doute. Je ne m'éterniserai pas ici pour vous remercier, je le ferai de vive voix à nos prochaines retrouvailles ! Un petit mot quand même :

Estelle, Lulu et Sév, à notre amitié, nos prochains périple et week-ends fromagers ! Merci encore pour votre précieux soutien qui m'a permis d'avancer. Toutes à votre façon, vous avez été au top !

Malou, ta bonne humeur communicative m'a beaucoup aidé, j'espère que nous pourrons bientôt écouter Naâman ensemble. Kiva la découverte de la Guyane à tes côtés fut un réel plaisir.

Les filles, Béné, Mawa, Mathilde, Maé, Pauline, Quit, merci pour les week-ends et les soirées passés ensemble. À nos prochaines aventures et vos futurs prix Nobel !

Béné, ton soutien, tes conseils et ta joie m'ont permis d'avancer, je te souhaite le meilleur à toi et à Mark pour cette nouvelle aventure canadienne.

Merci Amaya, Aurélie, Caro, Christelle, Martine, Marie, Romain, Vava pour tous les moments que nous avons pu passer ensemble. Noé, So et Marine, je vous souhaite encore de nombreux week-ends aux quatre coins de la France. Adeline et Théo, les moments passés avec vous sont toujours un plaisir. Adeline, tes conseils et tes récits palpitants ont été d'un grand réconfort ! Claudia, continue de me faire rêver avec tous tes projets fous.

Coco, merci pour ces 20 années d'amitié et de m'avoir offert le cadeau d'être la marraine

de Clara. Je vous souhaite à toi, Kevin et Clara de rester la belle famille que vous êtes. Je souhaite remercier toute ma famille pour leur soutien et leur présence.

Flo pour l'aventure incroyable que tu nous as offert lors de notre séjour chez toi.

Ma tante Coco pour avoir toujours cru en moi.

Mes parents et mon frère pour leur soutien indéfectible, leurs nombreux encouragements et surtout de m'avoir supportée.

Dyna, Wilki, Cachou et Réglisse pour leur réconfort particulier.

Un grand merci à Yo, pour ta présence et ton aide, je suis très fière d'être ta soeur. Je te souhaite d'être le plus heureux possible, quels que soient tes futurs choix et perspectives.

Tu pourras toujours compter sur moi pour te soutenir et t'aider du mieux que je peux.

Jojo, merci pour tout.



# Production scientifique

## Articles

### *Article publié dans une revue internationale avec comité de lecture*

Gomes, H., **Kersulec, C.**, Doyen, L., Blanchard, F., Cissé, A.A., Sanz, N. (2021), The major roles of climate warming and ecological competition in the small-scale coastal fishery in French Guiana, *Environmental Modeling and Assessment* 26 :655–675

### *Article en révision dans une revue internationale avec comité de lecture*

**Kersulec, C.**, Gomes, H., Doyen, L., Blanchard, F., The role of illegal fishing on the sustainability of the small-scale fishery in French Guiana, *Environment, Development and Sustainability*

### *Article soumis dans une revue internationale avec comité de lecture*

**Kersulec, C.**, Doyen, L., Cissé, A.A., From fork to fish : The role of consumer preferences on the sustainability of fisheries, *Journal of Environmental Economics and Management*

### *« Working paper »*

**Kersulec, C.**, Doyen, L., (2022), From fork to fish : The role of consumer preferences on the sustainability of fisheries, *Bordeaux Economics Working Papers* BxWP2022-10

**Kersulec, C.**, Doyen, L., Gomes, H., Blanchard, F., (2021), The effect of illegal fishing on the sustainability of small scale fisheries, *Bordeaux Economics Working Papers* BxWP2021-17

Gomes, H., **Kersulec, C.**, Doyen, L., Blanchard, F., Cissé, A.A., Sanz, N. (2020), Climate



warming vs ecological competition for marine tropical biodiversity and fisheries, *Bordeaux Economics Working Papers BxWP2020 -13*

## Participation à des conférences

### *Conférences internationales*

#### **World Conference on Natural Resource Modeling,**

Mai 2019 Montréal, *Ecosystem dynamics and fishing management scenarios for the coastal fishery in French Guiana*

#### **Workshop « EETE » (Ecological Economics for Tropical Ecosystems),**

Décembre 2018 Cayenne, *Ecosystem dynamics for the coastal fishery in French Guiana*

### *Conférences nationales*

#### **Séminaire doctorants BSE,** Septembre 2021 Bordeaux,

*L'impact de la pêche illégale sur la durabilité des petites pêcheries artisanales*

#### **Séminaire doctorants GREThA,** Novembre 2017 Bordeaux,

*Ecoviabilité pour une gestion écosystémique des pêches*

# Table des matières

Résumé . . . . .	i
Abstract . . . . .	iii
Remerciements . . . . .	v
Production scientifique . . . . .	ix
Table des matières . . . . .	xi
<b>1 Introduction générale</b>	<b>1</b>
1.1 Brève histoire de la durabilité . . . . .	1
1.2 La biodiversité et les services écosystémiques . . . . .	2
1.3 Les écosystèmes marins : cadre et enjeux . . . . .	3
1.4 Les pêcheries côtières artisanales . . . . .	6
1.5 Le défi d'une gestion durable des pêches . . . . .	10
1.6 Les systèmes alimentaires durables . . . . .	17
1.7 Enjeux de la thèse et plan . . . . .	22
<b>2 Présentation et synthèse des travaux</b>	<b>39</b>
2.1 Cas d'étude . . . . .	40
2.2 Méthodes, modèles et scénarios . . . . .	47
2.3 Synthèse des résultats . . . . .	56
2.4 Discussion des résultats . . . . .	63
<b>3 The role of illegal fishing on the sustainability of the small-scale fishery in French Guiana</b>	<b>81</b>
3.1 Introduction . . . . .	83
3.2 Case study . . . . .	85
3.3 Methods . . . . .	87
3.4 Results . . . . .	93
3.5 Discussion . . . . .	99
3.6 Conclusion and perspectives . . . . .	102
3.7 Acknowledgments . . . . .	103

---

3.8	Appendix . . . . .	112
<b>4</b>	<b>From fork to fish : The role of consumer preferences on the sustainability of fisheries</b>	<b>121</b>
4.1	Introduction . . . . .	123
4.2	Bio-economic model . . . . .	125
4.3	Analytical results . . . . .	130
4.4	Example : the coastal fishery in French Guiana . . . . .	134
4.5	Conclusion and perspectives . . . . .	139
4.6	Appendix . . . . .	151
4.7	Analytical results . . . . .	151
4.8	Calibration for the case study of French Guiana . . . . .	154
4.9	Resource requirement for the BAU scenario . . . . .	156
<b>5</b>	<b>How global warming and illegal fishing affect the sustainability of small-scale tropical fisheries</b>	<b>159</b>
5.1	Introduction . . . . .	161
5.2	Case study . . . . .	163
5.3	Bio-economic model . . . . .	164
5.4	Results . . . . .	171
5.5	Conclusion, Recommendations and Perspectives . . . . .	182
5.6	Acknowledgments . . . . .	184
5.7	Appendix . . . . .	193
	<b>Conclusion générale</b>	<b>201</b>
	Table des figures . . . . .	207
	Liste des tableaux . . . . .	211
	Liste des abréviations . . . . .	213





# Chapitre 1

## Introduction générale

### 1.1 Brève histoire de la durabilité

Le changement climatique, la croissance démographique mondiale, la pollution généralisée, ainsi que la surexploitation et la raréfaction des ressources naturelles représentent un ensemble de défis pour l'humanité (Schwarzenbach et al., 2010; Diamond et al., 2015; FAO, 2020; Bahri et al., 2021; Cooley et al., 2022). Dans ce contexte, la Conférence des Nations unies sur l'environnement de Stockholm de 1972 a été le premier sommet mondial à questionner l'impact des humains sur l'environnement (Caldwell, 1984). Les concepts jusqu'alors antinomiques de protection de l'environnement et de développement économique ont été discutés de manière conjointe, annonçant ainsi les prémises de ce qu'on nommera plus tard le développement durable. Le terme développement durable apparaît pour la première fois en 1987 dans le rapport Brundtland présenté par la Commission des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement (World Commission on Environment and Development, WCED) (Brundtland, 1987).

Il est défini comme :

*« Un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la possibilité, pour les générations à venir, de pouvoir répondre à leurs propres besoins. »*

Ce rapport expose la nécessité d'un changement majeur dans nos actions et l'urgence de la mise en place de mesures politiques mondiales décisives afin de garantir la survie de l'humanité. La planète a ses limites, et les activités humaines et de surcroît économiques doivent les respecter (Steffen et al., 2015; O'Neill et al., 2018). Suite à ce constat, l'Organisation des Nations Unies (ONU) et ses États membres, vont mettre en place différents plans d'action axés sur le développement durable : Action21 en 1992 à Rio de Janeiro visant à préserver l'environnement et la qualité de vie, les objectifs du Millénaire pour le développement en 2000 à New York ayant pour objectif de réduire la pauvreté. Le sommet mondial sur le développement durable à Johannesburg en 2002 réaffirme quant

à lui la volonté de supprimer la pauvreté extrême et protéger l'environnement. Puis, la Conférence des Nations Unies sur le développement durable à Rio de Janeiro en 2012 lance l'élaboration d'objectifs de développement durable (ODD).

Ainsi, en 2015, 17 objectifs de développement durable sont adoptés par l'ensemble des États membres de l'ONU dans le cadre du « Programme de développement durable à l'horizon 2030 ». Ces objectifs, présentés dans la Figure 1.1, englobent les trois piliers du développement durable : Social (éradiquer la pauvreté sous toutes ses formes et la famine dans tous les pays), Écologique (protéger la planète) et Économique (garantir la prospérité économique pour tous) (Purvis et al., 2019) <sup>1</sup>.

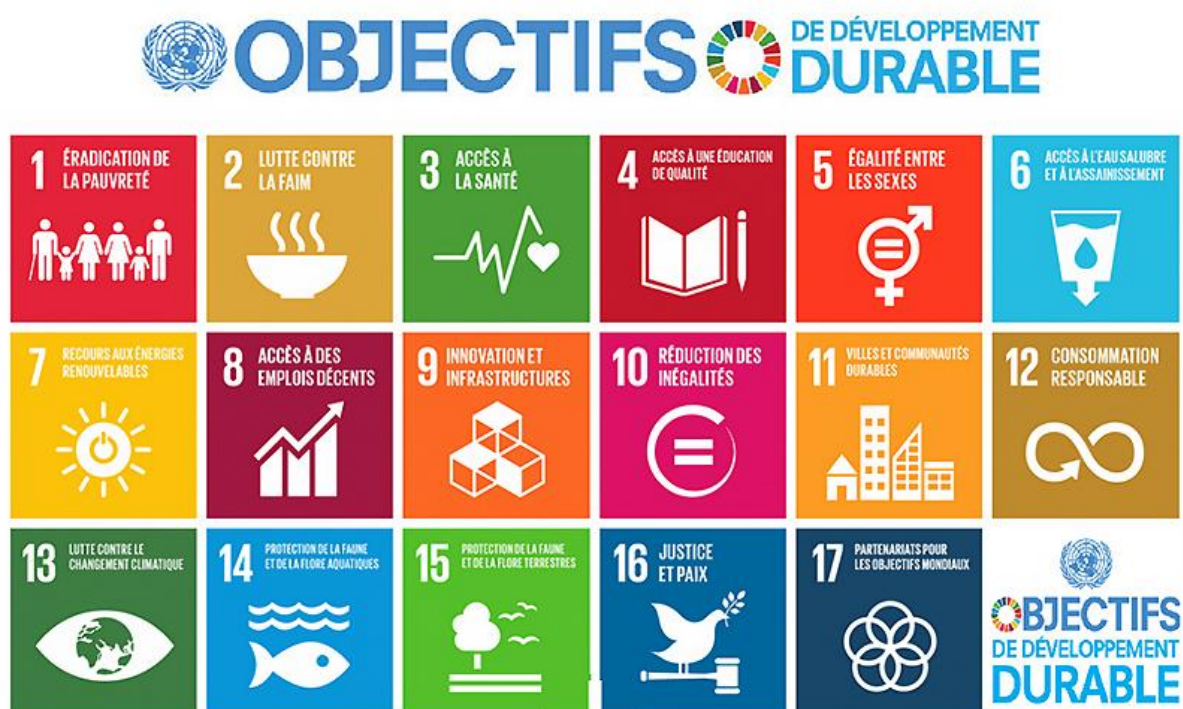


FIGURE 1.1 – Objectifs de développement durable (Source : ONU, Département des affaires économiques et sociales)

## 1.2 La biodiversité et les services écosystémiques

La création de l'**IPBES** (Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques) <sup>2</sup>, en 2012, montre l'importance croissante

1. **Objectifs de développement durable** : Liste des 17 objectifs de développement durable à l'horizon 2030. <https://sdgs.un.org/goals>.

2. <https://ipbes.net/>

accordée à une gestion plus durable de la biodiversité et des écosystèmes. Cette plateforme permet la communication entre les scientifiques et les gouvernements, en contribuant notamment à la prise de décisions publiques. Les écosystèmes sont source de « services écosystémiques ». Cette expression désigne l'ensemble des avantages que la nature procure à la société. La valeur globale de l'ensemble des services écosystémiques est estimée à 125 000 milliards de dollars en 2022 d'après l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) <sup>3</sup>.

Le Millenium Ecosystem Assessment (MEA) classe les services écosystémiques en quatre catégories (MEA, 2005). Les « services d'approvisionnement » rassemblent les services économiques et sociaux dont on peut observer les bénéfices de manière directe. Il s'agit de biens matériels produits par les écosystèmes comme la nourriture, l'eau, les matières premières et les ressources médicinales. Ils sont cruciaux pour certains systèmes alimentaires, notamment les systèmes alimentaires halieutiques via les produits de la mer <sup>4</sup>. Les « services de régulation » agissent de manière plus indirecte, mais sont néanmoins primordiaux. Ils participent notamment à la régulation du climat, des maladies ou de la qualité de l'air. On retrouve également les « services culturels » qui sont directement observables mais immatériels. Ils rassemblent des valeurs religieuses et spirituelles, les valeurs récréationnelles ou la beauté de la nature. En dernier lieu, les « services de support » permettent aux trois éléments susmentionnés de fonctionner ; il s'agit par exemple de la production primaire, la formation des sols ou les cycles de nutriments. Du fait de l'importance de l'ensemble de ces services, soutenir la durabilité de la biodiversité et des services écosystémiques est essentiel. L'humanité dépend entièrement des écosystèmes et des services qu'ils fournissent (MEA, 2005), il devient urgent de les protéger, tant d'un point de vue éthique que par nécessité vitale.

## 1.3 Les écosystèmes marins : cadre et enjeux

### 1.3.1 Les services écosystémiques marins et côtiers

Les écosystèmes côtiers et marins mêlent une large diversité de milieux, comme les marais, les mangroves et les récifs coralliens. L'intégrité de ces écosystèmes joue un rôle important pour le secteur de la pêche (Long et al., 2020), du fait des services écosystémiques d'approvisionnement ou de régulation qu'ils procurent. Ces zones côtières ne rassemblent que 4 % de la surface terrestre totale et 11 % des océans, mais elles abritent

3. <https://www.fao.org/ecosystem-services-biodiversity/fr/>

4. La section 1.6 développe de manière précise la notion de « système alimentaire ». Nous en donnons ici une définition simplifiée, proposée par l'IFAD : « Les systèmes alimentaires désignent l'ensemble des étapes nécessaires pour nourrir une population : cultiver, récolter, conditionner, transformer, transporter, commercialiser et consommer. »



plus d'un tiers de la population humaine mondiale et représentent 90 % des captures de pêche marine (Barbier, 2012). Une grande partie de cette population dépend de ces écosystèmes et de leurs services pour se nourrir et travailler (Béné et al., 2007; Jacquet and Pauly, 2008; Fao, 2020). On estime qu'environ 600 millions de personnes dans le monde, essentiellement dans les pays en développement, sont tributaires, ne serait-ce qu'en partie, de la pêche et de l'aquaculture pour leur subsistance. Parmi elles, plus de 58,5 millions de personnes travaillent dans le secteur primaire, auxquelles s'ajoutent les travailleurs du secteur secondaire, leur famille, ainsi que les personnes à leur charge (FAO, 2022). Il s'agit alors de bien comprendre le rôle que la production halieutique mondiale peut avoir pour la sécurité alimentaire. Les pays où le poisson contribue fortement à l'apport en protéines (plus d'un tiers des apports quotidiens) sont souvent des « Pays à faible revenu et à déficit vivrier ». Le poisson est donc une des rares sources de protéines, nutriments et lipides pour des populations souffrant de malnutrition (Béné et al., 2015).

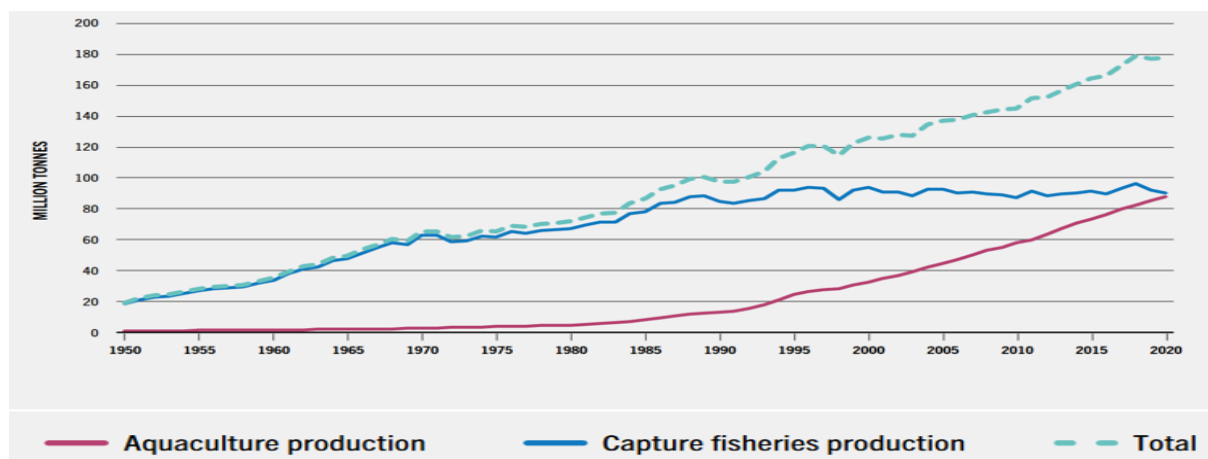


FIGURE 1.2 – Production mondiale de la pêche et de l'aquaculture (excluant les algues) (Source : (FAO, 2022))

De 1961 à 2019, la consommation mondiale de produits halieutiques a augmenté à un taux moyen annuel de 3 %, contre un taux de croissance démographique mondial de 1,6 %. En moyenne dans les années 1960, une personne consommait 9,9 kg de produits halieutiques, contre 20,5 kg en 2019 (20,2 kg en 2020 du fait de la crise du COVID) (FAO, 2022). Suite à l'amélioration des conditions de vie, notamment due à la hausse des revenus, et à l'évolution des tendances alimentaires, une augmentation de 15 % de la demande en produits halieutiques est attendue d'ici 2030, soit une consommation de 21,4 kg par habitant. La production halieutique mondiale n'a cessé d'augmenter pour répondre à cette demande, passant de 20 millions de tonnes en 1950 à près de 180 millions de tonnes en 2020 (Figure 1.2). À partir des années 1980, on constate néanmoins une stagnation de la production des captures de pêche, contrairement à la production aquacole qui n'a cessé

d'augmenter.

### 1.3.2 La surexploitation et ses conséquences

Cette forte croissance de la demande en produits halieutiques, et plus globalement de la demande mondiale en alimentation, fait craindre un risque accru quant aux ressources, à la biodiversité et à l'intégrité des écosystèmes marins. Cela pourrait fortement fragiliser les communautés côtières où le poisson apporte une part essentielle des protéines et nutriments (Beveridge et al., 2013; Béné et al., 2015; Loring et al., 2019). Les productions halieutiques apportent une contribution essentielle à la sécurité alimentaire et la nutrition globale ; d'autant plus dans un contexte mondial, où en 2020, entre 720 et 811 millions de personnes dans le monde souffrent toujours de la faim et environ un tiers de la population mondiale n'a pas accès à une alimentation adéquate (FAO et al., 2021).

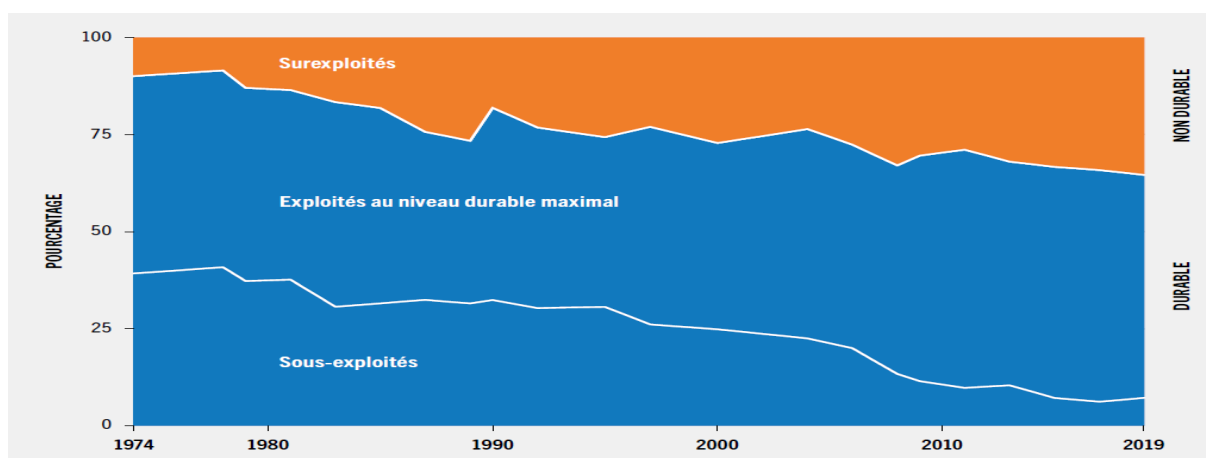


FIGURE 1.3 – Évolution de la situation des stocks halieutiques mondiaux de 1974 à 2019 (Source : (FAO, 2022))

Un stock de ressource peut être considéré au sens halieutique comme sous-exploité, surexploité ou pleinement exploité, par rapport au niveau de rendement maximal durable défini mathématiquement plus loin dans la sous-section 1.5.1 (Figure 1.3 )<sup>5</sup>. En 2019, 57,3 % des stocks halieutiques mondiaux étaient exploités au niveau du rendement maximal durable, et seulement 7,2 % étaient sous-exploités. Le niveau de stocks surexploités s'élevait à 35,4 % en 2019, contre 10 % seulement dans les années 1970. Cette surexploitation des stocks a une incidence très importante en termes économiques et de sécurité alimentaire. Selon la FAO, la production halieutique pourrait augmenter de 16,5 millions

5. Le Rendement Maximal Durable (RMD) (*Maximum Sustainable Yield* en anglais) est « la plus grande quantité de biomasse que l'on peut extraire en moyenne et à long terme d'un stock halieutique dans les conditions environnementales existantes sans affecter le processus de reproduction » (définition FAO).

de tonnes si les stocks surexploités étaient reconstitués ; ce qui, en retour, augmenterait la contribution de la pêche marine à la sécurité alimentaire, à la nutrition, à la croissance économique et au bien-être des communautés côtières (FAO, 2022). Cette surexploitation nuit donc fortement à la durabilité des systèmes alimentaires halieutiques. Cela pourrait également conduire à de nombreux bénéfices économiques, notamment une augmentation du bénéfice annuel net dû au secteur de la pêche, qui serait multiplié par 30, passant de 3 milliards par an à 86,3 milliards (WorldBank, 2017).

La pêche INN (Illicite, Non déclarée, Non réglementée) est reconnue comme étant la principale cause de surpêche mondiale (Song et al., 2020). Les pertes dues à la pêche INN dans le monde sont estimées entre 10 et 23,5 milliards de dollars par an, ce qui représente entre 11 et 26 millions de tonnes de captures (Agnew et al., 2009). La pêche INN a un impact très négatif sur les ressources, la biodiversité et les écosystèmes, compte tenu notamment des techniques de pêche non réglementaires fréquemment utilisées, des captures accidentelles et du non-respect des politiques de conservation (Le Gallic and Cox, 2006; FAO and Japan-Government-Cooperative-Programme, 2008). Cette pêche illégale apparaît dans tous les types de pêcheries et toutes les zones géographiques (Sumaila et al., 2006). La pêche illégale a donc un impact direct sur les revenus des pêcheurs et des acteurs de la chaîne alimentaire (Petrossian, 2015). La surexploitation des écosystèmes due à la pêche INN exerce une influence négative de taille sur la pauvreté, la perte d'emplois et la sécurité alimentaire (Belhabib and Le Billon, 2020). En raison de toutes ces conséquences délétères, la FAO et le CSIRO recommandent de développer et d'implanter des méthodes permettant d'analyser et de quantifier la pêche INN, pour mettre en place des politiques publiques plus efficaces rapidement (Wilcox et al., 2021). La suppression (ou du moins la réduction) de la pêche INN est d'ailleurs une cible principale (cible 14.4) de l'Objectif de Développement Durable 14 à l'horizon 2030.

## 1.4 Les pêcheries côtières artisanales

### 1.4.1 Importance des pêcheries artisanales

L'importance des pêcheries artisanales ou petites pêches (Small Scale Fisheries, SSFs) est désormais reconnue, de plus en plus d'articles étant publiés à leur sujet (Purcell and Pomeroy, 2015). L'année 2022 a même été consacrée « Année internationale de la pêche et de l'aquaculture artisanales (APAA) » par la FAO.

Les SSFs sont un ensemble diversifié de pêcheries qui possèdent néanmoins quelques caractéristiques communes. La puissance et la taille des embarcations sont limitées, n'excédant pas une taille maximale comprise entre 12 et 15 mètres, selon les définitions de

chaque pays<sup>6</sup>. Le patron de pêche est habituellement propriétaire de son bateau et l'activité de pêche s'exerce à une faible distance des côtes (Chuenpagdee et al., 2006). Les pratiques de pêche des SSFs sont en majorité moins invasives que les pêcheries industrielles, car adoptant des techniques de pêche dites « passives » (filet, lignes, casiers) à l'inverse des pêcheries industrielles qui pratiquent des techniques de pêche dites « actives » (dragage, senne, chalut) (IFREMER<sup>7</sup>).

Bien qu'obtenir le nombre de navires exact appartenant aux SSFs dans le monde soit complexe du fait du manque de réglementations précises pour certaines pêcheries, il est estimé qu'ils représentaient en 2018 près de 82 % des flottilles de pêche mondiales (FAO, 2020). Les subventions allouées à la pêche cette même année, qui s'élevaient à 35,4 milliards de dollars, ont pourtant été destinées de manière inversement proportionnelle, à plus de 80 % aux pêcheries industrielles et seulement 19 % aux pêcheries artisanales (Schuhbauer et al., 2020). Ce chiffre semble d'autant plus aberrant quand on constate que les SSFs produisent la même quantité de poissons destinée à la consommation humaine que les pêcheries industrielles, comprennent plus de 15 fois plus de pêcheurs et sont plus écologiques, car elles consomment deux fois moins de carburant et limitent le nombre de captures accidentelles (Figure 1.4) (Isaacs, 2016).

Dans le monde, plus de 30 millions de pêcheurs sont employés dans des pêcheries artisanales, dont la majorité des captures sont destinées à la consommation locale (Kelleher et al., 2012). Les activités annexes (conditionnement, vente) liées aux SSFs rassemblent plus de 76 millions de personnes, dont une part importante de femmes (Harper et al., 2013). Le nombre de personnes concernées par les SSFs est plus important que l'ensemble des secteurs d'activités économiques liés à l'océan (Cohen et al., 2019). En 2021, si l'on considère le nombre de personnes qui dépendent au moins partiellement d'un travail dans les pêcheries artisanales, c'est près de 492 millions de personnes qui sont concernées, dont une part importante dans les pays en développement (FAO, 2022). Les pêcheries artisanales ont donc une importance fondamentale pour la sécurité alimentaire et la réduction de la pauvreté dans de nombreuses communautés côtières (Béné et al., 2007; Golden et al., 2016; Bell et al., 2018; Teh and Pauly, 2018). La pêche de subsistance est très pratiquée dans les SSFs, près de 53 millions de personnes pêchent dans le seul but de se nourrir, eux et leur famille, sans aucun objectif commercial (FAO, 2022).

---

6. La France fait figure d'exception en considérant la pêche artisanale comme étant les navires de moins de 25 mètres où l'armateur est embarqué

7. <https://peche.ifremer.fr/Le-monde-de-la-peche/La-peche/comment/Les-engins>


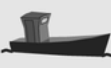


















<b>Advantage</b> ✓	<b>Large scale company owned</b> 	<b>Small scale artisanal</b> 
Number of fishermen employed	 Around 2 million	 Over 30 million ✓
Marine fish caught for human consumption	 Around 40 million tonnes annually ✓	 Around 40 million tonnes annually ✓
Capital cost of each job on fishing vessel	 \$\$\$\$\$\$\$\$\$\$ \$\$\$\$\$\$\$\$\$\$ \$\$\$\$\$\$\$\$\$\$ \$30 000 to \$300 000	 \$ \$100 to \$5 000 ✓
Bycatch discarded at sea	 Around 5 million tonnes annually	 Around 2 million tonnes annually ✓
Marine fish caught for industrial reduction to meat and oil, etc.	 Around 15 million tonnes annually	 Almost none ✓
Fuel oil consumption	 30 to 40 million tonnes annually	 3 to 15 million tonnes annually
Fish landed per tonne of fuel consumption	 =  1 to 2 tonnes	 =  3 to 15 tonnes ✓
Fishermen employed for each \$1 million invested in fishing vessels	 3 to 30	 200 to 10 000 ✓

FIGURE 1.4 – Graphique comparatif entre les pêcheries industrielles et artisanales (Source : (Isaacs, 2016))

Les pêcheries artisanales sont très présentes dans les zones tropicales, car les poissons de ces écosystèmes y sont accessibles à de faibles profondeurs. La gestion de ces pêcheries artisanales tropicales est complexe, du fait de leur caractère multi-espèces et multi-flotilles (Purcell and Pomeroy, 2015). Les zones tropicales rassemblent les pays où l’on trouve le plus de communautés côtières hautement dépendantes de la consommation de poissons (Golden et al., 2016). En raison de différents facteurs, ces pêcheries et les systèmes alimentaires associés sont pourtant particulièrement vulnérables.

### 1.4.2 Problématiques bio-économiques des pêcheries artisanales

Les SSFs font face à de nombreux défis qui les fragilisent, notamment les changements globaux, ainsi que des problèmes de réglementation, de pêche illégale et de gestion.

Des changements globaux (changement climatique, acidification des océans et baisse des niveaux d’oxygène dans l’océan) modifient la productivité des organismes et des écosystèmes (Pörtner et al., 2014; Barange et al., 2018). Les pêcheries tropicales vont potentiellement être très touchées par le changement climatique, avec des diminutions de

captures allant jusqu'à 30 % pour la côte ouest de l'Amérique centrale, le golfe de Guinée et autour de l'Indonésie (mer de Java, Banda et Célèbes) (Cheung et al., 2016) (Figure 1.5).

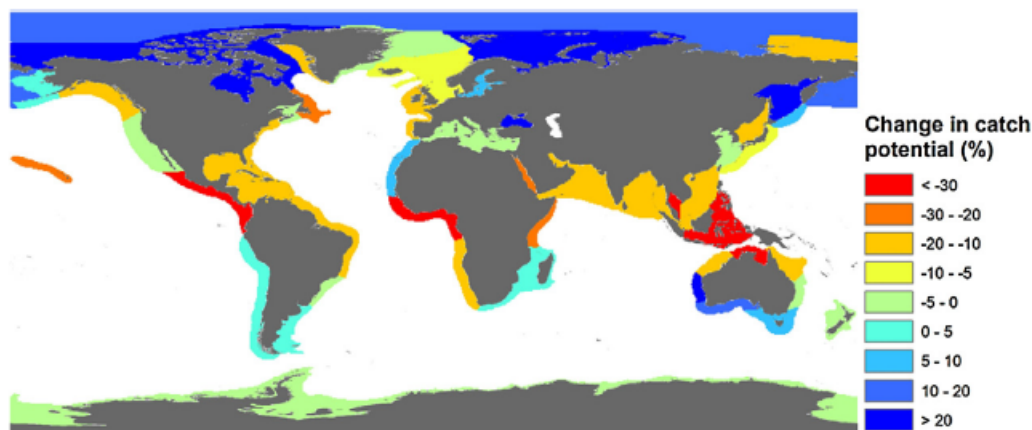


FIGURE 1.5 – Changements moyens en pourcentage dans les captures potentielles d'ici 2050 (2041-2060) par rapport à la situation « actuelle » (1971-2000) dans le cadre d'un scénario climatique pessimiste RCP 8.5 (Source : (Cheung et al., 2016))

Parmi les cibles de l'Objectif de développement durable 14, on retrouve la nécessité d'améliorer la situation des pêcheurs artisanaux (cible 14.b) en développant l'accès à la ressource et au marché (FAO, 2021). Un indicateur a été élaboré pour mesurer les « progrès réalisés par les pays dans la mise en œuvre d'un cadre juridique, réglementaire, politique ou institutionnel reconnaissant et protégeant les droits d'accès des petits pêcheurs ». Pour ce faire, il recense les mesures réglementaires prises dans chaque pays qui favorisent ou protègent la pêche artisanale. En effet, les difficultés rencontrées par les pêcheries artisanales sont en partie dues à des problèmes de réglementations.

Hammarlund and Andersson (2019) soulignent notamment le cas des accords d'accès à la pêche de l'Union européenne (UE) avec les pays en développement qui donnent aux navires de l'UE le droit de pêcher dans les eaux des pays partenaires en échange d'une compensation financière. Ces accords doivent permettre aux pays qui vendent ces droits d'accès de développer le secteur de la pêche locale, notamment en obligeant les navires étrangers à débarquer une partie des captures sur leur territoire, engager des pêcheurs locaux et utiliser le montant de la compensation pour améliorer les infrastructures liées à la pêche. Ce type d'accord peut également conduire à une augmentation des contrôles des captures et des activités de surveillance, afin de limiter les activités de pêche illégales. Malheureusement, ce cercle vertueux ne fonctionne pas toujours et les pêcheurs locaux se retrouvent parfois en compétition avec des pêcheries industrielles, ce qui mène à des situations de surpêche. Il peut même arriver que la pêche locale soit remplacée par de la

pêche industrielle et que les débarquements s’effectuent à l’étranger, ce qui peut mener à des situations à risque pour la sécurité alimentaire (Hammarlund and Andersson, 2019).

Le développement de la « croissance bleue »<sup>8</sup> a augmenté la compétition pour les ressources et l’espace côtier, notamment en limitant l’accès à la côte au détriment des pêcheurs locaux artisanaux, ce qui conduit à des conflits économiques et culturels (Jentoft, 2017). La gestion des pêches artisanales est également complexe, du fait de la difficulté de collecter des données fiables. En effet, compte tenu de la diversité des engins de pêche utilisés, des espèces pêchées et des zones géographiques parfois reculées, le contrôle de ces pêcheries est difficile, ce qui complexifie la collecte de données (Pita et al., 2019). Les petites pêcheries sont souvent liées à des situations de pauvreté élevée, où il n’y a pas d’autres opportunités d’emploi que la pêche (Béné and Friend, 2011). Les pêcheries artisanales sont donc des secteurs vulnérables face à l’incertitude et à la mondialisation (Allison et al., 2011; Schuhbauer and Sumaila, 2016), et à des chocs externes non prévisibles, comme l’a par exemple montré la crise du Covid (Bennett et al., 2020).

## 1.5 Le défi d’une gestion durable des pêches

### 1.5.1 De la gestion monospécifique à une gestion écosystémique des pêches (EBFM)

Face à la surpêche et aux vulnérabilités des pêcheries évoquées précédemment, un ensemble d’instruments de gestion a émergé progressivement pour protéger la productivité des stocks et des écosystèmes marins. Ils visent à contrôler l’effort de pêche (input) ou les captures (output) via des contrôles réglementaires (sélectivité des engins, taille autorisée, zone autorisée, total admissible de captures, licences, quota), des contrôles économiques (quota individuel transférable, taxes/subventions à l’effort de pêche ou au débarquement) ou encore des outils informationnels (éco-labels) (Scott, 2007; OECD, 2012) (Table 1.1). Les politiques de gestion utilisent généralement plusieurs des outils présentés dans la Table 1.1 de manière simultanée.

Les approches conventionnelles de gestion reflètent celles pratiquées dans la pêche industrielle, qui supposent une relation simple entre la capacité de production de la ressource (stock défini d’une seule espèce de poisson) et la capacité d’extraction d’une flotte de pêche homogène (Garcia et al., 2008). Ce sont des approches dites mono-spécifiques des pêches. Ces approches de gestion s’inspirent de modèles mathématiques bio-économiques.

---

8. La Commission européenne définit la « croissance bleue » comme « la stratégie à long terme visant à soutenir la croissance durable dans les secteurs marin et maritime dans leur ensemble. »

TABLE 1.1 – Typologie des instruments de gestion. Tableau adapté de (OECD, 2012)

Moyens de contrôle	Variables de contrôle	
	Effort de pêche	Captures
Contrôles réglementaires (mesures techniques)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Taille des mailles et filets</li> <li>• Taille des bateaux et puissance moteur</li> <li>• Aire marine protégée</li> <li>• Période de fermeture</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Sélectivité sur âge, taille et sexe</li> <li>• TAC (Total Admissible de Capture)</li> </ul>
Contrôles réglementaires (contrôle d'accès)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Permis ou licence de pêche non-transférable en nombre limité<sup>1</sup></li> <li>• Quota individuel d'effort de pêche</li> <li>• Droits d'usage territoriaux</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Quota individuel non-transférable<sup>2</sup></li> <li>• Quota communautaire</li> <li>• Autres types de restrictions sur les captures (débarquement maximal, limite tonnage bateaux)</li> </ul>
Contrôles économiques (basés sur le marché)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Licence transférable</li> <li>• Quota individuel d'effort transférable</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Quota individuel transférable</li> </ul>
Contrôles économiques (non basés sur le marché)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Taxe sur l'effort de pêche<sup>3</sup></li> <li>• Subventions à l'effort</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Taxes au débarquement</li> <li>• Subventions</li> </ul>

<sup>1</sup> Ce système restreint le nombre de bateaux autorisés à pêcher, leur capacité de pêche ainsi que la durée autorisée à pêcher.

<sup>2</sup> Un quota individuel est une part du TAC accordé à un bateau ou une entreprise.

<sup>3</sup> Il s'agit de taxe sur les composantes intermédiaires de l'effort, par exemple le carburant et le travail.



Les premiers modèles bio-économiques des pêches, mêlant écologie et économie, apparaissent au milieu des années 1950 (Schaefer, 1954; Gordon, 1954). Le modèle bioéconomique de Schaefer (1954) développe ainsi un objectif de gestion à atteindre : le Rendement Maximal Durable (MSY, *Maximum Sustainable Yield*), qui maximise les captures à l'équilibre. Ce modèle prend en compte la pêche dans la dynamique des populations, de la manière suivante :

$$x(t+1) = x(t) + G(x(t)) - H(t) \quad (1.1)$$

où  $x(t)$  représente l'état (biomasse, abondance...) du stock considéré à l'instant  $t$ ,  $G(x(t))$  est une fonction de croissance biologique de population et  $H(t)$  correspond aux captures de pêche à l'instant  $t$ . La croissance biologique des populations parmi les plus communément utilisées dans les dynamiques de population est celle de la croissance logistique, définie par :

$$G(x) = rx\left(1 - \frac{x}{K}\right) \quad (1.2)$$

avec  $r$  le taux de croissance intrinsèque du stock  $x$  et  $K$  la capacité de charge du milieu (i.e l'état maximal d'un stock  $x$  qu'un milieu donné peut supporter).

Les captures de pêche se définissent le plus souvent selon une fonction de production de type Schaefer, exprimée ainsi :

$$H(x(t), e(t)) = qx(t)e(t) \quad (1.3)$$

où  $e(t)$  correspond à l'effort de pêche (temps de pêche, nombre de bateaux, caractéristiques des navires...) à l'instant  $t$  et  $q$  représente la capturabilité du stock, c'est-à-dire la probabilité de capturer une unité de stock par unité d'effort. La situation d'équilibre se définit alors quand :

$$G(x) = H(x, e). \quad (1.4)$$

En effet, si  $H(x, e) > G(x)$ , l'état du stock décline, et à l'inverse quand  $H(x, e) < G(x)$ , l'état du stock augmente. Le rendement maximal durable, ou MSY, s'exprime par la maximisation suivante à l'équilibre :

$$\max_{e \text{ avec } G(x)=H(x,e)} H(x, e) \quad (1.5)$$

Il s'agit donc de trouver l'effort de pêche permettant de maximiser les captures à l'équilibre. Cette production maximale durable n'étant toutefois pas nécessairement optimale d'un point de vue économique, un autre objectif a été développé par Gordon (1954). Il s'agit du Rendement Maximal Économique (MEY, *Maximum Economic Yield*) qui maximise les rendements économiques des pêcheries. Il s'agit alors d'exprimer une fonction de

profit  $\pi$  :

$$\pi(x, e) = pH(x, e) - C(e) \quad (1.6)$$

où  $p$  définit le prix de vente d'une unité de capture, et  $C(e)$  la fonction de coûts. On suppose que les coûts évoluent linéairement avec l'effort tel que  $C(e) = ce$  avec  $c$  un coût unitaire constant. Le rendement maximal économique, MEY, se définit donc selon la maximisation à l'équilibre suivante :

$$\max_{e \text{ avec } G(x)=H(x,e)} \pi(x, e) \quad (1.7)$$

Dans la plupart des cas, le MEY donne lieu à des niveaux d'effort de pêche inférieurs au MSY et donc à des niveaux de biomasse des stocks supérieurs au MSY (Figure 1.6) (Clark, 1974; Grafton et al., 2007; DeLara and Doyen, 2008; Doyen et al., 2013). Cette affirmation reste néanmoins critiquée dans le cas de nombreuses pêcheries et notamment les pêcheries multi-espèces multi-flotilles (Christensen, 2010; Guillen et al., 2013; Tromeur and Doyen, 2019). La perception du MSY a progressivement subi un changement crucial : il est désormais considéré comme un seuil critique et non plus comme un objectif à atteindre (Mace, 2001).

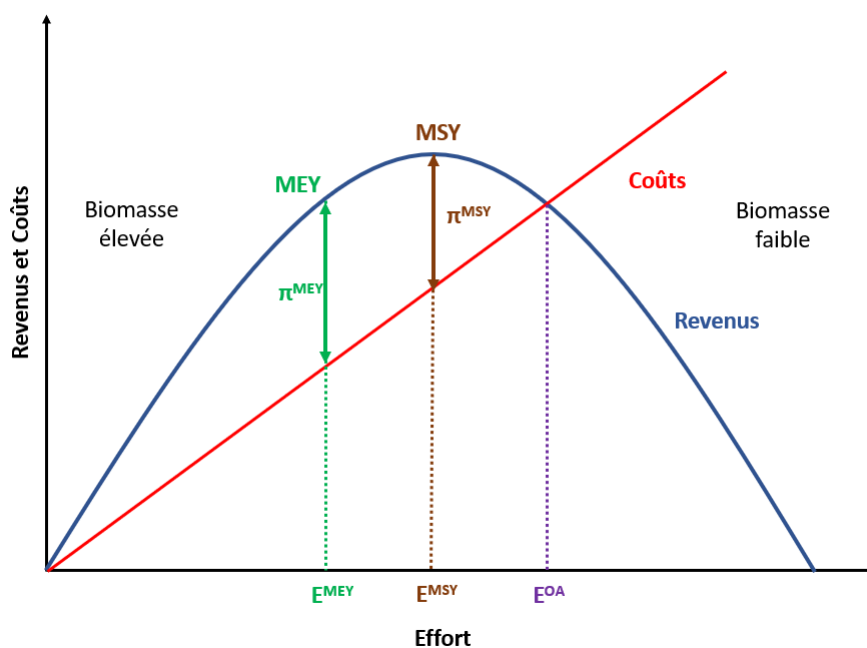


FIGURE 1.6 – Modèle bio-économique mono-spécifique de Gordon-Schaefer. Relation entre les revenus et les coûts de la pêche et l'effort de pêche.  $\pi^{MSY}$  et  $\pi^{MEY}$  désignent les profits.  $E^{OA}$  correspond à l'effort en situation de libre accès :  $\pi^{OA} = 0$ .

Les approches de gestion usuelles de type MSY ou MEY sont parfois parvenues à

mettre fin à la surpêche et à maintenir les stocks à des niveaux durables (Karnauskas et al., 2021). C'est le cas dans les régions où la gouvernance est forte. On peut notamment citer l'exemple du Golfe de Mexico (Karnauskas et al., 2019), où les stocks de vivaneau vermillon (*Rhomboplites aurorubens*) et de maquereau roi (*Scomberomorus cavalla*) ont été reconstitués à des niveaux durables entre 2006 et 2008. À un niveau européen, la politique commune des pêches (PCP), basée sur le MSY depuis quelques années, a permis de reconstituer des stocks au-dessus du niveau du MSY (Froese et al., 2018). Dans le nord de l'Australie, deux stocks de crevettes tigrées (*Peneus esculentus* et *Peneus semisulcatus*) ont été reconstitués grâce à une gestion monospécifique axée sur le MEY (Wakeford et al., 2009; Dichmont et al., 2010).

Ces approches conventionnelles sont encore largement utilisées (Guillen et al., 2013), mais répondent peu aux préoccupations de cas d'études comme celui des pêcheries mixtes<sup>9</sup>, dont font partie les pêcheries artisanales. Ces pêcheries sont pourtant présentes partout dans le monde et représentent le type de pêcheries majoritaires (Pauly and Zeller, 2016; Cashion et al., 2018). En effet, ces approches de gestion ont été critiquées très tôt, notamment par (Larkin, 1977), en particulier car elles ne prennent pas suffisamment en compte la complexité des écosystèmes, notamment les interactions trophiques entre espèces, le rôle de l'habitat (Long et al., 2020; Lagarde et al., 2022), le climat (Gomes et al., 2021) et les interactions techniques (non-sélectivité) au niveau des flottilles (Tromeur and Doyen, 2019).

### 1.5.2 Gestion écosystémique des pêches (EBFM)

Pour donner suite à ces critiques, en 1995, la FAO présente pour la première fois dans son « Code de conduite pour une pêche responsable », la notion de gestion écosystémique des pêches (Gascuel, 2009). Cette gestion écosystémique des pêches va être valorisée comme alternative aux modes de gestion mono-spécifiques classiques (Pikitch et al., 2004; DeLara and Doyen, 2008; Thébaud et al., 2014; Link et al., 2017; Doyen et al., 2017). La FAO et de nombreux scientifiques ont mis en avant une définition communément admise de l'approche écosystémique des pêches, ou ecosystem-based fisheries management (EBFM), lors du sommet mondial du développement qui a eu lieu en 2002 à Johannesburg (FAO, 2003) :

*« L'approche écosystémique s'efforce d'équilibrer divers objectifs de la société en tenant compte des connaissances et des incertitudes relatives aux composantes biotiques, abiotiques et humaines des écosystèmes et de leurs interactions, et en appliquant à la pêche une approche intégrée dans des limites écologiques valables »*

Cette approche intégrée cherche ainsi à prendre en compte différentes complexités, no-

---

9. pêcheurie concernant plusieurs espèces et/ou plusieurs métiers

tamment multi-espèces, multi-flottes, multi-critères. Il s'agit de promouvoir une gestion des pêches à la fois écologique et économique et de maintenir la productivité des écosystèmes dans une perspective de durabilité et d'équité inter-générationnelle. L'approche écosystémique vise à considérer les liens entre les espèces exploitées par les pêcheries, mais aussi avec l'ensemble de l'écosystème via les réseaux trophiques. De plus, elle aspire à comprendre l'influence anthropique sur la modification de la dynamique des écosystèmes, notamment du fait de la destruction des habitats (mangrove, dragages), de la pollution et du réchauffement climatique (Gascuel, 2009). Plusieurs modèles de gestion écosystémique ont donc été élaborés (Plagányi, 2007; Smith et al., 2007; Geary et al., 2020). On peut notamment mentionner le modèle « Ecopath with Ecosim » (Christensen and Walters, 2004; Heymans et al., 2016) ou encore « Atlantis » (Fulton et al., 2011), qui sont des modèles de gestion écosystémique complexes, qui demandent beaucoup de données, notamment écologiques ou biologiques. De ce fait, leur mise en place est parfois difficile et peu adaptée à certains cas d'étude (Rose et al., 2010).

De ce fait, réduire la complexité de la modélisation d'écosystèmes complexes est parfois essentiel pour évaluer les conséquences de certaines stratégies de gestion des pêches. Les modèles de complexité intermédiaire pour l'évaluation des écosystèmes (MICE) permettent de réduire ces complexités en se concentrant sur la question de recherche (Plagányi, 2007). Ainsi, en limitant le nombre de composantes du modèle et en se concentrant sur un nombre restreint d'espèces cruciales dans l'écosystème considéré, les MICE permettent de répondre à des questions de recherche précises (Plagányi et al., 2014). Ces modèles MICE ont été utilisés dans de nombreuses études scientifiques. Le petit nombre d'exemples présentés ci-après montre la diversité d'application des modèles MICE et l'intérêt qu'ils représentent. Les MICE ont entre autres été utilisés pour clarifier la cause de l'invasion d'une espèce d'étoile de mer, l'acanthaster pourpre (*Acanthaster planci*), dans la grande barrière de corail en Australie (Morello et al., 2014). Angelini et al. (2016) ont utilisé un MICE pour étudier l'impact du chalut de fond dans la mer Adriatique centrale. Dans cette zone, l'espèce cible est la langoustine (*Nephrops norvegicus*), mais le chalutage a un impact fort sur le merlu européen juvénile (*Merluccius merluccius*), car c'est une zone de reproduction pour cette espèce. Grâce au modèle élaboré, les auteurs ont conclu que l'option de gestion la plus efficace pour ce cas d'étude est la protection des merlus de grande taille. Tulloch et al. (2019) a étudié, au moyen d'un MICE, les conséquences sur les baleines à fanons et leurs proies (krill et copépodes) du changement climatique et de la chasse commerciale historique à la baleine dans l'océan austral.

### 1.5.3 Le rôle de la gouvernance des pêches

L'EBFM vise à prendre en compte des critères écologiques, économiques et sociaux ; elle a donc un objectif triple. Elle est d'ailleurs parfois qualifiée de « triple bottom line », car respectant les trois piliers du développement durable. Des structures de gouvernance adéquates pour les prises de décision et la gestion sont indispensables à une mise en place efficace de l'EBFM. L'efficacité de la gouvernance peut ainsi être considérée comme un quatrième objectif de la gestion écosystémique des pêches (Caputi et al., 2018), face à la tragédie des communs (Hardin, 1968; Doyen, 2018).

Selon la définition de l'OCDE<sup>10</sup>, la gouvernance des pêches désigne :

*« l'ensemble des institutions et des règles qui encadrent la conception, l'adoption et la mise en œuvre de la politique de la pêche ».*

La mise en place généralisée d'une gestion écosystémique des pêches est ralentie, d'une part par la multitude d'informations nécessaires et la difficulté de valider et ajuster des modèles complexes, et d'autre part du fait de l'inertie des gouvernements (Fulton et al., 2022; Charles, 2013). L'implémentation de l'approche écosystémique est également freinée par les pays qui ont une vision à court terme des objectifs à atteindre et une approche fragmentaire des problématiques, ce qui conduit à une absence de cohérence dans les politiques appliquées (Jennings and Rice, 2011).

Il existe plusieurs entités de gestion à différents niveaux. Les États disposent de droits de propriété sur les zones économiques exclusives (ZEE), définies selon la troisième convention des Nations unies sur le droit de la mer (UNCLOS III). Ces ZEEs représentent la zone dans un rayon de 200 miles des côtes d'un État où il détient des droits pour la conservation et l'utilisation des ressources marines. Les captures de poissons réalisées dans la zone côtière représentent 90 % des captures marines mondiales. La gouvernance exercée par les États sur ces zones côtières devait diminuer l'accès aux eaux internationales, et donc la surpêche dans les zones de haute mer, mais cela n'a pas fonctionné (Chand et al., 2003).

Les organisations régionales de gestion des pêches (ORGP), ou Regional Fisheries Management Organizations (RFMO), gèrent des pêcheries sur des zones géographiques spécifiques, parfois très étendues, incluant des zones de haute mer et parfois des ZEEs. Ces organisations peuvent gérer le stock d'une espèce spécifique, comme la International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT) qui est responsable de la préservation des stocks de thons en Atlantique Nord et dans ses mers adjacentes, ou encore des organisations qui gèrent des stocks de poissons dans des aires spécifiques comme la North-East Atlantic Fisheries Commission (NEAFC). Ces RFMOs sont parfois critiquées quant à leur manque d'efficacité (Cullis-Suzuki and Pauly, 2010), notamment pour des

---

10. <https://www.oecd-ilibrary.org/>

difficultés de coopération internationale, et pour les coûts engagés (Bjørndal et al., 2000; Hilborn et al., 2005). La « gestion » de la pêche INN est un exemple parfait de ce manque de coopération. Les États sont censés coopérer pour inscrire les navires de pêche INN sur des listes de navires illégaux, afin que les produits de la pêche INN ne pénètrent pas dans les chaînes de valeurs des produits halieutiques. Cette déclaration normalement systématique n'est pourtant pas appliquée et subit parfois l'objection de certains États membres d'organismes internationaux, ce qui limite fortement l'efficacité de la lutte contre la pêche illégale (OCDE, 2021).

Certains choix de gouvernance sont qualifiés de particulièrement inefficaces, voire néfastes, car ils ne répondent pas aux recommandations scientifiques. Ainsi, dans l'Union européenne entre 2000 et 2006, près de 22 % des subventions étaient jugées comme néfastes, car entretenant des situations de surpêche (Skerritt et al., 2020). On retrouve ce même constat dans le monde (Pauly et al., 2002; Bayramoglu et al., 2018), où une part importante des subventions est attribuée à la pêche industrielle, principalement pour du carburant, et perpétue une pêche dévastatrice pour l'écosystème (Schuhbauer et al., 2020).

Il existe des éléments clés d'une bonne gouvernance, comme la coopération internationale. La consolidation des bases de données économiques et écologiques utilisées pour les études contribue aussi à la gouvernance en renforçant la confiance des acteurs dans leur pertinence (Delpeuch and Hutniczak, 2019). L'inclusion des différents acteurs concernés, particulièrement les pêcheurs et les consommateurs, dans le processus améliore l'efficacité et la transparence des politiques liées aux pêches (Pita et al., 2010). Une gouvernance efficace des pêcheries contribuerait ainsi grandement à la durabilité des systèmes alimentaires halieutiques, dit autrement, une approche intégrée de type « système alimentaire » est une piste féconde pour opérationnaliser l'EBFM. Nous développons cette idée dans la section qui suit.

## 1.6 Les systèmes alimentaires durables

### 1.6.1 Les systèmes alimentaires

Le concept de « système alimentaire » existe depuis plusieurs décennies, mais connaît un regain d'intérêt ces dernières années (Ericksen et al., 2012; Caron et al., 2018; Béné et al., 2019a). Il a vu sa définition évoluer au fil des ans ; nous retiendrons celle du Groupe d'experts de haut niveau sur la sécurité alimentaire et la nutrition (High Level Panel of Experts) (HLPE, 2017) :

*« Un système alimentaire regroupe l'ensemble des éléments (environnement, personnes, intrants, processus, infrastructures, institutions, etc.) et des activités liées à la production, à la transformation, à la distribution, à la préparation et à la consommation des aliments, ainsi que les résultats de ces activités, y compris les résultats socio-économiques et environnementaux. »*

Un système alimentaire est dit durable quand il assure la sécurité alimentaire et la nutrition pour tous en respectant des bases économiques, sociales et environnementales, qui garantissent à leur tour la sécurité alimentaire et la nutrition des générations futures (FAO)<sup>11</sup>. La sécurité alimentaire rassemble une alimentation saine et équilibrée d'un point de vue nutritionnel, respectant quatre grands piliers : l'accessibilité, la disponibilité, la qualité, mais aussi la stabilité d'accès à la nourriture dans le temps (CSA, 2012). L'approche des systèmes alimentaires durables analyse l'ensemble du système, notamment les interactions entre ses différentes composantes. Ainsi, en cas de problème lié à l'alimentation, des actions multiples pourront être proposées à différents niveaux afin de l'endiguer. Ces possibilités d'interventions multiples représentent un atout de taille.

L'interaction de tous ces éléments implique cependant que toute intervention politique sur un élément du système alimentaire peut entraîner des modifications du reste du système (Hawkes and Wells, 2019). Prenons l'exemple de « la révolution verte » (Pingali, 2012). Le développement de cultures de maïs, blé et riz avec un meilleur rendement a permis d'augmenter la production agricole dans les pays en développement, ce qui a notamment contribué à diminuer les famines. L'accès à ces graines génétiquement plus efficaces a cependant un coût plus élevé que les graines classiques, ce qui a exclu une grande part des fermiers établis. Cette intervention au niveau de la production a également restreint la diversification du régime alimentaire, limitant ainsi la variété des nutriments. En outre, le passage à des monocultures a eu une incidence négative sur la biodiversité. Les décisions relatives aux systèmes alimentaires doivent donc être prises en analysant le système dans sa globalité, avec des compromis sur les solutions à apporter ou une hiérarchisation des objectifs. L'ensemble des acteurs d'un système alimentaire doivent coopérer pour comprendre les problématiques et enjeux de chacun, pour peindre une vue d'ensemble des difficultés. L'objectif est de mettre en place des systèmes alimentaires performants à plusieurs points de vue, notamment environnemental, social, économique, mais aussi en matière de nutrition et de santé publique.

L'approche des systèmes alimentaires s'inscrit dans les objectifs de développement durable. En effet, plusieurs ODD sont liés à l'alimentation (SAPEA, 2020). Ainsi, de nombreux acteurs reconnaissent que des transformations majeures des systèmes alimentaires sont nécessaires pour respecter les ODD (Willett et al., 2019; HLPE, 2020; Rockström

---

11. <https://www.fao.org/food-systems/fr/>

et al., 2020; Webb et al., 2020). À cet effet, une compréhension claire des tenants et des aboutissants des systèmes alimentaires est primordiale pour appréhender les raisons et les composantes de cette absence de durabilité (Capone et al., 2014; Béné et al., 2020) et y remédier.

### 1.6.2 Vers une transformation durable des systèmes alimentaires

Les éléments déterminants pouvant conduire à une transformation des systèmes alimentaires, que nous nommerons par la suite des « moteurs » de la transformation, peuvent être répartis en trois grandes catégories : ceux liés à la consommation et la demande, à la production et à l’approvisionnement, et enfin au commerce et à la distribution.

Les moteurs de transformations suivent la définition proposée par Béné et al. (2019b) : *« Les moteurs des systèmes alimentaires sont définis comme des processus endogènes ou exogènes qui, délibérément ou non, affectent ou influencent un système alimentaire sur une période suffisamment longue pour que leurs impacts modifient durablement les activités, puis les résultats, de ce système. »*

Béné et al. (2020) ont identifié 12 moteurs clés des systèmes alimentaires pouvant conduire à leur transformation négative ou positive d’un point de vue durable : la transition démographique, l’augmentation des revenus, l’urbanisation, l’intérêt croissant porté à la santé et à la diététique, les innovations technologiques, l’intensification et l’homogénéisation du secteur de l’agriculture, l’amélioration de l’accès aux infrastructures (électricité, route, supermarché), la dégradation des sols et écosystèmes, le changement climatique, les politiques liées au commerce, l’internationalisation des investissements privés et enfin l’importance de plus en plus grande accordée à la sécurité alimentaire par les décideurs publics. La Figure 1.7 illustre ces interactions.

Le système alimentaire global a un impact important sur le réchauffement climatique, notamment par sa contribution forte aux émissions de gaz à effet de serre (Garnett, 2011; Vermeulen et al., 2012), mais aussi par son rôle clé dans la modification de l’utilisation des sols, la diminution des stocks d’eau douce, la perte de biodiversité et la pollution des écosystèmes (Springmann et al., 2018; Willett et al., 2019), ainsi que pour la santé publique (Willett et al., 2019). Cette relation de cause à effet est ambivalente, puisque le réchauffement climatique, la pollution des sols et la perte de biodiversité ont également un impact fort sur les rendements et sur la productivité, et donc sur les systèmes alimentaires, l’intégrité de la planète et la santé des populations (Ericksen, 2008; Hawkes and Wells, 2019; IPES-FOOD and Group, 2021). Dans ce contexte, la durabilité de la biodiversité marine, des pêcheries et des systèmes alimentaires halieutiques associés est en danger.

Le rôle des consommateurs est un moteur principal de la modification des systèmes alimentaires (Kearney, 2010). Les régimes alimentaires ont connu une transformation im-



portante ces dernières décennies du fait de l'augmentation démographique, des salaires, et de l'urbanisation. Les chiffres de la (FAO)<sup>12</sup> illustrent ce changement. La moyenne mondiale de kcal/personne/jour a ainsi augmenté de près de 35 % entre 1961 et 2019, passant de 2196 kcal en 1961 à 2963 kcal en 2019. Cette augmentation des calories est notamment due à une augmentation des protéines consommées, de 61,46 g/personne/jour en 1961 à 83,18 g/personne/jour en 2019, soit une hausse de 35 %. La hausse la plus importante est celle de la disponibilité en matières grasses qui a augmenté de près de 85 % entre 1961 et 2019, passant de 47,52 g/personne/jour à 88,04 g/personne/jour. Malgré ces tendances, en 2021, près de 800 millions de personnes dans le monde souffrent encore de la faim et 2,7 milliards n'ont pas accès à une nourriture adéquate (Figure 1.8), notamment du fait du coût élevé des régimes alimentaires sains et de la persistance de niveaux élevés de pauvreté et d'inégalité des revenus (FAO et al., 2021)<sup>13</sup>.

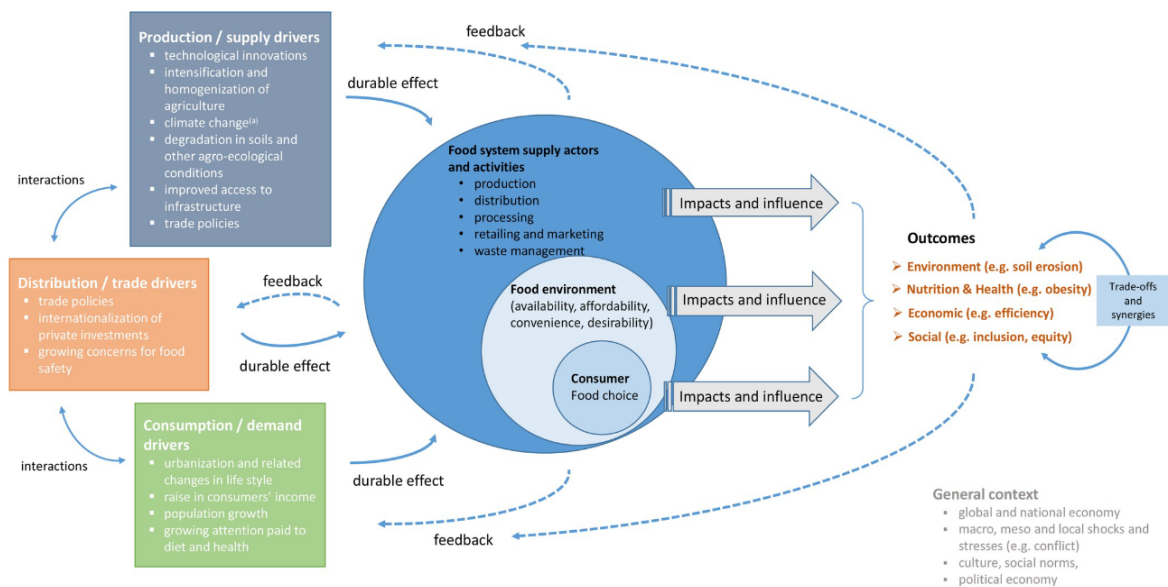


FIGURE 1.7 – Graphique conceptuel des systèmes alimentaires (Source : (Béné et al., 2019b))

12. <https://www.fao.org/faostat>

13. L'Organisation Mondiale de la Santé décrit ici ce que devrait être un régime sain d'un point de vue nutritionnel : OMS. Elle souligne notamment l'importance d'une consommation quotidienne suffisante de fruits et légumes (400 g) mais aussi de légumineuses. L'apport énergétique provenant du sucre devrait être inférieur à 10 % de l'apport énergétique total et celui des matières grasses inférieur à 30 %. L'OMS recommande également un apport nécessaire en protéines, acides aminés et micronutriments (WHO et al., 2007).

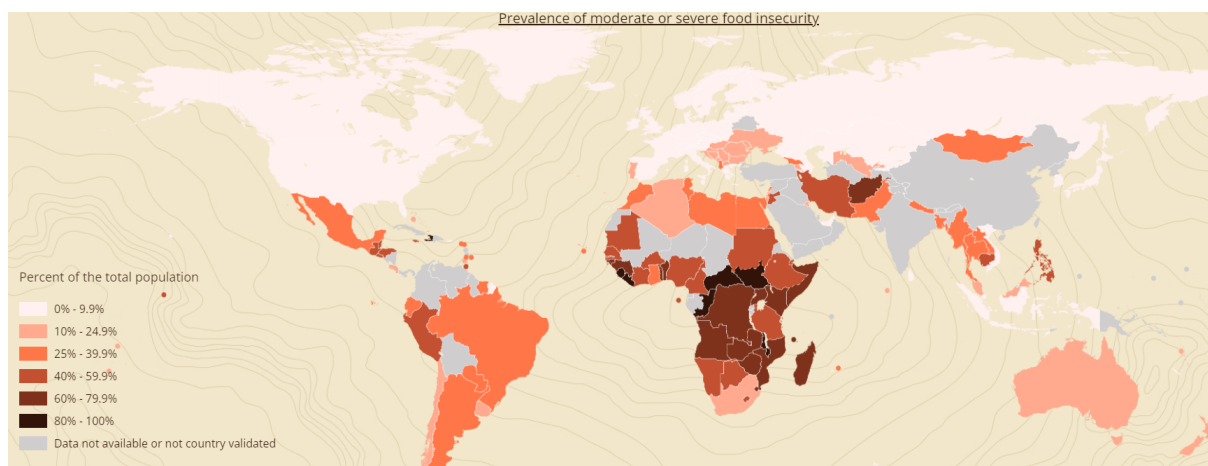


FIGURE 1.8 – Carte de la prévalence de l’insécurité alimentaire modérée ou forte dans le monde en 2021 (Source : [FAO](#))

Selon Ranganathan et al. (2016), les trois tendances alimentaires mondiales qui complexifient la mise en place de régimes durables sont la surconsommation de calories, la surconsommation de protéines, et la demande croissante de viande bovine. Les solutions proposées ci-après pour faire face à ces tendances concernent uniquement les populations ne souffrant pas de sous-nutrition. Elles comprennent la modification des régimes alimentaires, notamment la réduction de la consommation de protéines en limitant la consommation d’aliments carnés, et particulièrement la limitation de la consommation de bœuf. Les produits de la mer, selon leur provenance, représentent une alternative écologique très intéressante à la viande bovine (Van Dooren et al., 2018; De Boer et al., 2020). En effet, dans le secteur de l’aquaculture le taux de conversion alimentaire, rapport entre le poids sec des aliments distribués et le gain de production obtenu, est plus efficace que celui des animaux d’élevage terrestre (Béné et al., 2015). Le poisson a donc une place importante à jouer dans la transformation des systèmes alimentaires d’un point de vue écologique, mais aussi nutritionnel, du fait de sa richesse en nutriments et protéines (Kawarazuka and Béné, 2011; Thilsted et al., 2016; Hicks et al., 2019). La FAO, a pour objectif une « transformation bleue » des systèmes alimentaires, qui favoriserait le développement de l’aquaculture, une gestion efficace des pêcheries mondiales et une adaptation des chaînes de valeur des produits issus de la pêche et de la production aquacole (FAO, 2022). Dans ce contexte, la FAO recommande de consommer de petites quantités de produits de la mer, issus de pêcheries certifiées (Fischer and Garnett, 2016). Les régimes alimentaires qui réduisent fortement ou suppriment la consommation de protéines animales sont de plus en plus plébiscités pour limiter la crise liée au changement climatique et l’impact de la consommation sur les écosystèmes (Tilman and Clark, 2014; Van Dooren et al., 2014; Sabate and Soret, 2014; Aleksandrowicz et al., 2016). En effet, la modification des tendances actuelles en termes de nutrition au profit d’un régime alimentaire à faible te-

neur en viande, pescétarien ou végétarien représenterait des avantages importants pour la planète, mais aussi pour la santé humaine (Clark et al., 2020)<sup>14</sup>.

Parvenir à des changements durables de consommation n'est pas une chose aisée, et ce particulièrement dans un contexte où le développement mondial des supermarchés a permis à quelques géants de l'industrie alimentaire d'occuper une place prépondérante dans les systèmes alimentaires (Reardon et al., 2003; Clapp, 2021; IPES-FOOD, 2022). Il est important que les décideurs publics incitent le consommateur à faire des choix de consommation durable, notamment en intégrant l'aspect environnemental dans les programmes d'éducation nutritionnelle (Wilkins, 2020). Les décisions d'achat du consommateur dépendent notamment de l'attrait pour un produit : des campagnes de sensibilisations peuvent ainsi conduire à des changements de comportement chez le consommateur (Herforth and Ahmed, 2015). L'utilisation d'écolabels peut également être un outil important pour influencer les habitudes de consommation (Salladarré et al., 2010; Jonell et al., 2016; Giacomarra et al., 2021). En effet, il peut être compliqué pour un consommateur d'avoir accès à des informations fiables concernant les enjeux environnementaux d'un produit. Les écolabels permettent une meilleure différenciation des produits et incitent de ce fait les consommateurs à acheter des produits conduisant à une meilleure durabilité des systèmes alimentaires (Roheim and Zhang, 2018).

## 1.7 Enjeux de la thèse et plan

Ce chapitre 1 introductif nous a permis de présenter différents enjeux bio-économiques prédominants rencontrés par le secteur de la pêche et les systèmes alimentaires halieutiques dans le monde. Dans ce cadre, la thèse se focalise sur trois axes majeurs :

- Quel type de modèle pour la durabilité bio-économique des pêcheries côtières artisanales et des systèmes alimentaires halieutiques ?
- Quel est le rôle de la demande sur la durabilité bio-économique des pêcheries ?
- Quelles recommandations de politiques publiques au regard du changement climatique et de la pêche illégale ?

Le Chapitre 2 propose une présentation synthétique des méthodes et résultats de la thèse. Nous y exposons aussi les spécificités de la pêche côtière en Guyane française, qui nous a servi d'exemple pour illustrer nos travaux analytiques (Chapitre 4) ou pour laquelle nous

---

14. Il est important de rappeler que, dans certains pays en développement, réduire la consommation de viande, œuf et lait serait contre-productif, car les régimes alimentaires sont souvent peu diversifiés et ces aliments fournissent certains nutriments (fer, zinc) autrement indisponibles (Garnett, 2013; Clark et al., 2020).

proposons des recommandations de politiques publiques (Chapitre 3 et 5). Une synthèse de la méthodologie utilisée (MICE bio-économique) et des contributions majeures de la thèse est également énoncée. Une discussion relative à ces contributions conclura le Chapitre 2.

Le Chapitre 3, intitulé « The role of illegal fishing on the sustainability of the small-scale fishery in French Guiana », étudie l'impact de la pêche illégale sur la durabilité bioéconomique de la pêche artisanale de Guyane française. Du fait de l'interconnexion des composantes des systèmes alimentaires, la forte demande des pays d'Asie de l'Est pour un organe présent chez plusieurs poissons de l'écosystème côtier guyanais entraîne une forte pression de pêche illégale en Guyane française. Le modèle bioéconomique MICE élaboré a permis de comprendre et quantifier l'impact écologique et économique de la pêche illégale, et donc par extrapolation de la demande asiatique, sur la ZEE de Guyane française. Les résultats obtenus nous permettent de proposer des recommandations de politiques publiques.

Le Chapitre 4, intitulé « From fork to fish : the role of consumers preferences on the sustainability of fisheries », étudie d'un point de vue plus général l'impact des consommateurs sur les écosystèmes écologiques et économiques via l'étude des préférences des consommateurs. L'analyse repose sur un modèle bioéconomique liant via un équilibre de marché la demande en produits halieutiques, l'offre des producteurs et une dynamique écologique multi-espèces basée sur la ressource. Ce chapitre intègre des approches d'optimisation myopique des producteurs et une approche de viabilité appliquée au système alimentaire halieutique en proposant des objectifs de viabilité bioéconomique impliquant une contrainte de biodiversité, d'effort et de profit positif. Nous déterminons des conditions analytiques permettant de mener à des scénarios de consommation durable, conduisant à l'élaboration d'un label environnemental multi-niveau. Ce label soutient une meilleure durabilité bioéconomique.

Le Chapitre 5, intitulé « How global warming and illegal fishing affect the sustainability of small-scale tropical fisheries », ajoute une variabilité environnementale aux précédents chapitres. Le modèle bioéconomique considéré intègre trois scénarios climatiques du GIEC, tout en adoptant les scénarios de pêche élaborés dans les chapitres précédents. La pêche illégale et les préférences des consommateurs sont donc également prises en compte dans ce dernier chapitre. Les résultats nous ont permis de confirmer une nouvelle fois le rôle déterminant de la pêche illégale sur le cas d'étude de la pêche côtière guyanaise, tout en soulignant l'effet négatif du réchauffement climatique.

Le dernier chapitre apporte une conclusion générale à ces travaux.

## Bibliographie

- Agnew, D. J., Pearce, J., Pramod, G., Peatman, T., R, R. W., Benddington, J. R., and Pitcher, T. J. (2009). Estimating the Worldwide Extent of Illegal Fishing. *PLoS One*, 4(2) :e4570.
- Aleksandrowicz, L., Green, R., Joy, E. J., Smith, P., and Haines, A. (2016). The impacts of dietary change on greenhouse gas emissions, land use, water use, and health : a systematic review. *PloS One*, 11(11) :e0165797.
- Allison, E. H., Béné, C., and Andrew, N. L. (2011). Poverty reduction as a means to enhance resilience in small-scale fisheries. In *Small-scale fisheries management : frameworks and approaches for the developing world*, pages 216–239. CABI.
- Angelini, S., Hillary, R., Morello, E. B., Plagányi, É. E., Martinelli, M., Manfredi, C., Isajlović, I., and Santojanni, A. (2016). An ecosystem model of intermediate complexity to test management options for fisheries : A case study. *Ecological Modelling*, 319 :218–232.
- Bahri, T., Vasconcellos, M., Welch, D., Johnson, J., Perry, R. I., Ma, X., Sharma, R., et al. (2021). *Adaptive management of fisheries in response to climate change : FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 667*, volume 667. Food & Agriculture Org.
- Barange, M., Bahri, T., Beveridge, M. C., Cochrane, K. L., Funge-Smith, S., and Poulain, F. (2018). *Impacts of climate change on fisheries and aquaculture : synthesis of current knowledge, adaptation and mitigation options*. fao.
- Barbier, E. B. (2012). Progress and challenges in valuing coastal and marine ecosystem services. *Review of Environmental Economics and Policy*, 6 :1–19.
- Bayramoglu, B., Copeland, B. R., and Jacques, J.-F. (2018). Trade and fisheries subsidies. *Journal of International Economics*, 112 :13–32.
- Belhabib, D. and Le Billon, P. (2020). Illegal fishing as a trans-national crime. *Frontiers in Marine Science*, page 162.
- Bell, J. D., Cisneros-Montemayor, A., Hanich, Q., Johnson, J. E., Lehodey, P., Moore, B. R., Pratchett, M. S., Reygondeau, G., Senina, I., Viridin, J., and Wabnitz, C. C. (2018). Adaptations to maintain the contributions of small-scale fisheries to food security in the pacific islands. *Marine Policy*, 88 :303–314.

- Béné, C., Barange, M., Subasinghe, R., Pinstруп-Andersen, P., Merino, G., Hemre, G.-I., and Williams, M. (2015). Feeding 9 billion by 2050—putting fish back on the menu. *Food Security*, 7(2) :261–274.
- Béné, C., Fanzo, J., Prager, S. D., Achicanoy, H. A., Mapes, B. R., Alvarez Toro, P., and Bonilla Cedrez, C. (2020). Global drivers of food system (un) sustainability : A multi-country correlation analysis. *PloS one*, 15(4) :e0231071.
- Béné, C. and Friend, R. M. (2011). Poverty in small-scale fisheries : old issue, new analysis. *Progress in Development Studies*, 11(2) :119–144.
- Béné, C., Macfadyen, G., and Allison, E. H. (2007). *Increasing the contribution of small-scale fisheries to poverty alleviation and food security*. Number 481. Food & Agriculture Org.
- Béné, C., Oosterveer, P., Lamotte, L., Brouwer, I. D., de Haan, S., Prager, S. D., Talsma, E. F., and Khoury, C. K. (2019a). When food systems meet sustainability—current narratives and implications for actions. *World Development*, 113 :116–130.
- Béné, C., Prager, S. D., Achicanoy, H. A., Alvarez Toro, P., Lamotte, L., Bonilla Cedrez, C., and Mapes, B. R. (2019b). Understanding food systems drivers : A critical review of the literature. *Global Food Security*.
- Bennett, N. J., Finkbeiner, E. M., Ban, N. C., Belhabib, D., Jupiter, S. D., Kittinger, J. N., Mangubhai, S., Scholtens, J., Gill, D., and Christie, P. (2020). The covid-19 pandemic, small-scale fisheries and coastal fishing communities. *Coastal management*, 48(4) :336–347.
- Beveridge, M. C., Thilsted, S., Phillips, M., Metian, M., Troell, M., and Hall, S. (2013). Meeting the food and nutrition needs of the poor : the role of fish and the opportunities and challenges emerging from the rise of aquaculture. *Journal of Fish Biology*, 83(4) :1067–1084.
- Bjørndal, T., Kaitala, V., Lindroos, M., and Munro, G. R. (2000). The management of high seas fisheries. *Annals of Operations Research*, 94(1) :183–196.
- Brundtland, G. H. (1987). Our common future—call for action. *Environmental Conservation*, 14(4) :291–294.
- Caldwell, L. K. (1984). Political aspects of ecologically sustainable development. *Environmental Conservation*, 11(4) :299–308.

- Capone, R., Bilali, H. E., Debs, P., Cardone, G., and Driouech, N. (2014). Food system sustainability and food security : connecting the dots. *Journal of Food Security*, 2(1) :13–22.
- Caputi, N., de Lestang, S., How, J., Trinnie, F., and Fletcher, W. R. (2018). Ecosystem-based fisheries management (or ‘triple bottom line’) assessments of the western rock lobster resource : Is there an optimal target for fishing? *Marine Policy*, 94 :264–274.
- Caron, P., Ferrero y de Loma-Osorio, G., Nabarro, D., Hainzelin, E., Guillou, M., Andersen, I., Arnold, T., Astralaga, M., Beukeboom, M., Bickersteth, S., et al. (2018). Food systems for sustainable development : proposals for a profound four-part transformation. *Agronomy for sustainable development*, 38(4) :1–12.
- Cashion, T., Al-Abdulrazzak, D., Belhabib, D., Derrick, B., Divovich, E., Moutopoulos, D. K., Noël, S.-L., Palomares, M. L. D., Teh, L. C., Zeller, D., and Pauly, D. (2018). Reconstructing global marine fishing gear use : Catches and landed values by gear type and sector. *Fisheries Research*, 206 :57–64.
- Chand, S., Grafton, R. Q., and Petersen, E. (2003). Multilateral governance of fisheries : management and cooperation in the western and central pacific tuna fisheries. *Marine Resource Economics*, 18(4) :329–344.
- Charles, A. (2013). Fisheries management and governance : Forces of change and inertia. *Ocean Yearbook Online*, 27(1) :249–266.
- Cheung, W. W., Jones, M. C., Reygondeau, G., Stock, C. A., Lam, V. W., and Frölicher, T. L. (2016). Structural uncertainty in projecting global fisheries catches under climate change. *Ecological Modelling*, 325 :57–66.
- Christensen, V. (2010).  $Mey = msy$ . *Fish and Fisheries*, 11(1) :105–110.
- Christensen, V. and Walters, C. J. (2004). Ecopath with ecosim : methods, capabilities and limitations. *Ecological modelling*, 172(2) :109–139.
- Chuenpagdee, R., Liguori, L., Palomares, M. L., and Pauly, D. (2006). Bottom-up, global estimates of small-scale marine fisheries catches. *Fisheries Centre Research Reports*, 14(8)(8) :1–105.
- Clapp, J. (2021). The problem with growing corporate concentration and power in the global food system. *Nature Food*, 2(6) :404–408.
- Clark, C. W. (1974). Mathematical bioeconomics. In *Mathematical Problems in Biology*, pages 29–45. Springer.

- Clark, M., Macdiarmid, J., Jones, A. D., Ranganathan, J., Herrero, M., and Fanzo, J. (2020). The role of healthy diets in environmentally sustainable food systems. *Food and Nutrition Bulletin*, 41(2\_suppl) :31S–58S.
- Cohen, P. J., Allison, E. H., Andrew, N. L., Cinner, J., Evans, L. S., Fabinyi, M., Garces, L. R., Hall, S. J., Hicks, C. C., Hughes, T. P., Jentoft, S., Mills, D. J., Masu, R., Mbaru, E. K., and Ratner, B. D. (2019). Securing a just space for small-scale fisheries in the blue economy. *Frontiers in Marine Science*, 6 :171.
- Cooley, S., Schoeman, D., Bopp, L., Boyd, P., Donner, S., Ghebrehiwet, D., Ito, S.-I., Kiessling, W., Martinetto, P., Ojea, E., Racault, M.-F., Rost, B., and Skern-Mauritzen, M. (2022). Ocean and coastal ecosystems and their services. in : Climate change 2022 : Impacts, adaptation, and vulnerability. contribution of working group ii to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change [h.-o. pörtner, d.c. roberts, m. tignor, e.s. poloczanska, k. mintenbeck, a. alegría, m. craig, s. langsdorf, s. löschke, v. möller, a. okem, b. rama (eds.)]. *Cambridge University Press. In Press.*, page 379–550.
- CSA (2012). S’entendre sur la terminologie. Technical report, Comité de la Sécurité Alimentaire Mondiale. CSA, 39e session, 15-20 octobre 2012, 17 p.
- Cullis-Suzuki, S. and Pauly, D. (2010). Failing the high seas : a global evaluation of regional fisheries management organizations. *Marine Policy*, 34(5) :1036–1042.
- De Boer, J., Schösler, H., and Aiking, H. (2020). Fish as an alternative protein—a consumer-oriented perspective on its role in a transition towards more healthy and sustainable diets. *Appetite*, 152 :104721.
- DeLara, M. and Doyen, L. (2008). *Sustainable management of natural resources : mathematical models and methods*. Springer Science & Business Media.
- Delpeuch, C. and Hutniczak, B. (2019). Encouraging policy change for sustainable and resilient fisheries.
- Diamond, M. L., de Wit, C. A., Molander, S., Scheringer, M., Backhaus, T., Lohmann, R., Arvidsson, R., Bergman, Å., Hauschild, M., Holoubek, I., et al. (2015). Exploring the planetary boundary for chemical pollution. *Environment international*, 78 :8–15.
- Dichmont, C., Pascoe, S., Kompas, T., Punt, A. E., and Deng, R. (2010). On implementing maximum economic yield in commercial fisheries. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(1) :16–21.



- Doyen, L. (2018). Mathematics for scenarios of biodiversity and ecosystem services. *Environmental Modeling & Assessment*, 23(6) :729–742.
- Doyen, L., Béné, C., Bertignac, M., Blanchard, F., Cissé, A. A., Dichmont, C., Gourguet, S., Guyader, O., Hardy, P.-Y., Jennings, S., et al. (2017). Ecoviability for ecosystem-based fisheries management. *Fish And Fisheries*, 18(6) :1056–1072.
- Doyen, L., Cisse, A., Gourguet, S., Mouysset, L., Hardy, P.-Y., Béné, C., Blanchard, F., Jiguet, F., Pereau, J.-C., and Thébaud, O. (2013). Ecological-economic modelling for the sustainable management of biodiversity. *Computational Management Science*, 10(4) :353–364.
- Ericksen, P., Stewart, B., Dixon, J., Barling, D., Loring, P., Anderson, M., and Ingram, J. (2012). The value of a food system approach. In *Food security and global environmental change*, pages 45–65. Routledge.
- Ericksen, P. J. (2008). What is the vulnerability of a food system to global environmental change? *Ecology and Society*, 13(2).
- FAO (2003). Fisheries management .2. the ecosystem approach to fisheries, fao technical guidelines for responsible fisheries (fao). (No. 4 (Suppl.2)) :1020–5292.
- FAO (2020). Fao. 2020. the state of world fisheries and aquaculture 2020. sustainability in action. rome.
- FAO (2021). Reporting on sustainable development goal target 14.b and its indicator 14.b.1 - guidance for pacific island countries. apia, samoa.
- FAO (2022). *The state of world fisheries and aquaculture 2022. Towards Blue Transformation*. Rome.
- FAO, IFAD, UNICEF, WFP, and WHO (2021). The state of food security and nutrition in the world 2021. Transforming food systems for food security, improved nutrition and affordable healthy diets for all. Rome, FAO.
- FAO and Japan-Government-Cooperative-Programme (2008). *Report of the FAO Workshop on Vulnerable Ecosystems and Destructive Fishing in Deep-sea Fisheries : Rome, 26-29 June 2007*. Number 829. Food & Agriculture Org.
- Fao, R. (2020). Fao yearbook : Fishery and aquaculture statistics, 2018.
- Fischer, C. G. and Garnett, T. (2016). *Plates, pyramids, and planets : developments in national healthy and sustainable dietary guidelines : a state of play assessment*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

- Froese, R., Winker, H., Coro, G., Demirel, N., Tsikliras, A. C., Dimarchopoulou, D., Scarcella, G., Quaas, M., and Matz-Lück, N. (2018). Status and rebuilding of european fisheries. *Marine Policy*, 93 :159–170.
- Fulton, E., Sainsbury, K., Noranarttragoon, P., Leadbitter, D., Staples, D., Porobic, J., Ye, Y., Phoonsawat, R., and Kulanujaree, N. (2022). Shifting baselines and deciding on the desirable form of multispecies maximum sustainable yield. *ICES Journal of Marine Science*.
- Fulton, E. A., Link, J. S., Kaplan, I. C., Savina-Rolland, M., Johnson, P., Ainsworth, C., Horne, P., Gorton, R., Gamble, R. J., Smith, A. D., et al. (2011). Lessons in modelling and management of marine ecosystems : the atlantis experience. *Fish and fisheries*, 12(2) :171–188.
- Garcia, S. M., Allison, E. H., Andrew, N., Béné, C., Bianchi, G., de Graaf, G., Kalikoski, D., Mahon, R., and Orensanz, J. (2008). *Towards integrated assessment and advice in small-scale fisheries : principles and processes*, volume 515. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Garnett, T. (2011). Where are the best opportunities for reducing greenhouse gas emissions in the food system (including the food chain)? *Food policy*, 36 :S23–S32.
- Garnett, T. (2013). Food sustainability : problems, perspectives and solutions. *Proceedings of the nutrition society*, 72(1) :29–39.
- Gascuel, D. (2009). L’approche écosystémique des pêches, une condition pour l’exploitation durable des océans. *Pour*, (3) :199–206.
- Geary, W. L., Bode, M., Doherty, T. S., Fulton, E. A., Nimmo, D. G., Tulloch, A. I., Tulloch, V. J., and Ritchie, E. G. (2020). A guide to ecosystem models and their environmental applications. *Nature Ecology & Evolution*, 4(11) :1459–1471.
- Giacomarra, M., Crescimanno, M., Vrontis, D., Pastor, L. M., and Galati, A. (2021). The ability of fish ecolabels to promote a change in the sustainability awareness. *Marine Policy*, 123 :104292.
- Golden, C. D., Allison, E. H., Cheung, W. W., Dey, M. M., Halpern, B. S., McCauley, D. J., Smith, M., Vaitla, B., Zeller, D., and Myers, S. S. (2016). Nutrition : Fall in fish catch threatens human health. *Nature*, 534(7607) :317–320.
- Gomes, H., Kersulec, C., Doyen, L., Blanchard, F., Cisse, A. A., and Sanz, N. (2021). The major roles of climate warming and ecological competition in the small-scale coastal fishery in french guiana. *Environmental Modeling & Assessment*, 26(5) :655–675.

- Gordon, H. S. (1954). The economic theory of a common-property resource : the fishery. In *Classic papers in natural resource economics*, pages 178–203. Springer.
- Grafton, R. Q., Kompas, T., and Hilborn, R. W. (2007). Economics of overexploitation revisited. *Science*, 318(5856) :1601–1601.
- Guillen, J., Macher, C., Merzereaud, M., Bertignac, M., Fifas, S., and Guyader, O. (2013). Estimating msy and mey in multi-species and multi-fleet fisheries, consequences and limits : an application to the bay of biscay mixed fishery. *Marine Policy*, 40 :64–74.
- Hammarlund, C. and Andersson, A. (2019). What’s in it for africa ? european union fishing access agreements and fishery exports from developing countries. *World Development*, 113 :172–185.
- Hardin, G. (1968). The tragedy of the commons : the population problem has no technical solution ; it requires a fundamental extension in morality. *science*, 162(3859) :1243–1248.
- Harper, S., Zeller, D., Hauzer, M., Pauly, D., and Sumaila, U. R. (2013). Women and fisheries : Contribution to food security and local economies. *Marine policy*, 39 :56–63.
- Hawkes, C. and Parsons, K. and Wells, R. (2019). Brief 2 : Understanding the food system : Why it matters for food policy.
- Herforth, A. and Ahmed, S. (2015). The food environment, its effects on dietary consumption, and potential for measurement within agriculture-nutrition interventions. *Food Security*, 7(3) :505–520.
- Heymans, J. J., Coll, M., Link, J. S., Mackinson, S., Steenbeek, J., Walters, C., and Christensen, V. (2016). Best practice in ecopath with ecosim food-web models for ecosystem-based management. *Ecological Modelling*, 331 :173–184.
- Hicks, C. C., Cohen, P. J., Graham, N. A., Nash, K. L., Allison, E. H., D’Lima, C., Mills, D. J., Roscher, M., Thilsted, S. H., Thorne-Lyman, A. L., et al. (2019). Harnessing global fisheries to tackle micronutrient deficiencies. *Nature*, 574(7776) :95–98.
- Hilborn, R., Orensanz, J., and Parma, A. M. (2005). Institutions, incentives and the future of fisheries. *Philosophical Transactions of the Royal Society B : Biological Sciences*, 360(1453) :47–57.
- HLPE (2017). *Nutrition and food systems. A report by the High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security, Rome.*
- HLPE (2020). Food security and nutrition : building a global narrative towards 2030. *High Lev. Panel Expert*, page 112.

- IPES-FOOD (2022). La politique des protéines : analyse des discours concernant le bétail, le poisson, les «protéines alternatives» et la durabilité.
- IPES-FOOD and Group, E. (2021). A long food movement : transforming food systems by 2045.
- Isaacs, M. (2016). The humble sardine (small pelagics) : fish as food or fodder. *Agriculture & Food Security*, 5(1) :1–14.
- Jacquet, J. and Pauly, D. (2008). Funding priorities : big barriers to small-scale fisheries. *Conservation Biology*, 22(4) :832–835.
- Jennings, S. and Rice, J. (2011). Towards an ecosystem approach to fisheries in europe : a perspective on existing progress and future directions. *Fish and fisheries*, 12(2) :125–137.
- Jentoft, S. (2017). Small-scale fisheries within maritime spatial planning : knowledge integration and power. *Journal of Environmental Policy & Planning*, 19(3) :266–278.
- Jonell, M., Crona, B., Brown, K., Rönnbäck, P., and Troell, M. (2016). Eco-labeled seafood : Determinants for (blue) green consumption. *Sustainability*, 8(9) :884.
- Karnauskas, M., Allee, R. J., Craig, J. K., Jepson, M., Kelble, C. R., Kilgour, M., Methot, R. D., and Regan, S. D. (2019). Effective science-based fishery management is good for gulf of mexico’s “bottom line”—but evolving challenges remain. *Fisheries*, 44(5) :239–242.
- Karnauskas, M., Walter III, J. F., Kelble, C. R., McPherson, M., Sagarese, S. R., Craig, J. K., Rios, A., Harford, W. J., Regan, S., Giordano, S. D., et al. (2021). To ebfm or not to ebfm? that is not the question. *Fish and Fisheries*, 22(3) :646–651.
- Kawarazuka, N. and Béné, C. (2011). The potential role of small fish species in improving micronutrient deficiencies in developing countries : building evidence. *Public health nutrition*, 14(11) :1927–1938.
- Kearney, J. (2010). Food consumption trends and drivers. *Philosophical transactions of the royal society B : biological sciences*, 365(1554) :2793–2807.
- Kelleher, K., Westlund, L., Hoshino, E., Mills, D., Willmann, R., de Graaf, G., and Brummett, R. (2012). *Hidden harvest : The global contribution of capture fisheries*. World-bank ; WorldFish.
- Lagarde, A., Doyen, L., Claudet, J., and Thebaud, O. (2022). Stochastic multi-species msy to achieve ecological-economic sustainability of a coral reef fishery system in french polynesia. *Environmental Modeling & Assessment*, 27(5) :771–789.

- Larkin, P. A. (1977). An epitaph for the concept of maximum sustained yield. *Transactions of the American fisheries society*, 106(1) :1–11.
- Le Gallic, B. and Cox, A. (2006). An economic analysis of illegal, unreported and unregulated (iuu) fishing : Key drivers and possible solutions. *Marine Policy*, 30(6) :689–695.
- Link, J. S., Thébaud, O., Smith, D. C., Smith, A. D., Schmidt, J., Rice, J., Poos, J. J., Pita, C., Lipton, D., Kraan, M., Frusher, S., Doyen, L., Cudenneq, A., Criddle, K., and Bailly, D. (2017). Keeping humans in the ecosystem. *ICES Journal of Marine Science*, 74(7) :1947–1956.
- Long, N. V., Tidball, M., and Zaccour, G. (2020). Optimal harvesting and taxation when accounting for the marine environmental quality of the fishery. *Natural Resource Modeling*, 33(3) :e12244.
- Loring, P. A., Fazzino, D. V., Agapito, M., Chuenpagdee, R., Gannon, G., and Isaacs, M. (2019). Fish and food security in small-scale fisheries. In *Transdisciplinarity for Small-Scale Fisheries Governance*, pages 55–73. Springer.
- Mace, P. M. (2001). A new role for msy in single-species and ecosystem approaches to fisheries stock assessment and management. *Fish and fisheries*, 2(1) :2–32.
- MEA (2005). Ecosystems and human well-being : current state and trends. *Island Press Washington, DC. Millenium Ecosystem Assessment.*, 5.
- Morello, E. B., Plagányi, É. E., Babcock, R. C., Sweatman, H., Hillary, R., and Punt, A. E. (2014). Model to manage and reduce crown-of-thorns starfish outbreaks. *Marine Ecology Progress Series*, 512 :167–183.
- OCDE (2021). *Examen de l’OCDE des pêcheries 2020*. Éditions OCDE.
- OECD (2012). Rebuilding fisheries : The way forward. *OECD publishing*.
- O’Neill, D. W., Fanning, A. L., Lamb, W. F., and Steinberger, J. K. (2018). A good life for all within planetary boundaries. *Nature sustainability*, 1(2) :88–95.
- Pauly, D., Christensen, V., Guénette, S., Pitcher, T. J., Sumaila, U. R., Walters, C. J., Watson, R., and Zeller, D. (2002). Towards sustainability in world fisheries. *Nature*, 418(6898) :689–695.
- Pauly, D. and Zeller, D. (2016). Catch reconstructions reveal that global marine fisheries catches are higher than reported and declining. *Nature communications*, 7(1) :1–9.

- Petrossian, G. A. (2015). Preventing illegal, unreported and unregulated (iuu) fishing : A situational approach. *Biological Conservation*, 189 :39–48.
- Pikitch, E. K., Santora, C., Babcock, E. A., Bakun, A., Bonfil, R., Conover, D. O., Dayton, P., Doukakis, P., Fluharty, D., Heneman, B., et al. (2004). Ecosystem-based fishery management.
- Pingali, P. L. (2012). Green revolution : impacts, limits, and the path ahead. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(31) :12302–12308.
- Pita, C., Pierce, G. J., and Theodossiou, I. (2010). Stakeholders’ participation in the fisheries management decision-making process : Fishers’ perceptions of participation. *Marine policy*, 34(5) :1093–1102.
- Pita, C., Villasante, S., and Pascual-Fernández, J. J. (2019). Managing small-scale fisheries under data poor scenarios : lessons from around the world.
- Plagányi, É. E. (2007). *Models for an ecosystem approach to fisheries*. Number 477. Food & Agriculture Org.
- Plagányi, É. E., Punt, A. E., Hillary, R., Morello, E. B., Thébaud, O., Hutton, T., Pillans, R. D., Thorson, J. T., Fulton, E. A., Smith, A. D., et al. (2014). Multispecies fisheries management and conservation : tactical applications using models of intermediate complexity. *Fish and Fisheries*, 15(1) :1–22.
- Pörtner, H.-O., Karl, D. M., Boyd, P. W., Cheung, W., Lluich-Cota, S. E., Nojiri, Y., Schmidt, D. N., Zavialov, P. O., Alheit, J., Aristegui, J., et al. (2014). Ocean systems. In *Climate change 2014 : impacts, adaptation, and vulnerability. Part A : global and sectoral aspects. contribution of working group II to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*, pages 411–484. Cambridge University Press.
- Purcell, S. W. and Pomeroy, R. S. (2015). Driving small-scale fisheries in developing countries. *Frontiers in Marine Science*, 2 :44.
- Purvis, B., Mao, Y., and Robinson, D. (2019). Three pillars of sustainability : in search of conceptual origins. *Sustainability science*, 14(3) :681–695.
- Ranganathan, J., Vennard, D., Waite, R., Searchinger, T., Dumas, P., and Lipinski, B. (2016). Shifting diets : Toward a sustainable food future. In *2016 Global Food Policy Report.*, chapter 8, pages 66–79. International Food Policy Research Institute.

- Reardon, T., Timmer, C. P., Barrett, C. B., and Berdegue, J. (2003). The rise of supermarkets in africa, asia, and latin america. *American journal of agricultural economics*, 85(5) :1140–1146.
- Rockström, J., Edenhofer, O., Gaertner, J., and DeClerck, F. (2020). Planet-proofing the global food system. *Nature Food*, 1(1) :3–5.
- Roheim, C. A. and Zhang, D. (2018). Sustainability certification and product substitutability : Evidence from the seafood market. *Food Policy*, 79 :92–100.
- Rose, K. A., Allen, J. I., Artioli, Y., Barange, M., Blackford, J., Carlotti, F., Cropp, R., Daewel, U., Edwards, K., Flynn, K., et al. (2010). End-to-end models for the analysis of marine ecosystems : challenges, issues, and next steps. *Marine and Coastal Fisheries*, 2(1) :115–130.
- Sabate, J. and Soret, S. (2014). Sustainability of plant-based diets : back to the future. *The American Journal of Clinical Nutrition*, 100(suppl\_1) :476S–482S.
- Salladarré, F., Guillotreau, P., Perraudeau, Y., and Monfort, M.-C. (2010). The demand for seafood eco-labels in france. *Journal of Agricultural & Food Industrial organization*, 8(1).
- SAPEA (2020). A sustainable food system for the european union. berlin : Sapea. Technical report, Science Advice for Policy by European Academies.
- Schaefer, M. B. (1954). Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries.
- Schuhbauer, A., Skerritt, D. J., Ebrahim, N., Le Manach, F., and Sumaila, U. R. (2020). The global fisheries subsidies divide between small-and large-scale fisheries. *Frontiers in Marine Science*, page 792.
- Schuhbauer, A. and Sumaila, U. R. (2016). Economic viability and small-scale fisheries—a review. *Ecological Economics*, 124 :69–75.
- Schwarzenbach, R. P., Egli, T., Hofstetter, T. B., Von Gunten, U., and Wehrli, B. (2010). Global water pollution and human health. *Annual review of environment and resources*, 35 :109–136.
- Scott, A. (2007). Phases in the evolution of property in sea fisheries. *Advances in Fisheries Economics*, page 17.

- Skerritt, D. J., Arthur, R., Ebrahim, N., Le Brenne, V., Le Manach, F., Schuhbauer, A., Villasante, S., and Sumaila, U. R. (2020). A 20-year retrospective on the provision of fisheries subsidies in the european union. *ICES Journal of Marine Science*, 77(7-8) :2741–2752.
- Smith, A., Fulton, E., Hobday, A., Smith, D., and Shoulder, P. (2007). Scientific tools to support the practical implementation of ecosystem-based fisheries management. *ICES Journal of Marine Science*, 64(4) :633–639.
- Song, A. M., Scholtens, J., Barclay, K., Bush, S. R., Fabinyi, M., Adhuri, D. S., and Haughton, M. (2020). Collateral damage ? small-scale fisheries in the global fight against iuu fishing. *Fish and Fisheries*, 21(4) :831–843.
- Springmann, M., Clark, M., Mason-D’Croz, D., Wiebe, K., Bodirsky, B. L., Lassaletta, L., De Vries, W., Vermeulen, S. J., Herrero, M., Carlson, K. M., Malin Jonell, M., troell, M., Declerck, F., Gordon, l. J., Zurayk, r., Scarborough, P., Rayner, M., Loken, B., Fanzo, J., Godfray, H. charles J.and Tilman, D., Rockström, J., and Willett, W. (2018). Options for keeping the food system within environmental limits. *Nature*, 562(7728) :519–525.
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., Biggs, R., Carpenter, S. R., De Vries, W., De Wit, C. A., et al. (2015). Planetary boundaries : Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223) :1259855.
- Sumaila, U. R., Alder, J., and Keith, H. (2006). Global scope and economics of illegal fishing. *Marine Policy*, 30(6) :696–703.
- Teh, L. C. and Pauly, D. (2018). Who brings in the fish? the relative contribution of small-scale and industrial fisheries to food security in southeast asia. *Frontiers in Marine Science*, 5 :44.
- Thilsted, S. H., Thorne-Lyman, A., Webb, P., Bogard, J. R., Subasinghe, R., Phillips, M. J., and Allison, E. H. (2016). Sustaining healthy diets : The role of capture fisheries and aquaculture for improving nutrition in the post-2015 era. *Food Policy*, 61 :126–131.
- Thébaud, O., Doyen, L., Innes, J., Lample, M., Macher, C., Mahévas, S., Mullon, C., Planque, B., Quaas, M., Smith, T., and Vermard, Y. (2014). Building ecological-economic models and scenarios of marine resource systems : Workshop report. *Marine Policy*, 43 :382 – 386.
- Tilman, D. and Clark, M. (2014). Global diets link environmental sustainability and human health. *Nature*, 515(7528) :518–522.



- Tromeur, E. and Doyen, L. (2019). Optimal harvesting policies threaten biodiversity in mixed fisheries. *Environmental Modeling & Assessment*, 24(4) :387–403.
- Tulloch, V. J., Plagányi, É. E., Brown, C., Richardson, A. J., and Matear, R. (2019). Future recovery of baleen whales is imperiled by climate change. *Global change biology*, 25(4) :1263–1281.
- Van Dooren, C., Keucheni, C., De Vries, J., De Boer, J., and Aiking, H. (2018). Un-sustainable dietary habits of specific subgroups require dedicated transition strategies : Evidence from the netherlands. *Food Policy*, 79 :44–57.
- Van Dooren, C., Marinussen, M., Blonk, H., Aiking, H., and Vellinga, P. (2014). Exploring dietary guidelines based on ecological and nutritional values : a comparison of six dietary patterns. *Food Policy*, 44 :36–46.
- Vermeulen, S. J., Campbell, B. M., Ingram, J. S., et al. (2012). Climate change and food systems. *Annual review of environment and resources*, 37(1) :195–222.
- Wakeford, R. C., Agnew, D. J., and Mees, C. C. (2009). Review of institutional arrangements and evaluation of factors associated with successful stock recovery plans. *Reviews in fisheries science*, 17(2) :190–222.
- Webb, P., Benton, T. G., Beddington, J., Flynn, D., Kelly, N. M., and Thomas, S. M. (2020). The urgency of food system transformation is now irrefutable. *Nature Food*, 1(10) :584–585.
- WHO, UNU, and FAO (2007). *Protein and amino acid requirements in human nutrition*, volume 935. World Health Organization technical report series.
- Wilcox, C., Mann, V., Cannard, T., Ford, J., Hoshino, E., and Pascoe, S. (2021). A review of illegal, unreported and unregulated fishing issues and progress in the asia-pacific fishery commission region.
- Wilkins, J. (2020). Nutrition education in the anthropocene : Toward public and planetary health. *Journal of Agriculture, Food Systems, and Community Development*, 9(3) :59–69.
- Willett, W., Rockström, J., Loken, B., Springmann, M., Lang, T., Vermeulen, S., Garnett, T., Tilman, D., DeClerck, F., Wood, A., et al. (2019). Food in the anthropocene : the eat–lancet commission on healthy diets from sustainable food systems. *The Lancet*, 393(10170) :447–492.
- WorldBank (2017). The sunken billions revisited : Progress and challenges in global marine fisheries. environment and development ;. washington, dc : World bank.





## Chapitre 2

### Présentation et synthèse des travaux

Ce Chapitre 2 vise à exprimer de manière concise les principaux résultats de la thèse. Pour ce faire, nous commençons par présenter les spécificités du cas d'étude guyanais, utiles à une bonne compréhension des travaux. Nous développons ensuite les méthodes utilisées, présentons une synthèse des résultats de la thèse puis proposons une discussion de ces derniers.

## 2.1 Cas d'étude

### 2.1.1 Pêche artisanale de Guyane française

Le département français de la Guyane se situe dans la zone des plateaux des Guyanes (composé de la Colombie, du Venezuela, Guyana, Suriname, de la Guyane française et du Brésil)(Figure 2.1). La Zone économique exclusive (ZEE) de la Guyane est constituée de 121 746 km<sup>2</sup>, avec 350 km de côte notamment composée de mangroves. Du fait de sa proximité avec le détroit de l'Amazone, cette zone est dotée d'une forte richesse halieutique et d'une large biodiversité (Le Joncour et al., 2020).



FIGURE 2.1 – Carte de Guyane française avec points de débarquements de la pêche artisanale (Source : (Cuilleret et al., 2022))

Le droit d'accès et la réglementation des pêches dans la ZEE de Guyane française dépend de la Commission européenne (IEDOM, 2017). En 2018, 153 navires guyanais étaient

enregistrés au fichier « Flotte de pêche communautaire », qui regroupe les bateaux français de pêche professionnelle (Weiss et al., 2019). En 2017, la part des exportations de produits de la mer représentait 7,9 % de la valeur totale des exportations guyanaises (Deloitte, 2018). Il s'agit donc du premier poste d'exportation du secteur primaire en Guyane (Ton et al., 2016). La filière pêche génère 800 emplois directs et près de 2400 emplois indirects (CEREMA, 2021). La pêche occupe donc une place importante dans l'économie guyanaise. Un rapport portant sur le potentiel du développement économique durable de Guyane a établi que la filière pêche et aquaculture représentait un secteur d'activité à forts effets d'entraînement sur l'économie locale (Deloitte, 2018). La filière pêche devrait donc être un secteur d'intérêt prioritaire pour favoriser le développement économique de la région.

La Guyane française regroupe trois pêcheries distinctes : la pêche à la crevette, la pêche au vivaneau et la pêche côtière, concernant majoritairement des poissons blancs. La pêche à la crevette, ciblant principalement la crevette brune (*Farfantepenaeus subtilis*) et la crevette rose (*Farfantepenaeus brasiliensis*), s'exerce au large et connaît un fort déclin ces dernières années, dû notamment aux changements environnementaux (réchauffement climatique, diminution de la mangrove, chocs environnementaux tels qu'el Niño) (Sanz et al., 2017; Diop et al., 2018). La pêche au vivaneau rouge (*Lutjanus Purpureus*) s'exerce également au large, elle est pleinement exploitée par des navires vénézuéliens. La pêcherie est régulée par un nombre de licences limité à 45 (cf. Décision du Conseil de l'Union européenne 2015/1565). L'ensemble de ces licences est attribué à des ligneurs vénézuéliens qui ont pour obligation de débarquer 75 % de leur pêche en Guyane (Tagliarolo, 2019).

L'activité de pêche en Guyane est essentiellement côtière, en effet près de 80 % des flottilles de pêche guyanaise sont des flottilles de pêche côtière. Cette petite pêcherie a débarqué près de 2285 tonnes de poissons en 2018 (Weiss et al., 2019). C'est la pêcherie principale de Guyane en termes de débarquement et un atout important pour la sécurité alimentaire de la région (Le Joncour et al., 2020). La pêche côtière recense ici les navires ayant exercé plus de 75 % de leur pêche dans les 12 milles nautiques (Weiss et al., 2019), dans des eaux pouvant aller jusqu'à 20 mètres de profondeur. La hauteur des filets utilisés est d'environ 4 mètres avec une longueur maximale réglementaire de 2500 mètres et un maillage allant en moyenne de 120 à 180 mm (SIH). La longueur minimale réglementaire de la maille étirée est de 80 mm (cf. Réglementation européenne R(UE) 2019/1241 20 juin 2019 et Arrêté préfectoral n°74 du 15 janvier 2007 relatif aux licences de pêche côtière). Le système de gestion des pêches en Guyane française repose sur un règlement européen (CE 2104/2004) qui vise à limiter la taille des bateaux par des niveaux de référence, en termes de tonnage (Gross Tonnage, GT) et de puissance (kW). Les licences de pêche professionnelles sont accordées annuellement pour la pêche côtière par le Comité

Régional des Pêches Maritimes et des Élevages Marins (CRPMEM) de Guyane. Il n'existe pas de quota de pêche pour les espèces ciblées par la pêche côtière. Plus de 30 espèces de poissons sont exploitées par cette pêcherie et une quinzaine d'espèces représentent plus de 90 % de la production (Cissé et al., 2015). La majorité de cette pêcherie se rassemble néanmoins sur 3 espèces de niveau trophique élevé (Table 2.1) : l'acoupa rouge (*Cynoscion acoupa*), l'acoupa aiguille (*Cynoscion virescens*) et le machoiran blanc (*Sciades proops*). Sur la période allant de 2006 à 2018, d'après les données du SIH utilisées pour la présente thèse, l'acoupa rouge représentait 42 % des débarquements, l'acoupa aiguille 18 % et le machoiran blanc 11 %.

TABLE 2.1 – Trois espèces majoritairement pêchées par la pêcherie côtière guyanaise (Source : [Fish base](#))

Nom français	Nom anglais	Nom scientifique	Niveau trophique $\pm 0.7$
Machoiran blanc	Crucifix sea catfish	<i>Sciades proops</i>	4.4
Acoupa rouge	Acoupa weakfish	<i>Cynoscion acoupa</i>	4.1
Acoupa aiguille	Green weakfish	<i>Cynoscion virescens</i>	4.0

La pêcherie artisanale côtière de Guyane comprend différents types de flottilles de pêche, représentées dans la Figure 2.2, réparties en 4 catégories :

- Les Canots Créoles (CC) (Ifremer., 2020b) : ces embarcations sont les adaptations marines des pirogues traditionnelles, elles sont plus larges et peuvent embarquer entre 1 et 3 marins pour des sorties en mer de 2 à 3 jours. En 2019, en moyenne par marées, 140,5 kg de poissons ont été débarqués. Elles sont équipées d'un petit moteur hors-bord et pêchent pour la plupart au filet maillant dérivant ou au filet maillant fixe. De vieux congélateurs ou réfrigérateurs recyclés sont utilisés comme système de réfrigération. Les canots créoles représentent 22,5 % du débarquement total en moyenne sur la période 2006-2018 de données de débarquements utilisées dans la thèse.
- Les Canots Créoles Améliorés (CCA) (Ifremer., 2020a) : ils sont équipés d'un moteur hors-bord et d'une cale isotherme à glace au milieu du canot. Ils représentent l'embarcation majoritaire en termes de nombre de flottilles et de quantité débarquée. Ils correspondent à 71,2 % du débarquement total en moyenne sur la période 2006-2018. Entre 1 à 4 marins peuvent embarquer, pour des marées allant de 4 à 8 jours. En 2019, en moyenne par marées, 1379,3 kg de poissons ont été débarqués. Ils pêchent au filet maillant dérivant ou fixe.



(a) Pirogue.

(b) Canot créole.

(c) Canot créole amélioré.

(d) Tapouille.

FIGURE 2.2 – Flottilles de pêche artisanale guyanaise (Source (Ifremer., 2019, 2020b,a,c))

- Les Tapouilles (T) (Ifremer., 2020c) : les tapouilles sont des bateaux typiques des plateaux des Guyanes. Elles sont notamment l'embarcation la plus utilisée par les flottilles de pêche illégale dans la ZEE de Guyane française. Ces embarcations sont celles qui réalisent les marées les plus longues, avec des excursions allant de 8 à 12 jours et embarquent généralement 3 à 5 marins. En 2019, en moyenne par marées, 1938,4 kg de poissons ont été débarqués. Elles sont dotées d'un moteur in-board et pourvues d'une cale isotherme intégrée au navire. Elles pêchent uniquement au filet maillant dérivant et leurs captures représentent en moyenne 6 % des débarquements totaux.
- Les Pirogues (P) (Ifremer., 2019) : les pirogues sont de petites embarcations qui pêchent à l'entrée des estuaires, elles ne sont pas adaptées à la navigation en mer. Elles sont équipées d'un moteur hors-bord et peuvent embarquer 1 à 2 marins qui sortent uniquement à la journée. Le poisson est conservé à même le bateau, dans des bacs à glace ou dans de vieux réfrigérateurs recyclés. Les pirogues ont volontairement été exclues des modèles exposés dans cette thèse, car elles représentent une part



négligeable des captures (0,3 % des captures totales) et les données obtenues sont peu fiables compte tenu de la faible fréquence des entretiens réalisés pour ces flottilles. Cette pêche est plutôt une pêche de subsistance qui n'a que rarement une vocation commerciale.

### 2.1.2 La pêche illégale en Guyane française

Le secteur de la pêche en Guyane rencontre plusieurs difficultés, dont une majeure : la pêche illégale. En effet, la ZEE fait face à une pression de pêche illégale forte, majoritairement de la part des pays voisins, principalement du Brésil, du Suriname et, dans une moindre mesure, du Guyana<sup>1</sup>. Cette pêche illégale, non déclarée et non réglementée (INN) fragilise la pêcherie côtière guyanaise et le système alimentaire sous-jacent (Levrel, 2012). Ces embarcations INN ne respectent pas les restrictions réglementaires quant à la taille des filets et du maillage. Les filets sont souvent disproportionnés, allant jusqu'à 10 km de longueur et proposant un maillage inférieur à 80 mm (communication SIH). Les temps de pose sont importants, les filets illégaux étant relevés parfois après une journée complète de mise à l'eau ou abandonnés. Ces différents facteurs entraînent un fort risque de capture accidentelle, qui a été étudié dans le projet « Palica », projet commun du WWF et CRPMEM (André, 2018). En effet, la ZEE guyanaise comprend une forte diversité de mammifères marins et tortues (Bordin et al., 2012; Pusineri and Berzins, 2016), notamment en zone côtière. Les différentes parties prenantes de la protection de ces espèces sont très actives en Guyane (Senko and Nalovic, 2021) et collaborent avec les pêcheurs légaux locaux (André, 2018), mais leurs actions sont mises à mal par les pratiques de pêche INN.

Les Forces Armées de Guyane (FAG)<sup>2</sup> sont chargées du contrôle de la ZEE de Guyane. Les forces engagées prennent au sérieux la menace de la pêche illégale en organisant régulièrement des plans d'action pour lutter contre elle, notamment l'opération « Polpêche », mais les moyens restent restreints face à l'ampleur du phénomène.

La pêche INN se concentre très majoritairement sur un organe précis des poissons : la vessie natatoire. Le reste du poisson étant régulièrement rejeté à l'eau de manière à optimiser l'espace de stockage disponible. Ces flottilles illégales ont donc un effet particulièrement dévastateur sur les espèces ciblées pour leur vessie natatoire. La valeur importante des vessies natatoires, baptisées « cocaïne aquatique » (Margulies et al., 2019), a attiré des organisations criminelles dans ce marché très lucratif. Les contrôles sont donc parfois extrêmement violents, allant même jusqu'au tir par arme à feu venant des pêcheurs

---

1. On compte également certaines flottilles de pêche illégales venant de la Guyane française qui font de la concurrence déloyale aux professionnels légaux guyanais. Cette pêche illégale étant minoritaire par rapport à la pêche INN étrangère, nous ne l'aborderons pas dans la présente thèse.

2. (<https://www.defense.gouv.fr/operations/forces-prepositionnees/forces-souverainete/forces-armees-guyane>)

illégaux : les équipages de contrôles doivent donc être bien protégés. Les bateaux illégaux sur la ZEE sont souvent également illégaux dans leur pays d'origine (Chao et al., 2021), ce qui complique la coopération face à ce phénomène, malgré une volonté des pays limitrophes d'endiguer cette pêche INN. Les peines encourues par les pêcheurs illégaux sont décrites dans le « Code rural et de la pêche maritime » dans la « Section 1 : Sanctions des infractions en matière de pêche maritime et d'aquaculture marine (Articles L945-1 à L945-5) »<sup>3</sup>. Les peines encourues pour le pêcheur vont de 15 000 € d'amende à deux ans d'emprisonnement selon l'acte délictueux commis. Des peines complémentaires peuvent être appliquées, notamment la saisie du navire ou des captures de pêche ou l'immobilisation du navire (II et Alinéa 3 du I de l'Article L945-5 du CRPM).

### 2.1.3 Le commerce de vessies natatoires

La pêche illégale est largement motivée par le commerce de vessies natatoires (Levrel, 2012). La vessie natatoire est un organe que l'on retrouve chez les poissons osseux qui permet notamment de contrôler leur niveau de flottabilité dans l'eau. C'est une poche interne de l'œsophage remplie de gaz située sous la colonne vertébrale des poissons. La demande en vessies natatoires provient des pays asiatiques, principalement d'Asie de l'Est, cette partie du poisson est réputée comme ayant des vertus médicinales importantes (de Mitcheson et al., 2019; Ben-Hasan et al., 2021). Ce produit de luxe est parfois utilisé comme produit de substitution aux ailerons de requins du fait de la baisse de l'offre suite à la diminution des populations de requins (de Mitcheson et al., 2018). Les vessies sont également utilisées comme produit de spéculation (de Mitcheson et al., 2019). Ces différents facteurs expliquent la forte demande mondiale en vessies natatoires. Selon la qualité de la vessie natatoire, qui dépend de sa taille et de son épaisseur, le produit est vendu séché sur les marchés pour préparer des soupes ou en boutique en tant que plat de luxe proposé lors de célébrations importantes car synonyme de richesse. Une fois séchée, une seule vessie natatoire de bonne qualité peut se vendre jusqu'à 10 000 \$ (Communication SIH). En 2018, le prix de revente des vessies natatoires séchées était en moyenne de 46 \$ par gramme en Chine, à cette même période le prix de l'or était de 40 \$ par gramme, le prix de la vessie séchée dépassait donc celui de l'or (EAL, 2018). Cela explique que ce produit attire toutes les convoitises. Les réseaux criminels se sont emparés de ce commerce. Étant donné qu'il n'est pas interdit, les risques sont plus limités et les bénéfices financiers tout aussi importants que pour le trafic de drogues.

À partir de procès-verbaux (PV n°427 et 627 de 2017 obtenus après demande d'autorisation au parquet de Cayenne) et de communications avec la gendarmerie nationale, nous avons pu mieux comprendre le réseau de distribution des vessies natatoires pêchées

3. <https://www.legifrance.gouv.fr/codes/id/LEGISCTA000022199812/>

en Guyane. Les pêcheurs légaux locaux guyanais pêchent les espèces d'intérêt pour leur vessie de manière légale. Ils vendent la chair de poisson directement au débarquement, sur les marchés, au MIR (Marché d'Intérêt Régional), auprès des usiniers et des restaurateurs. La vente des vessies s'exerce dans une faible proportion sur le marché légal. Le circuit de distribution légal de vessies natatoires en Guyane est balbutiant. Pour être exportée vers les pays asiatiques, la vessie doit être séchée, or la Guyane manque pour le moment d'ateliers de préparation agréments. Dans la plupart des cas, la vente des vessies pêchées légalement se fait sur le marché parallèle via des intermédiaires<sup>4</sup>. Ensuite, les vessies sont envoyées par les intermédiaires principalement au Brésil et au Suriname où des organisations finissent la transformation. Ces organisations les exportent à Hong-Kong où les vessies seront conditionnées et prêtes à être vendues au consommateur final, principalement en Chine. Les pêcheurs illégaux surinamais et brésiliens revendent directement les vessies aux organisations de transformation.

Hong-Kong est la plaque tournante du commerce de vessies natatoires mondiales, on y constate une demande croissante pour ce produit depuis les vingt dernières années (Tuuli et al., 2016). Les importations à Hong-Kong en vessies natatoires séchées en provenance du Brésil, du Guyana et du Suriname atteignaient 42 % des importations totales de vessies natatoires séchées à Hong-Kong en juin 2020 (41,2 % en juin 2021)<sup>5</sup>. La production mondiale en tonne et en valeur a connu une forte augmentation qui devrait perdurer du fait de l'augmentation de la richesse d'une part de la population chinoise, principale consommatrice (Ben-Hasan et al., 2021). Cela risque d'augmenter la pression en termes de ressource sur les pays d'origine des poissons consommés pour leur vessie (Jimenez et al., 2021). De tristes précédents de surexploitation existent, comme celui de l'Acoupa Totoaba (*Totoaba macdonaldi*) au Mexique (Cisneros-Mata et al., 2021; Rojas-Bracho et al., 2022) ou le Bahaba (*Bahaba taipingensis*) en Chine (Sadovy and Cheung, 2003; Liu, 2020). Ainsi des espèces ont déjà frôlé l'extinction du fait de ce commerce important de vessies natatoires. La menace d'une trop forte pression de pêche due aux vessies natatoires sur le territoire guyanais est donc à prendre extrêmement au sérieux, tant les conséquences écologiques et donc économiques peuvent être importantes.

---

4. Rappelons pour éviter toute confusion dans la suite de la lecture de la présente thèse, que ce que nous définissons comme pêche illégale dans le Chapitre 3 et 5 désigne la pêche INN venant du Brésil et du Suriname (et, dans une faible proportion, du Guyana). Elle désigne les pêcheurs ayant pêché le poisson de manière illégale. Les pêcheurs ayant pêché le poisson de manière légale, mais qui revendent les vessies natatoires sur le marché illégal, ne sont pas considérés comme pêcheurs INN.

5. Ces pourcentages sont obtenus à partir des données du « Département du recensement et des statistiques, gouvernement de la région administrative spéciale d'Hong-Kong », disponibles ici : <https://tradeids.censtatd.gov.hk/Index/4fe1aa0e98d34719804b6330e305bbc0> (code produit : 03057210 Fish maws, dried)

## 2.2 Méthodes, modèles et scénarios

Face aux constats des difficultés rencontrées par les pêcheries et les systèmes alimentaires halieutiques, à un niveau global et au niveau du cas d'étude, nous avons développé et utilisé différents modèles bioéconomiques, scénarios de pêche et de consommation ainsi que des scénarios climatiques afin de répondre à différents enjeux de durabilité.

### 2.2.1 Modélisation bioéconomique MICE

Les modèles utilisés dans cette thèse s'inscrivent dans le groupe des MICE (Modèle de complexité intermédiaire pour l'évaluation des écosystèmes) (Plagányi et al., 2014; Doyen et al., 2017). Ce choix de modélisation est justifié par les arguments évoqués dans le Chapitre 1, à la fin de la section 1.5.2. Le point commun de ces MICEs est un modèle dynamique multi-espèces multi-flottes qui se concentre sur 3 espèces de poissons de niveau trophique élevé (voir Table 2.1 section 2.1). Ces trois espèces sont l'acoupa rouge (*Cynoscion acoupa*), l'acoupa aiguille (*Cynoscion virescens*) et le machoiran blanc (*Sciades proops*). Ce sont les espèces majoritairement pêchées par la pêcherie côtière guyanaise (voir Section 2.1). Le modèle adopte une dynamique écologique basé sur la compétition pour une ressource commune de la part de plusieurs espèces. Ce type de modèle est nommé « resource based-model » (modèle basé sur la ressource) (Tilman, 1982, 1988). L'intérêt majeur de ce modèle, basé sur une ressource commune, réside dans le principe d'exclusion (Brock and Xepapadeas, 2002). Dans le contexte d'une compétition entre plusieurs espèces pour une ressource commune, l'espèce ayant le plus faible besoin en ressources à l'équilibre exclut les autres espèces (De Lara and Doyen, 2008). Ce phénomène est nommé principe d'exclusion. Ce type de dynamique écologique conduit donc à une forte perte de biodiversité dans un écosystème. Ce principe d'exclusion dû à une compétition pour une même ressource a déjà été observé à plusieurs reprises dans des écosystèmes marins (Daan, 1980; Castilla et al., 1994; Papastamatiou et al., 2006).

Dans les Chapitres 3, 4 et 5, l'ensemble de la modélisation et des résultats analytiques s'appuient sur les équations présentées ci-après, avec des ajustements propres à chaque question de recherche. La dynamique des biomasses des espèces se décrit selon l'équation (2.1). Il est admis qu'il n'y a pas d'interactions trophiques directes entre les espèces dans ce modèle, les travaux de Cissé et al. (2013) ayant démontré la faible influence de ces interactions pour ces espèces du cas d'étude. De plus, en considérant une version simplifiée des réseaux trophiques<sup>6</sup>, le fait que ces 3 espèces prédatrices aient un niveau trophique élevé similaire justifie l'absence d'interactions trophiques directes entre elles. Les interactions

6. « Un réseau trophique représente l'ensemble des interactions d'ordre alimentaire entre les êtres vivants d'un écosystème. » (Source : [Dictionnaire d'agroécologie en ligne](#) en collaboration avec l'INRAE)

trophiques s'opèrent de manière indirecte via la consommation sur la ressource commune, ce qui justifie le caractère écosystémique de ce modèle. Pour chaque espèce  $i$ , l'état de la biomasse de l'espèce  $i$  au temps  $t+1$ ,  $x_i(t+1)$ , dépend de l'état de la biomasse de l'espèce  $i$  au temps  $t$ ,  $x_i(t)$ , du niveau de biomasse de la ressource  $y(t)$  et du niveau de captures  $H_i(t)$  :

$$x_i(t+1) = x_i(t) \left( 1 - m_i + g_i y(t) \right) - H_i(t). \quad (2.1)$$

Dans la dynamique (2.1),  $m_i$  correspond au taux de mortalité naturelle de l'espèce  $i$ ,  $g_i$  est le taux de conversion de ressource  $y$  consommée par l'espèce  $i$  i.e. le taux de croissance qui est dû à la consommation de la ressource. L'équation (2.2) définit la dynamique de la ressource, qui, dans le cas d'étude, correspond à un ensemble d'espèces de petits poissons et crevettes. Cette dynamique dépend de la consommation des autres espèces sur la ressource  $y(t)$  selon la relation suivante :

$$y(t+1) = y(t) \left( 1 - \sum_{i=1}^N s_i x_i(t) \right) + I \quad (2.2)$$

où  $I$  est un apport extérieur de ressource, notamment dû à la migration et  $s_i$  le taux de consommation d'une espèce prédatrice  $i$  sur la ressource. Le niveau de capture par espèce et par flottilles est défini selon une fonction de production de type schaefer et l'équation (2.3) :

$$H_{i,f}(t) = q_{i,f} e_f(t) x_i(t), \quad (2.3)$$

où  $e_f(t)$  est l'effort de pêche de la flottille  $f$  (nombre de jours en mer ou nombre de bateaux, etc.) au temps  $t$ , le paramètre  $q_{i,f}$  correspond à la capturabilité de l'espèce  $i$  par la flottille de pêche  $f$ . La capturabilité de l'espèce  $i$  par la flottille de pêche  $f$ , correspond à la probabilité qu'une unité de biomasse de l'espèce  $i$  soit capturée par un bateau de la flotte  $f$  pendant une unité d'effort de pêche. Le niveau de capture par espèce est défini selon l'équation (2.4)

$$H_i(t) = \sum_f H_{i,f}(t). \quad (2.4)$$

Par la suite, selon les chapitres de cette thèse, les équations précédemment exposées sont abordées de manière différente. Le Chapitre 3 traite de la pêche illégale en Guyane. Il ajoute une flottille de pêche théorique, intitulée illégale, aux flottilles de pêche légales présentes en Guyane et déjà décrites dans la sous-section 2.1.1. Le Chapitre 4 étudie le rôle des préférences des consommateurs sur la demande de produits de la mer et par conséquent

sur la durabilité des pêcheries et des systèmes alimentaires halieutiques. Nous cherchons à obtenir des conditions analytiques visant à éviter le principe d'exclusion inhérent à notre dynamique écologique décrite dans l'équation (2.1) et l'équation (2.2). Le Chapitre 5 intègre une variabilité climatique dans l'équation (2.1). Le graphique conceptuel présenté dans la Figure 2.3 représente les différentes composantes étudiées dans la thèse. Il indique dans quel chapitre chacun des points est examiné en profondeur.

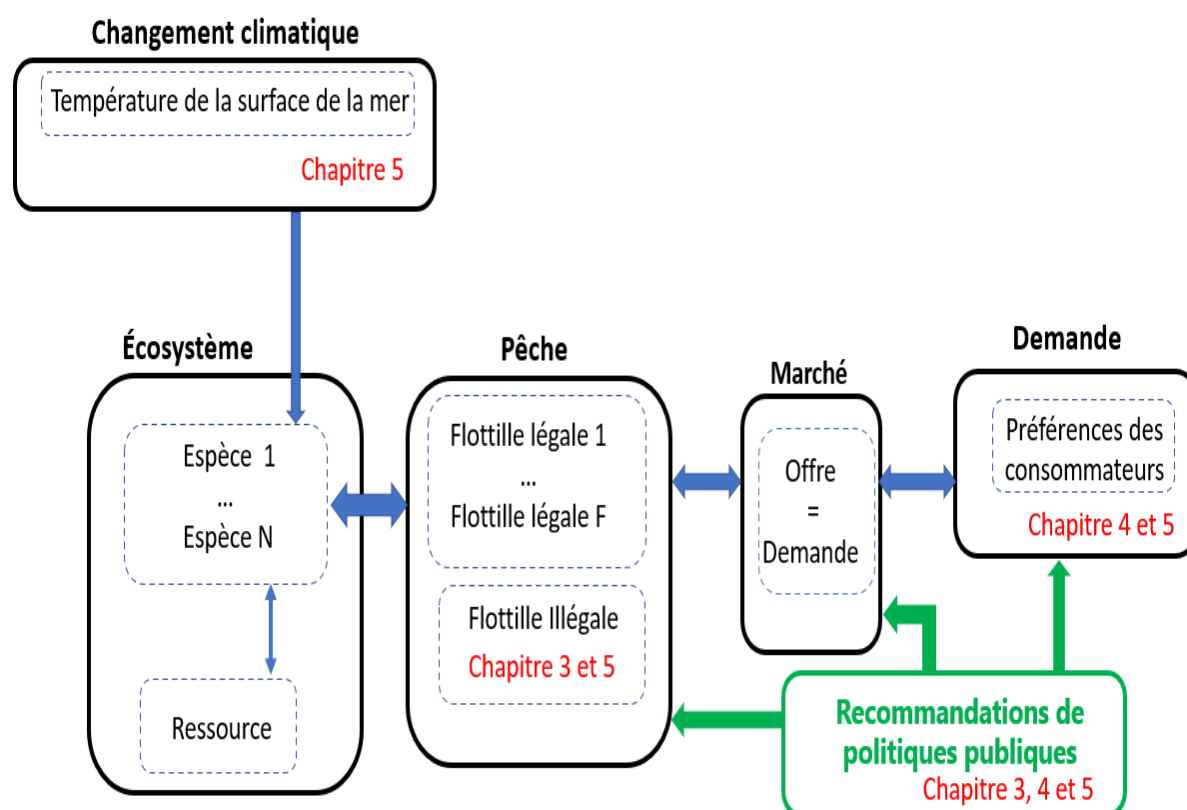


FIGURE 2.3 – Graphique conceptuel des différentes composantes des modèles bioéconomiques développés.

## 2.2.2 Calibration

Pour la calibration de ce modèle, nous utilisons des données fournies par le Système d'Information Halieutique (SIH) de l'Ifremer de Guyane. Ces données comprennent les efforts de pêche trimestriels des flottilles légales guyanaises (CC, CCA, T),  $e_f^{data}(t)$ , exprimées en jours de pêche en mer pour la période allant du premier trimestre 2006 au dernier trimestre 2017. Elles incluent également les captures par espèces et flottilles légales,  $H_{i,f}^{data}(t)$ , du premier trimestre 2006 au dernier trimestre 2017. Les données de pêche illégale, comprises entre le premier trimestre 2006 et le dernier trimestre 2011, sont issues des travaux de Levrel (2012).

L'ensemble des modèles de la thèse sont calibrés selon différents critères de minimisation, selon le chapitre. Pour effectuer chacune des calibrations, nous utilisons la méthode des moindres carrés. L'équation (2.5) utilisée dans le Chapitre 3 décrit un critère de minimisation appliqué aux captures par espèces,  $i$ , et par flottilles,  $f$  :

$$\min_{Parameters} \sum_{t=t_0}^{t_1} \sum_{i=1}^{N=3} \sum_{f=1}^{F=4} (H_{i,f}^{data}(t) - H_{i,f}(t))^2. \quad (2.5)$$

où,  $H_{i,f}^{data}$  désigne les captures historiques fournies par l'Ifremer et Levrel (2012),  $H_{i,f}(t)$  désigne les captures estimées par le modèle. Dans le Chapitre 3,  $t_0$  correspond au premier trimestre de 2006 et  $t_1$  au dernier trimestre de 2011. La calibration s'effectue sur un pas de temps trimestriel.

L'optimisation non-linéaire sous-jacente à nos modèles est réalisée au moyen d'un algorithme génétique via une routine « *optim\_ga* » du logiciel Scilab. Les algorithmes génétiques ont été développés pour résoudre des problèmes d'optimisation en se basant sur les mécanismes de la sélection naturelle et de la génétique (Holland, 1992). L'algorithme génétique commence avec une population initiale d'individus aléatoires (c'est-à-dire un ensemble de paramètres) et va générer successivement des populations d'individus à partir de ce point afin d'améliorer les populations jusqu'à l'optimum. Les résultats de convergence (en probabilité) des algorithmes génétiques sont prouvés dans Cerf (1998). Dans le domaine de la gestion des pêches, Mardle et al. (2000) ont montré que les algorithmes génétiques étaient particulièrement adaptés aux problèmes d'optimisation non linéaire. Dans le Chapitre 3, les résultats issus de la minimisation par la méthode des moindres carrés conformément à l'équation (2.5), résolue numériquement via la routine *optim\_ga* de Scilab, sont présentés dans la Figure 2.4

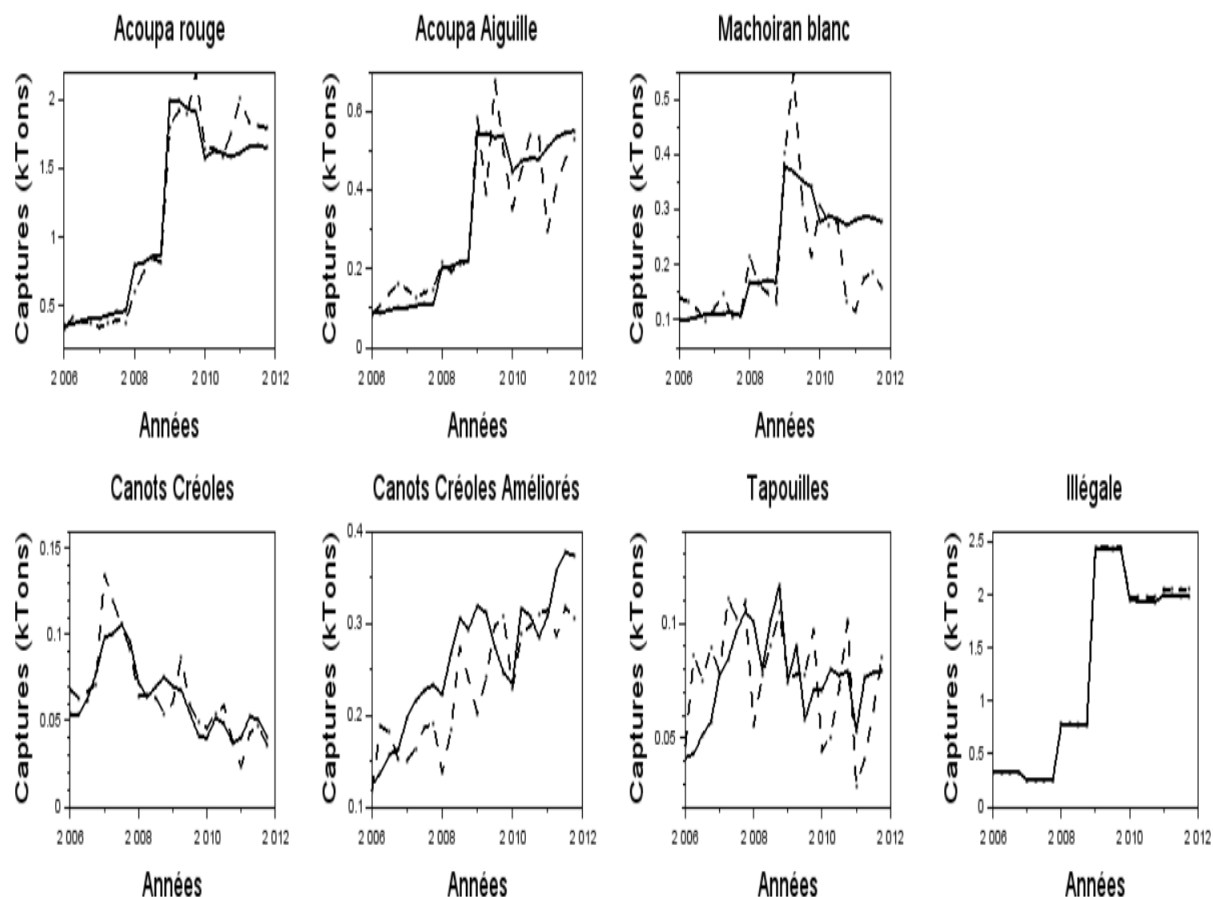


FIGURE 2.4 – La ligne noire continue correspond aux captures estimées par le modèle, par espèce pour la première ligne et par flottille pour la seconde ligne. La ligne noire pointillée correspond aux captures historiques, par espèce pour la première ligne et par flottille pour la seconde ligne.

### 2.2.3 Scénarios de pêche

Nous considérons différents scénarios de pêche, de préférences des consommateurs et climatiques visant à comprendre et à évaluer les implications d'une politique de gestion spécifique sur la durabilité des systèmes alimentaires halieutiques et des pêcheries côtières.

#### Scénario avec pêche illégale

Dans le Chapitre 3, nous utilisons un modèle prédictif sur la période du premier trimestre 2012 au dernier trimestre 2017, équations (2.6) et (2.7). Nous employons les efforts de pêche trimestriels historiques transmis par le SIH pour les flottilles légales guyanaises sur cette période. La trajectoire de l'effort de pêche illégale est obtenue via une régression logarithmique sur la période de calibration du modèle, allant du premier



trimestre 2006 au dernier trimestre 2011.

$$E_{f=CC,CCA,T}(t) = E_{f=CC,CCA,T}^{data}(t). \quad (2.6)$$

$$E_{IUU}(t) = \alpha_1 \ln(t) - \alpha_0 \quad (2.7)$$

La trajectoire de pêche illégale présentée ici est également appliquée dans le Chapitre 5 jusqu'en 2100, ainsi qu'une de ses formes dérivées où l'équation (2.7) est divisée par deux<sup>7</sup>. En effet, dans ce scénario dérivé, l'effort de pêche illégale est considéré comme réduit de moitié par rapport à sa tendance.

### Scénario sans pêche illégale (NI scenario)

Nous considérons également dans le Chapitre 3 une projection théorique sans pêche illégale, appelée scénario « No Illegal » (NI scenario), équation (2.8) et (2.9). Ce scénario correspond à une suppression totale de l'effort de pêche illégale sur la période de projection de 2012 à 2017, due à un effort de prévention important.

$$E_{f=CC,CCA,T}^{NI}(t) = E_{f=CC,CCA,T}^{data}(t) \quad (2.8)$$

$$E_{IUU}^{NI}(t) = 0 \quad (2.9)$$

La trajectoire de pêche illégale présentée ici est également appliquée dans le Chapitre 5 jusqu'à l'horizon 2100.

### Scénario avec effort de pêche optimal exprimé selon les préférences des consommateurs

Dans les Chapitres 4 et 5, nous intégrons l'étude du rôle des préférences des consommateurs selon une fonction d'utilité comprenant une élasticité de substitution constante (dite fonction d'utilité CES). Cette fonction d'utilité nous permet de mesurer la satisfaction éprouvée par le consommateur pour un panier de consommation spécifique. Ce type de fonction d'utilité a déjà été appliqué à plusieurs reprises pour étudier la demande en produits halieutiques (Quaas and Requate, 2013; Regnier and Schubert, 2017). La fonction d'utilité se décrit comme suit :

$$U(Q(t), a) = \left( \sum_{i=1}^n a_i Q_i(t)^\sigma \right)^{\frac{1}{\sigma}}. \quad (2.10)$$

---

7. Voir Chapitre 3 et 5 pour les valeurs de  $\alpha_1$  et  $\alpha_0$ .

où  $Q_i(t)$  reflète la quantité d'espèce  $i$  consommée par le consommateur au temps  $t$  et  $a_i > 0$  représente les préférences du consommateur pour une espèce  $i$ . Plus la valeur  $a_i$  est élevée, plus la préférence du consommateur pour l'espèce  $i$  est considérée haute. Nous faisons l'hypothèse que les préférences peuvent être modifiées si un paramètre extérieur vient transformer les croyances du consommateur relatives à sa consommation. Le paramètre  $\sigma > 0$  correspond au paramètre d'élasticité de substitution constante, ce paramètre évalue dans quelle mesure un consommateur est prêt à remplacer une quantité d'espèce  $i$  par une autre espèce  $j$ .

Les consommateurs sont considérés comme myopiques et rationnels. Nous supposons ici que leur décision de consommation repose sur la maximisation, en fonction des quantités  $Q_i(t)$ , de la différence entre leur niveau d'utilité procuré par les quantités consommées  $Q_i(t)$  et les coûts liés à cette consommation. Ces coûts dépendent des prix,  $p(t) = (p_1(t), \dots, p_n(t))$ . Mathématiquement, cette maximisation s'exprime ainsi :

$$\max_{Q_1(t), \dots, Q_n(t)} U(Q_1(t), \dots, Q_n(t), a) - \sum_i p_i(t) Q_i(t). \quad (2.11)$$

L'application de la condition d'optimalité du premier ordre (les dérivées s'annulent), nous permet d'obtenir la fonction de demande inverse (2.12) :

$$p_i(t) = \left( \sum_{j=1}^n a_j Q_j^*(t)^\sigma \right)^{\frac{1}{\sigma}-1} a_i Q_i^*(t)^{\sigma-1}. \quad (2.12)$$

où  $Q_i^*(t)$  fait référence à la quantité optimale d'espèce  $i$  consommée au temps  $t$ .

Du côté des producteurs (pêcheurs), la fonction de profit multi-espèces est définie comme la différence entre les revenus induits par la pêche et les coûts d'exploitation :

$$\pi(t) = \sum_i p_i(t) H_i(t) - C(e(t)), \quad (2.13)$$

avec les coûts d'exploitation exprimés selon l'équation (2.14) :

$$C(e) = c_0 + c_1 e + \frac{c_2}{2} e^2, \quad (2.14)$$

où  $c_0 > 0$  fait référence aux coûts fixes,  $c_1 > 0$  aux coûts variables, ici le carburant et la glace.  $c_2 > 0$  est une approximation de l'aversion au risque, comme dans Tromeur et al. (2021) : plus  $c_2$  est élevé, plus le pêcheur est considéré comme ayant une aversion au risque importante. Ainsi, leur objectif est la maximisation du profit (2.13) par l'effort :

$$\max_{e(t) \geq 0} \pi(x(t), e(t)). \quad (2.15)$$

En supposant qu'on se trouve dans une situation où il y a équilibre de marché, c'est à dire où l'offre est égale à la demande, équation (2.16) :

$$H_i(t) = Q_i^*(t), \quad (2.16)$$

On obtient l'effort optimal dépendant des niveaux de préférences  $a$  suivant<sup>8</sup> :

$$e^*(x, a) = \frac{U\left(Cpue(x), a\right) - c_1}{c_2} \text{ avec } U\left(Cpue(x), a\right) = \left(\sum_{j=1}^n a_j (q_j x_j(t))^\sigma\right)^{\frac{1}{\sigma}}. \quad (2.17)$$

où  $Cpue(x)$  correspond aux captures par unité d'effort.

Cette forme de l'effort (2.17) est utilisée dans le Chapitre 4 et dans le Chapitre 5 pour déterminer l'effort de pêche légal. Nous avons par la suite élaboré trois scénarios de préférences distincts pour décrire les  $a_i$  : un scénario décrivant les préférences actuelles et deux scénarios visant à garantir la durabilité bioéconomique des pêcheries et des systèmes alimentaires sous-jacents. Cette durabilité est basée ici sur une combinaison d'une approche de viabilité bio-économique et d'états stationnaires. L'identification des trois scénarios de préférences des consommateurs et le scénario d'effort optimal selon le niveau de préférences, équation (2.17), constituent des résultats analytiques importants pour la thèse.

## 2.2.4 Scénarios climatiques

Les scénarios climatiques utilisés dans cette thèse sont issus des scénarios présentés dans le cinquième et sixième rapport du « Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du Climat » (GIEC), ou « Intergovernmental Panel on Climate Change » (IPCC) en anglais, qui permettent de modéliser l'évolution du climat (IPCC et al., 2014, 2021).

La thèse applique deux scénarios climatiques extrêmes intitulés RCP 2.6 et RCP 8.5. Ces deux scénarios font partie des 4 propositions de scénarios exposés pour la première fois dans le cinquième rapport du GIEC (IPCC et al., 2014). La terminologie RCP fait référence aux profils « représentatifs d'évolution de concentration » des gaz à effet de serre (GES) (GIEC, 2014; Pörtner et al., 2019). Le RCP 2.6 est un scénario climatique optimiste qui prévoit une réduction stricte des émissions de GES. Le scénario RCP 8.5 est un scénario climatique pessimiste qui envisage une forte augmentation des émissions de GES (GIEC, 2014; Pörtner et al., 2019).

Le dernier scénario adopté dans cette thèse, proposé dans le sixième rapport du GIEC

---

8. Démonstration dans le Chapitre 4 section 4.2.2

en 2021, s'intitule SSP2-4.5. Il adopte une vision intermédiaire de l'évolution du climat (IPCC et al., 2021). Ce scénario SSP2-4.5 s'appuie sur une des trajectoires socio-économiques partagées (Shared Socioeconomic Pathways, SSP) établies par des sociologues et économistes qui ont étudié les différentes évolutions potentielles des sociétés d'ici à 2100. Les scénarios SSP sont utilisés comme base de référence par les climatologues dans le sixième rapport du GIEC pour proposer de nouvelles tendances climatiques (IPCC et al., 2021). L'évolution du climat dépendra de la politique climatique, de l'évolution industrielle, des modes de vie, de la consommation d'énergie, des politiques alimentaires et plus largement du développement socio-économique (GIEC, 2014; Riahi et al., 2017).

Pour intégrer ces scénarios climatiques à notre modèle MICE, nous utilisons la dynamique de compétition entre espèces, (2.18), développée dans Gomes et al. (2021) prenant en compte la sensibilité thermique des espèces, en ajoutant la notion de saisonnalité appliquée par Cuilleret et al. (2022). Les données historiques utilisées pour la température de la surface de la mer (SST) dans la phase de calibration du modèle sont issues du site de la [NOAA Earth System Research Laboratory](#). Ces modèles tiennent compte du changement climatique en s'appuyant sur la notion d'enveloppe bioclimatique, qui révèle un ensemble de conditions physiques et biologiques favorables à une espèce (Cheung et al., 2008). Ils intègrent la température préférée d'une espèce pour évaluer son activité biologique.

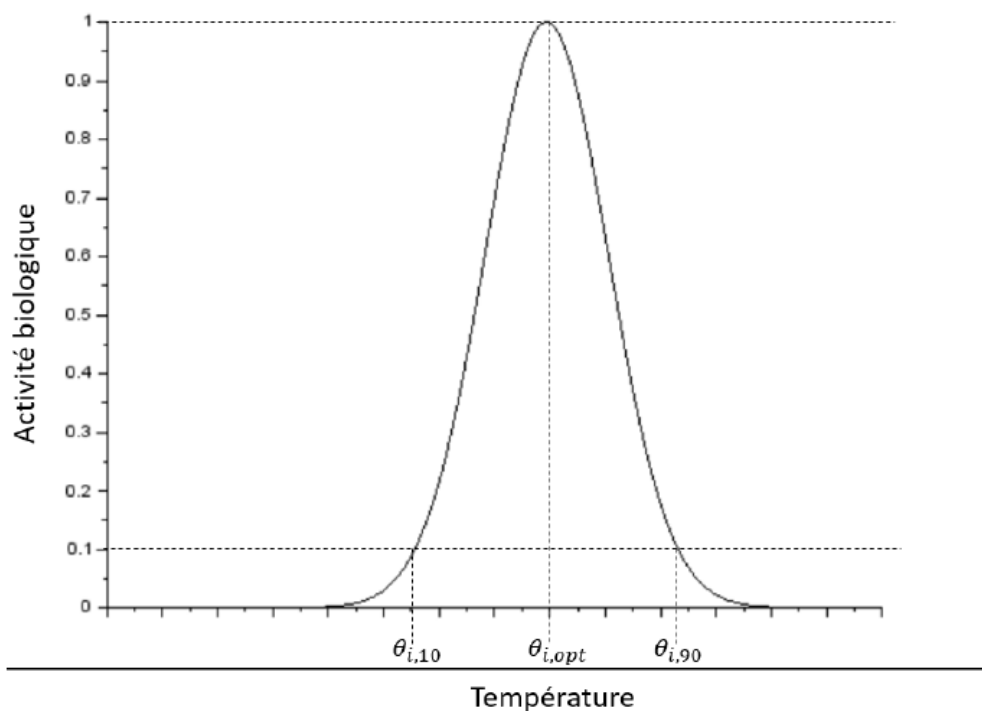


FIGURE 2.5 – Activité biologique (Source : (Gomes, 2022))

L'activité biologique,  $\phi$ , prend en compte le changement climatique dans la croissance de l'espèce. Si la température considérée est proche de la température préférée de l'espèce, l'activité biologique de cette dernière est au niveau maximal ( $\phi_i = 1$ ). À l'inverse, plus la SST s'éloigne de la température optimale de l'espèce, plus ( $\phi_i$ ) tend vers 0, comme illustré dans la Figure 2.5. Les capacités de reproduction et de croissance d'une espèce sont influencées par les variations de température. L'effet de ces variations peut apparaître de manière différée, ce qui nécessite la prise en compte d'un décalage temporel  $\tau$ , dans l'activité biologique  $\phi_i$  d'une espèce (Gomes et al., 2021). Les valeurs de  $\tau$  utilisées dans cette thèse sont issues de Gomes et al. (2021). L'équation (2.18) définit la dynamique de l'espèce  $i$  en fonction de son activité biologique.

$$x_i(t+1) = x_i(t) \left( 1 - m_i + g_i * \phi_i(\theta(t - \tau_i)) s_i * y(t) \right) - H_i(t). \quad (2.18)$$

La croissance des espèces dépend de l'évolution de la température de la surface de la mer (SST) via l'activité biologique de l'espèce,  $\phi_i$ . Le terme  $\phi_i(\theta(t - \tau_i))$  dépend de  $\theta$  qui correspond à la SST au temps  $t$  avec un décalage temporel  $\tau_i$  appliqué en fonction de l'espèce considérée.

## 2.3 Synthèse des résultats

Cette section apporte une brève synthèse des résultats de cette thèse. Le détail de ces résultats se trouve dans les chapitres 3, 4, 5 ci-après.

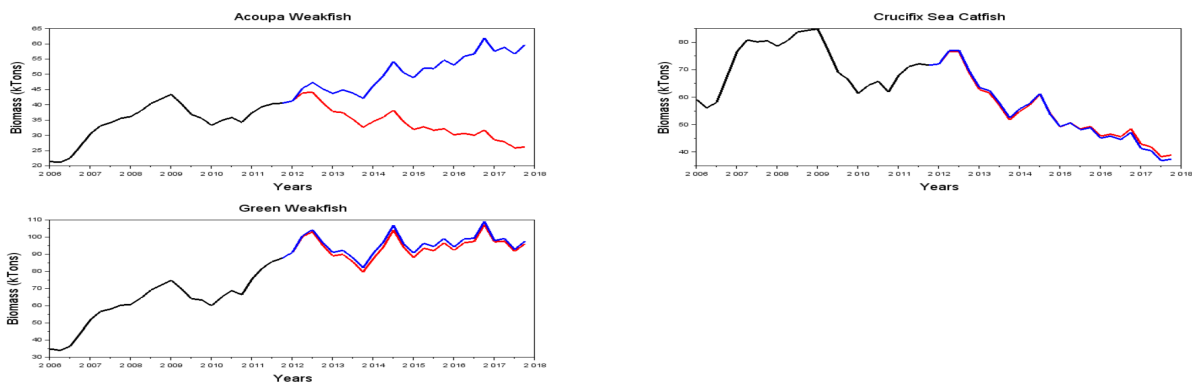
### 2.3.1 L'impact bio-économique très négatif de la pêche illégale en Guyane française

Cette sous-section présente les résultats obtenus via le modèle MICE et les scénarios bioéconomiques détaillés dans le Chapitre 3 et déjà introduits dans les sous-sections 2.2.1 et 2.2.3. Ce Chapitre contribue au développement des modèles bioéconomiques pour les pêcheries artisanales en intégrant la pêche INN dans une dynamique multi-espèces et multi-flottes. Les trajectoires de pêche élaborées donnent lieu à une évaluation des répercussions de la pêche illégale à la fois sur la biodiversité halieutique et la pêche artisanale guyanaise. Elles nous ont permis de quantifier l'impact très négatif de la pêche illégale en termes de volume de débarquement et de valeur. Suite à ces résultats, des recommandations de politiques publiques sont proposées en s'appuyant sur la théorie du choix rationnel (Petrossian, 2015).

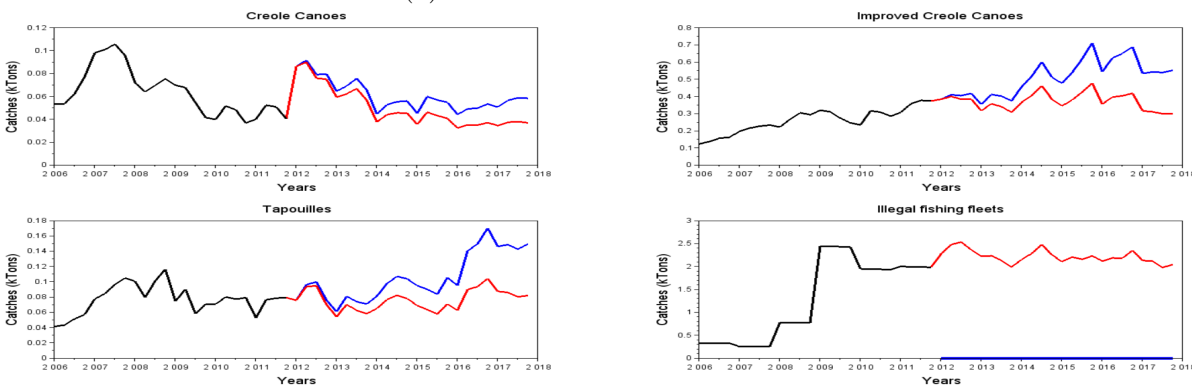
La comparaison des scénarios, avec ou sans pêche illégale, montre que la pêche illégale a un impact fort sur l'écosystème marin, la pêche artisanale guyanaise et le système

alimentaire sous-jacent. Ces impacts sont illustrés dans la Figure 2.6. Selon le scénario de pêche envisagé, avec ou sans pêche illégale, un changement significatif des biomasses est observé, notamment pour l'acoupa rouge. Cette espèce est la plus pêchée par les pêcheurs guyanais. Étant donné qu'elle a la plus forte valeur économique en termes de chair et de vessie natatoire, c'est une espèce clé pour le secteur de la pêche en Guyane. On peut en effet remarquer qu'à la fin de la période de projection (en 2018), la biomasse de l'acoupa rouge en l'absence de pêche illégale est deux fois plus élevée qu'en sa présence (Figure 2.6a). Cette augmentation de biomasse en l'absence de pêche illégale induit une augmentation significative des captures pour les trois flottilles légales (Figure 2.6b). Pour les canots créoles améliorés et les tapouilles, qui représentent près de 77,2 % des flottilles de la pêcherie côtière, cette augmentation des captures sur la période projetée est en moyenne de 38 % et 37 %. Cela constitue un gain important pour la sécurité alimentaire de la région.

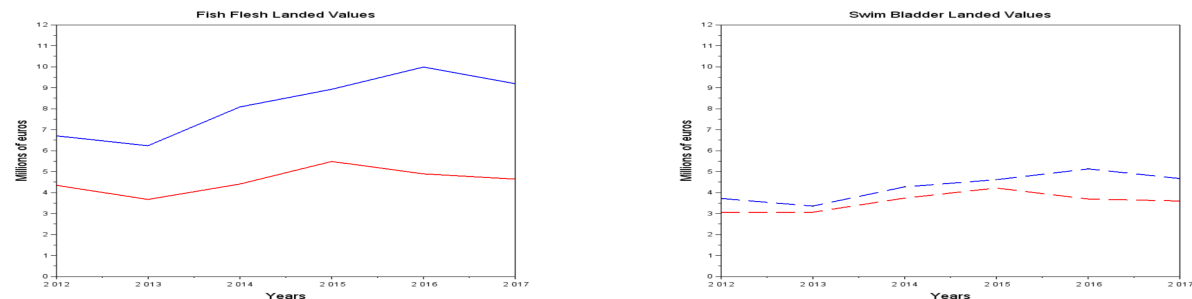
Ces projections ont également été utilisées pour évaluer le manque à gagner des pêcheurs guyanais dû à la pêche illégale (Figure 2.6c). Les résultats sont révélateurs de l'importance de la perte économique due à la pêche illégale. Les estimations des valeurs débarquées de poisson sont presque deux fois plus élevées en l'absence de pêche illégale. Les résultats ont aussi permis de quantifier les « pertes » dues au commerce parallèle de vessies natatoires sur le département guyanais. Les valeurs débarquées estimées de vessies natatoires correspondent à une moyenne de 3,6 millions d'euros par an en présence de pêche illégale, contre environ 4,3 millions d'euros par an sans pêche illégale (Figure 2.6c). De ce fait, une des recommandations politiques essentielles de cette étude est de soutenir le développement d'un réseau de distribution de vessies de natatoires légal sur le territoire guyanais pour améliorer la capacité du pêcheur à vendre des vessies natatoires fraîches sur le marché légal.



(a) Biomasses de 2006 à 2018.



(b) Captures des flottilles de 2006 à 2018



(c) Valeurs monétaires agrégées de 2012 à 2017 en millions d’euros en termes de : (côté gauche) chair de poisson  $LV(t)$ ; (côté droit) vessies natatoires  $LV^{SB}(t)$ . Ici, la ligne rouge représente également la situation historique (avec pêche illégale).

FIGURE 2.6 – Comparaison des scénarios avec ou sans pêche illégale (NI scenario). Les lignes noires représentent la situation historique sur la période de calibration. Les lignes rouges représentent la situation en présence de pêche illégale. Les lignes bleues représentent la situation NI sans pêche illégale.

### 2.3.2 Les préférences des consommateurs : conditions analytiques de durabilité

Le Chapitre 4 étudie la durabilité des pêcheries et des systèmes alimentaires halieutiques par une approche axée sur la demande via les préférences des consommateurs. Il propose des résultats analytiques portant sur le caractère durable ou non des préférences des consommateurs dans le contexte des pêcheries mixtes, où plusieurs espèces de poissons sont pêchées. L'analyse s'appuie sur un modèle bioéconomique, précédemment décrit dans les sous-sections 2.2.1 et 2.2.3, liant une demande dérivée de l'optimisation d'une utilité CES avec plusieurs espèces de poissons, une offre de pêche basée sur la maximisation du profit des activités de pêche, un équilibre de marché et une dynamique multi-espèces basée sur une ressource. Le Chapitre 4 intègre une approche de viabilité appliquée au système alimentaire en proposant des objectifs de viabilité bioéconomique impliquant une contrainte de biodiversité, d'effort et de profit positif. L'étude des états stationnaires viables nous a permis d'identifier des conditions sur les préférences des consommateurs permettant de combiner le maintien de la biodiversité avec des captures et des profits viables. Nous avons établi trois scénarios de préférences des consommateurs afin d'étudier la durabilité des pêcheries et des systèmes alimentaires halieutiques sous-jacents.

Le premier scénario de préférences étudié constitue la référence, il s'agit du niveau de préférences des consommateurs BAU (« Business as usual »),  $a_i^{BAU}$ , c'est-à-dire les préférences actuelles suivant le processus habituel. L'équation (2.19) obtenue à partir de la demande inverse, équation (2.12), décrit les  $a_i^{BAU}$  :

$$a_i^{BAU} = p_i(t_0)Q_i(t_0)^{1-\sigma} \left( \sum_{j=1}^n p_j(t_0)Q_j(t_0) \right)^{\sigma-1} \quad (2.19)$$

Le deuxième scénario de préférences décrit un niveau de préférences durables  $a_i^*$ , permettant d'éviter le principe d'exclusion inhérent à la dynamique écologique basée sur la ressource utilisée dans la thèse (Section 2.2.1). Ce niveau de préférences permet de maintenir un effort de pêche positif, un profit positif et au minimum deux espèces présentes à l'équilibre. Cet objectif écologique peut sembler faible, mais dans le cas d'une dynamique de population basée sur la ressource, seule une espèce subsiste à l'équilibre de long terme : permettre la coexistence de deux espèces au minimum à l'équilibre est donc un gain biologique important. Les résultats analytiques présentés ci-après s'appuient sur des états stationnaires respectant des seuils de viabilité pour la biodiversité et la profitabilité.

Les conditions bio-économiques suffisantes pour des préférences durables,  $a^* = (a_1^*, a_2^*, \dots, a_n^*)$ ,



sont :

$$a_{i^*}^* q_{i^*}^\sigma + a_{j^*}^* q_{j^*}^\sigma = \left( \frac{y^*(s_{i^*} + s_{j^*})(c_2 e^* + c_1)}{I} \right)^\sigma, \quad (2.20)$$

avec  $e^*$ , l'effort de pêche optimal et  $y^*$ , le niveau du stock de la ressource à l'équilibre de long terme (voir les détails dans le Chapitre 4 section 4.3). En considérant que nous sommes dans une situation où :

$$X_{i^*}^* = X_{j^*}^* = \frac{I}{y^*(s_{i^*} + s_{j^*})}, \quad X_i^* = 0 \quad \forall i \neq i^*, j^* \quad (2.21)$$

avec  $X_{i^*}^*$  et  $X_{j^*}^*$  les niveaux de biomasse des espèces  $i^*$  et  $j^*$  présentes à l'équilibre. Nous sommes dans cette situation dans l'exemple illustratif appliqué dans la thèse, mais il est possible d'assouplir la condition (2.21) tel que proposé dans le Chapitre 4.

Nous considérons que l'action de l'agence de régulation voulant encourager des préférences plus durables, au moyen d'un label, va conduire à des préférences durables  $a_i^*$  proches des préférences courantes  $a_i^{BAU}$ . Cela s'exprime mathématiquement ainsi dans l'équation (2.22) :

$$\min_{a^* \text{ satisfaisant (2.20)}} \|a^* - a^{BAU}\|^2 = \sum_i (a_i^* - a_i^{BAU})^2, \quad (2.22)$$

De manière simple, au moyen d'un Lagrangien sous contrainte des conditions de durabilité établies dans l'équation (2.20), il est ainsi possible d'obtenir une unique solution explicite au modèle linéaire quadratique exprimé en (2.22).

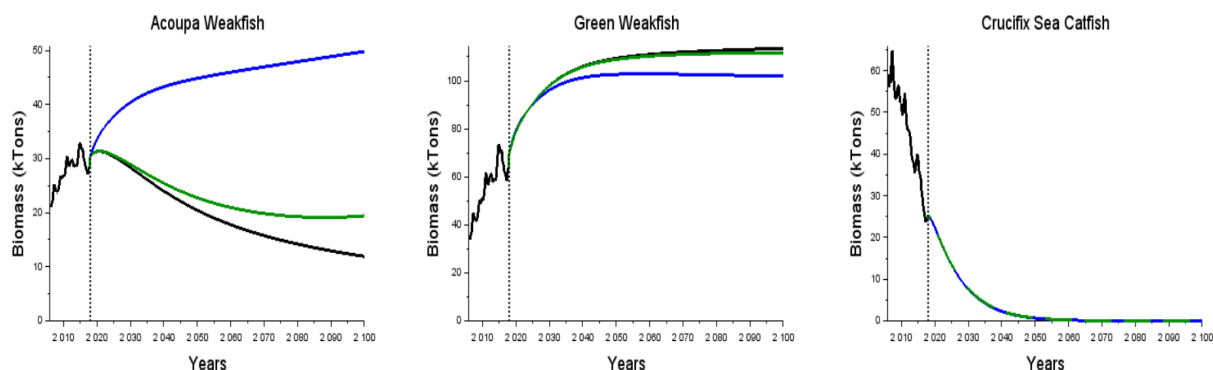
Pour prendre en compte une transition progressive du comportement d'achat du consommateur vers une forme de consommation plus durable, nous proposons un troisième scénario de préférences. En effet, ce troisième scénario suppose que le changement du comportement de consommation prend du temps, car ce comportement est intégré dans les habitudes de consommation (Amel et al., 2017; White et al., 2019). Un consommateur ayant des préférences de type  $a_i^{BAU}$  évoluant vers une consommation plus durable tend vers des préférences de type  $a_i^*$ . Les préférences durables progressives,  $a_i(t)$ , ont été établies selon l'équation (2.23). Elles suivent une variation constante  $\Delta$  appliquée à chaque période  $t$  comme suit :

$$a_i(t+1) = a_i(t) + \Delta \text{ avec } \Delta = \frac{(a_i^* - a_i^{BAU})}{(T - t_1)} \quad (2.23)$$

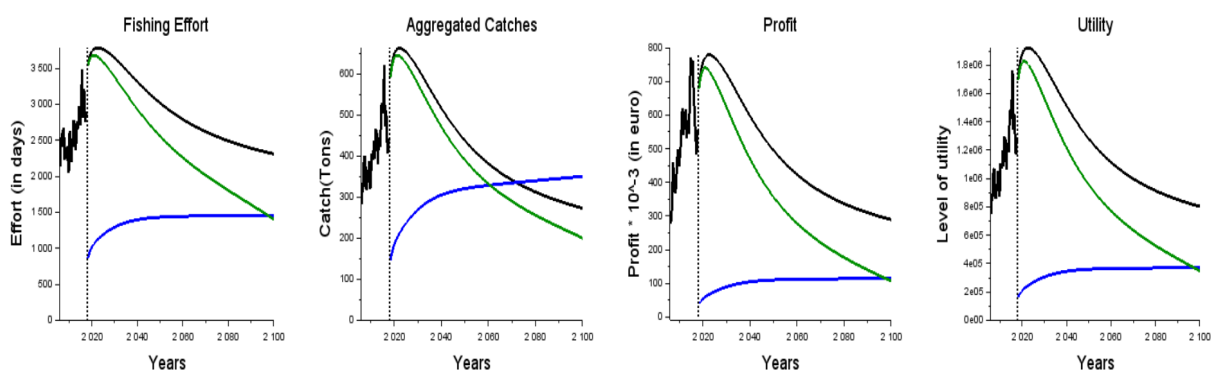
ici  $t_1$  correspond au premier trimestre 2018 et  $T$  au dernier trimestre 2100.

Les résultats analytiques ont pu être illustrés par le cas d'étude de la Guyane française, comme présenté dans la Figure 2.7. On y voit que le gain de biodiversité dans la Figure

2.7a dû aux préférences à caractère durable est compatible avec un maintien de l'effort de pêche positif et des profits positifs (Figure 2.7b). Concernant les captures, le gain en volume est important par rapport à la situation courante  $a_i^{BAU}$ , dans le cas de préférences durables  $a_i^*$  (Figure 2.7b).



(a) Trajectoires de la biomasse  $x_i(t)$  pour les trois espèces AW, GW et CsC de 2006 à 2100, selon trois scénarios en fonction des préférences des consommateurs  $a_i$ .



(b) Trajectoires de l'effort de pêche, des captures agrégées, du profit et de l'utilité de 2006 à 2100 selon trois scénarios dépendants des préférences des consommateurs  $a_i$ .

FIGURE 2.7 – Comparaison selon le scénario des préférences des consommateurs envisagé. La courbe noire représente la période historique (2006-2018) et à partir de 2018, les projections du scénario BAU (reposant sur les préférences des consommateurs  $a^{BAU}$ ). Les trajectoires bleues représentent le scénario reposant sur les préférences durables  $a^*$ . La courbe verte représente le scénario durable progressif  $a_i(t)$  tel que défini dans l'équation (2.23). La ligne pointillée noire représente le début des trajectoires projetées.

À partir de ces scénarios de préférences des consommateurs, un écolabel multi-niveau est établi. Cette étude analytique et de modélisation participe au développement de systèmes alimentaires halieutiques durables car elle intègre via un équilibre de marché la demande en produits halieutiques, l'offre des producteurs et une dynamique écologique multi-espèces basée sur la ressource. Ce chapitre constitue le premier travail de modélisa-

tion intégrant la problématique de la demande via les préférences des consommateurs et des prix endogènes au modèle appliqués au cas d'étude de la Guyane française.

### 2.3.3 Le rôle clé de la pêche INN face au réchauffement climatique

Dans le Chapitre 5, nous intégrons au MICE développé précédemment trois scénarios climatiques proposés par le GIEC, décrits dans la section 2.2.4. L'effort de pêche légal considéré pour la projection dépend ici des préférences des consommateurs pour les espèces étudiées, tel que décrit dans la section 2.3.2. Nous examinons trois scénarios de pêche illégale : un où l'effort de pêche illégale suit sa tendance historique, un où la pêche illégale est considérée comme nulle et un dernier où l'effort de pêche illégal est divisé de moitié par rapport à sa tendance historique. Ces résultats mettent en avant l'impact fort du réchauffement climatique sur l'écosystème guyanais et, par conséquent, sur la pêche côtière guyanaise et donc sur le système alimentaire halieutique sous-jacent. En effet, plus le scénario climatique est considéré comme défavorable, plus l'effort de pêche légale, le profit et le niveau de capture sont faibles. Ces travaux confirment donc les précédentes conclusions exprimées dans Gomes et al. (2021) et Cuilleret et al. (2022) quant au fort impact négatif du réchauffement climatique. Ils apportent cependant une nuance importante. La pêche illégale amplifie l'effet négatif du réchauffement climatique. Les résultats projectifs indiquent en effet que la pêche illégale a des conséquences économiques et sociales plus importantes que le réchauffement climatique (Figure 2.8). En l'absence de pêche illégale, l'acoupa rouge voit sa biomasse augmenter considérablement ce qui induit une forte augmentation des captures et du profit, confirmant les résultats obtenus précédemment dans le Chapitre 3.

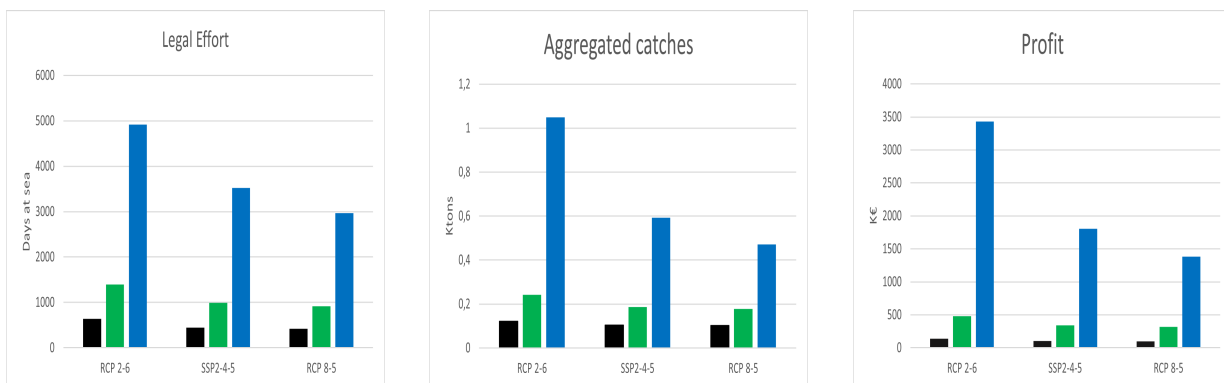


FIGURE 2.8 – Effort moyen, captures agrégées moyennes et bénéfice moyen entre 2018 et 2100. La colonne noire représente le scénario BAU. La colonne verte représente le scénario dans lequel l'effort de pêche illégale est réduit de moitié (par rapport au scénario BAU). La colonne bleue représente le scénario NI.

## 2.4 Discussion des résultats

Les contributions transversales de l'ensemble de ces travaux sont triples. Premièrement, ils confirment le rôle essentiel de la demande dans la durabilité des pêches et des systèmes alimentaires halieutiques. Deuxièmement, les modèles bioéconomiques MICEs, les scénarios, les résultats analytiques et numériques présentés apportent une contribution méthodologique importante pour la durabilité des pêches et des systèmes alimentaires halieutiques sous-jacents. Troisièmement, ces résultats permettent d'élaborer des recommandations de politiques publiques, principalement basées sur les mécanismes de marché, au niveau du cas d'étude ou à un niveau global.

### 2.4.1 Modélisation bioéconomique pour la durabilité des pêcheries et des systèmes alimentaires halieutiques

Les modèles bio-économiques MICEs développés dans cette thèse ont permis d'étudier différentes problématiques rencontrées par les pêcheries artisanales et systèmes alimentaires halieutiques ; comme la pêche illégale, l'impact des préférences des consommateurs et le réchauffement climatique. Ces travaux soulignent l'intérêt des modèles bioéconomiques MICE, notamment pour l'aide à la décision publique, la prise en compte et la réalisation des objectifs de développement durable dans un contexte de complexité. Ils apportent une contribution méthodologique importante pour la durabilité des pêches et des systèmes alimentaires halieutiques.

Face au défi de la gestion écosystémique des pêches, les modèles bioéconomiques ont évolué, passant de modèles simples monospécifiques à des modèles écosystémiques complexes cherchant à prendre en compte le maximum de composantes d'une pêcherie, entraînant un haut niveau d'incertitude quant aux résultats proposés (Cochrane, 1999). Le système de gestion écosystémique impose des exigences de plus en plus strictes aux gestionnaires. Afin de réduire l'incertitude des résultats, il faut trouver des compromis qui permettent de limiter la complexité de ces modèles. L'objectif étant de rendre leur application et leur analyse plus efficaces (Collie et al., 2016), tout en assurant leur pertinence.

La pêche illégale compte parmi les facteurs qui augmentent l'incertitude et complexifient les modèles et la décision. En effet, la pêche INN entrave la gestion efficace des pêches en augmentant l'incertitude sur l'estimation des stocks (Cisneros-Montemayor et al., 2013; Petrossian, 2019). Réduire l'incertitude quant au niveau de captures et de la biodiversité dans un écosystème est pourtant essentiel pour améliorer l'efficacité d'une politique de gestion des pêches (Ainsworth and Pitcher, 2005; Sumaila et al., 2006). Malheureusement, estimer le niveau de capture de la pêche illégale est par nature extrêmement complexe (Agnew et al., 2009). Dans la plupart des cas, face à cette difficulté, la solu-

tion adoptée par la majorité des gestionnaires et études scientifiques est d'ignorer cette problématique et considérer qu'elle est nulle (Pitcher et al., 2002). Cette hypothèse nuit évidemment fortement à la pertinence des résultats proposés. Le Chapitre 3 de cette thèse permet une avancée méthodologique importante en intégrant la pêche INN à une gestion écosystémique des pêches via un modèle bioéconomique MICE. Le modèle de type MICE adopté prend en compte une complexité écologique simplifiée via une dynamique biologique pour 3 espèces majeures basée sur une ressource commune et une complexité économique rassemblant plusieurs flottilles de pêche légales et une illégale. Via différents scénarios de pêche illégale, ce modèle nous a permis de mettre en évidence l'importance de la pêche illégale pour le cas d'étude, donnant lieu à une estimation des pertes bio-économiques pour la pêcherie côtière guyanaise, le système alimentaire associé et l'économie locale.

À cet enjeu de la pêche INN, s'ajoute la problématique des variabilités environnementales, comme le réchauffement climatique qui exerce une forte pression sur les écosystèmes marins et entrave la mise en œuvre d'une gestion durable et résiliente de la pêche (Cheung et al., 2009; Grafton et al., 2019; Lam et al., 2020). Le changement climatique affecte la structure des écosystèmes et accroît ainsi la vulnérabilité et les risques économiques, écologiques et sociaux (Doney et al., 2012; Jones and Cheung, 2015). De nombreux scientifiques et organisations jugent donc qu'améliorer les approches de gestion relevant de la pêche INN et du changement climatique est indispensable, notamment pour permettre la réalisation de l'Objectif de développement durable 14 des Nations unies qui vise à « Conserver et utiliser de manière durable les océans, les mers et les ressources marines pour le développement durable » (Duarte et al., 2020). Le Chapitre 5 a permis une avancée dans le réalisme du modèle en ajoutant la dynamique du réchauffement climatique au MICE via trois scénarios climatiques du GIEC. Ces résultats ont confirmé l'incidence du réchauffement climatique pour le cas d'étude guyanais, tout en réaffirmant le rôle très négatif de la pêche illégale sur ce cas d'étude.

L'ODD 12 ambitionne d'« Établir des modes de consommation et de production durables ». Le modèle MICE développé dans le Chapitre 4 contribue à cet objectif par la prise en compte des consommateurs dans la modélisation. L'intégration des préférences des consommateurs au modèle bioéconomique a également permis la mise en place de prix endogènes au modèle via une demande inverse multi-espèces dépendant des préférences des consommateurs (Barten and Bettendorf, 1989; Eales et al., 1997; Holt and Bishop, 2002). Cette demande inverse prend donc en compte l'effet inter-catégorie pour les prix en intégrant l'impact des autres espèces du modèle sur le prix d'une espèce donnée. L'intégration de cette dynamique des prix multi-espèces est une avancée méthodologique importante, notamment pour les modèles élaborés jusqu'à présent sur le cas d'étude (Cissé

et al., 2015; Gomes et al., 2021; Cuilleret et al., 2022).

Les modèles de complexité intermédiaire pour l'évaluation des écosystèmes (MICE) appliqués dans la thèse dépendent des données disponibles pour le cas d'étude. Ils intègrent les composantes principales de l'écosystème. Ils nous ont permis de réduire les complexités spécifiques à la gestion écosystémique des pêches en se concentrant sur les questions de recherche propres à chaque chapitre, conformément à l'objectif général des MICE (Plagányi, 2007). Le modèle MICE est ici particulièrement adapté au cas d'étude, relevant des pêcheries artisanales tropicales, disposant d'un nombre réduit de données et prenant en compte un petit nombre d'espèces en interaction (Plagányi et al., 2014). Les résultats proposés dans cette thèse font le lien entre l'écosystème, la pêche légale, les préférences du consommateur, la pêche illégale et le réchauffement climatique. En se focalisant sur les composantes principales du cas d'étude, sans chercher à complexifier outre mesure la dynamique écologique, ils ont permis de répondre à des questionnements précis : Quel est l'impact de la pêche illégale, des préférences des consommateurs et du réchauffement climatique sur la durabilité bioéconomique des pêcheries artisanales et des systèmes alimentaires halieutiques ? Les problématiques abordées dans cette thèse étant communes à un nombre important de pêcheries artisanales dans le monde (Le Gallic and Cox, 2006; Lam et al., 2020), les travaux de modélisation appliqués constituent une avancée méthodologique importante dans le contexte de ces pêcheries.

### **2.4.2 Le rôle essentiel de la demande dans la durabilité des pêches et des systèmes alimentaires halieutiques**

Nos travaux ont permis de mettre en avant le rôle essentiel de la demande et de l'« écolabellisation » sur les pêcheries artisanales et les systèmes alimentaires sous-jacents, via les préférences des consommateurs et/ou la « filière illégale ».

Les produits halieutiques ont un potentiel important pour répondre à la demande alimentaire mondiale croissante (Costello et al., 2020). Cet accroissement de la production halieutique doit cependant se faire de manière durable. Nos travaux s'inscrivent dans ces objectifs de durabilité et notamment dans les ODDs des Nations unies. Ils sont en forte cohérence avec à l'approche des systèmes alimentaires, car ils lient les pêcheurs, les consommateurs et la dynamique écologique dans un même modèle (Belchior et al., 2016). Ils confirment également l'impact fort de la demande sur la biodiversité, les pêcheries artisanales et les systèmes alimentaires halieutiques, car elle peut conduire à une trop forte pression de pêche, notamment illégale (Chapitre 3). Dans le Chapitre 4, les résultats analytiques et l'application du modèle bioéconomique MICE ont confirmé que les consommateurs pouvaient avoir un rôle majeur dans la réalisation des objectifs de durabilité des systèmes alimentaires halieutiques (Myers and Worm, 2003; Pauly and Maclean,

2003; Brunner et al., 2009; Govindan, 2018). Ces travaux valident donc l'importance de la prise en compte de la demande dans les travaux de modélisation et les politiques de gestion. Ainsi, une des voies vers la durabilité passe par l'éducation des consommateurs et l'accès à des informations concernant les produits, notamment par la présence d'écolabels (Ward and Phillips, 2008; Wilkins, 2020). Le Chapitre 4 détermine des conditions sur les préférences des consommateurs conduisant à l'élaboration d'un écolabel multi-niveau, à l'image du nutri-score, mais axé sur l'aspect environnemental. Ces conditions de durabilité mènent à des niveaux de préférences dites durables servant de critères pour définir un niveau de viabilité permettant l'attribution d'une couleur de label. La couleur rouge décrit un niveau de consommation non durable pour une espèce et la couleur verte un niveau de consommation durable. Ce label a pour but d'encourager, ou à l'inverse décourager, la consommation de certaines espèces de poissons. Les résultats sont une avancée analytique importante, car ils associent le cadre méthodologique de la viabilité bio-économique ou écoviabilité (Doyen et al., 2017, 2019), à l'approche des systèmes alimentaires. Les scénarios de préférences durables soulignent qu'il est possible de réglementer les activités de pêche et de maintenir la biodiversité halieutique par l'intermédiaire des consommateurs, notamment par le biais de mécanismes fondés sur le marché. Nous déduisons des politiques bioéconomiques en termes d'écolabels multi-niveau (ou labels de durabilité) pour les pêcheries ; ce chapitre contribue ainsi à l'« écolabellisation » des produits de la mer (Swartz et al., 2017).

L'alimentation durable est au coeur des débats. Ce processus de labellisation s'inscrit dans l'esprit de la FAO, qui recommande de consommer de petites quantités de produits de la mer, provenant de pêcheries certifiées (Fischer and Garnett, 2016), et de la loi EGalim. En France, la loi EGalim a été promulguée en 2018, puis complétée en 2021 par la loi Climat et Résilience (DGAL and ministère de l'agriculture et de l'alimentation, 2022). Elles prévoient plusieurs mesures pour la restauration collective, afin d'améliorer la qualité et la durabilité des repas proposés. En vigueur depuis le 1er janvier 2022, elles requièrent la présence d'au minimum 50 % de produits durables et de qualité en restauration collective publique (I de l'Article L230-5-1 du code rural de la pêche maritime, CRPM). Cet objectif déjà élevé sera augmenté, à partir du 1er janvier 2024, à un minimum de 60 % de produits durables et de qualité pour les viandes et les poissons pour les restaurations collectives et 100 % pour les restaurations collectives de l'État. Les produits répondant à la définition d'alimentation durable et de qualité selon cette loi sont les produits détenteurs d'un label ou d'une certification (Alinéas 1 à 8 de l'Article L230-5-1 du CRPM). Les écolabels sensibilisent les consommateurs à l'impact de leurs décisions d'achat, ils ont donc un rôle important à jouer (Giacomarra et al., 2021), susceptible d'augmenter de jour en jour, comme le montre déjà la loi EGalim. Nos travaux s'inscrivent parfaitement dans

cette dynamique de développement de l'utilisation des écolabels. Ils soulignent l'intérêt que peuvent représenter les labels s'ils sont utilisés et conçus à bon escient (Mason, 2006).

### 2.4.3 Recommandations politiques publiques

Cette section rassemble les recommandations de politiques publiques que nous proposons principalement pour le cas d'étude guyanais, mais aussi au niveau des pêcheries tropicales artisanales.

L'impact écologique et économique important de la pêche illégale est mis en avant quantitativement dans le Chapitre 3. Nous avons donc proposé plusieurs recommandations de politiques publiques pour tenter d'y faire face. Ces propositions sont établies par le biais de la théorie du choix rationnel, déjà utilisée pour la pêche illégale (Petrossian, 2015; Weekers et al., 2021). Cette théorie est employée en criminologie pour comprendre quelles circonstances conduisent à un comportement criminel (Clarke et al., 2001). Appliquée à la pêche illégale, elle décrit les pêcheurs illégaux comme des décideurs maximisant les bénéfices et/ou minimisant les coûts. Il est important de noter que les facteurs liés à la maximisation des bénéfices incluent la notion de subsistance pour les familles, souvent cause de pêche illégale (Nahuelhual et al., 2020). Pour le cas de la Guyane française, nous considérons que la décision de pêcher illégalement ou de revendre sur le marché illégal est influencée par trois facteurs principaux : (i) le risque d'être arrêté ; (ii) l'accessibilité de la ressource ; et (iii) la possibilité de revendre les prises illégales et d'accéder au marché des consommateurs. De fait, nous recommandons notamment une augmentation des contrôles via le renforcement des moyens humains, matériels et financiers. Les contrôles pourraient alors se faire de manière plus adaptée, aux frontières et dans la mangrove par exemple. La coopération entre les États du plateau des Guyanes doit être renforcée. À cet effet, et pour permettre une meilleure estimation des captures, un nombre limité de licences de pêche pourrait être accordé à des pêcheurs surinamiens et brésiliens, avec une obligation de débarquement sur le sol guyanais. Ces débarquements pourraient participer au développement de l'industrie de pêche guyanaise.

Des recommandations passant par le marché sont également envisagées, comme endogéniser le marché légal de vessies natatoires en Guyane. Pour le moment, les pêcheurs guyanais pêchent et revendent la chair de poisson de manière légale ; mais, par commodité du fait du manque d'infrastructures, revendent les vessies natatoires sur le marché illégal. Il semble ici primordial de développer le marché légal, compte tenu de la très forte valeur débarquée sur le sol guyanais. Pour ce faire, il faut renforcer les infrastructures liées au séchage et au conditionnement. Cela créerait des emplois dans une nouvelle filière prometteuse et pourrait permettre aux pêcheurs d'obtenir un meilleur prix grâce à la réduction



du nombre d'intermédiaires.

Nous avons déjà préalablement souligné l'importance des écolabels d'un point de vue global pour participer à la durabilité des systèmes alimentaires halieutiques et des pêcheries. Nous attirons ici l'attention sur l'enjeu que représente le travail de labellisation au niveau du cas d'étude. La mise en place de la loi EGalim est complexe en Guyane, et de manière globale dans l'ensemble des régions et territoires d'outre-mer français, du fait de la faible présence de logos et sigles officiels dans ces régions. Le risque encouru d'une forte importation de produits labellisés pour répondre à ces mesures est donc important. Le Décret n° 2021-1235 du 25 septembre 2021 (décret relatif à l'adaptation à l'outre-mer des seuils prévus à l'article L. 230-5-1 du CRPM) a donc adapté les objectifs de la loi EGalim. En Guyane, c'est 20 % des produits de restauration collective qui doivent être durables et de qualité; cet objectif passera à 35 % en 2026. À l'heure actuelle, près de 80 % des poissons servis dans la restauration collective en Guyane sont issus de la pêche locale (Blezat-consulting, 2019). Si aucune mesure n'est prise pour labelliser les produits de la pêche locale, les restaurations collectives guyanaises risquent d'être dans l'obligation légale de s'approvisionner ailleurs. La loi Egalim et la loi Climat et Résilience seront alors complètement contre-productives. Labelliser les produits de la pêche guyanaise, c'est lui permettre de saisir une opportunité importante pour se développer, en ayant une activité pérenne avec des marchés publics demandeurs. La mise en place d'un label en Guyane semble alors essentielle pour valoriser le produit de la pêche locale (VertigoLab et al., 2021), et renforcer la qualité et la sécurité alimentaire.

Les recommandations politiques exprimées dans le Chapitre 3 sont toujours valables dans un contexte de réchauffement climatique étudié dans le Chapitre 5. Il existe donc des solutions à court terme envisageable au niveau local pour aider le secteur de la pêche en Guyane et le système alimentaire halieutique associé. Des solutions qui aident la Guyane à lutter contre les difficultés induites par l'épreuve mondiale du réchauffement climatique sont également proposées. Il s'agit de développer la partie marine d'une réserve naturelle déjà en place, « la réserve naturelle du grand connétable », les aires marines protégées étant reconnues comme étant une aide précieuse pour améliorer la résilience des écosystèmes (Doyen et al., 2007; Grafton et al., 2009, 2019; Cissé et al., 2015; Bates et al., 2019). Une autre solution pour renforcer la résilience du système alimentaire guyanais face au réchauffement climatique pourrait être de développer le secteur de l'aquaculture, une étude de cas précise à ce sujet devrait être envisagée.

Les recommandations de politiques publiques proposées pour le cas d'étude guyanais répondent à des problématiques communes à de nombreuses pêcheries artisanales, et peuvent donc potentiellement s'étendre à de nombreux cas d'étude. En effet, l'utilisation de la théorie du choix rationnel, de solutions basées sur le marché ou la biodiversité, ou encore

de « l'écollabélisation » des produits halieutiques est transposable à de nombreuses pêcheries artisanales dans le monde. Ces recommandations de politiques publiques participent donc à la durabilité des pêcheries artisanales et des systèmes alimentaires halieutiques, bien au-delà du cas d'étude guyanais.

## Bibliographie

- Agnew, D. J., Pearce, J., Pramod, G., Peatman, T., R, R. W., Benddington, J. R., and Pitcher, T. J. (2009). Estimating the Worldwide Extent of Illegal Fishing. *PLoS One*, 4(2) :e4570.
- Ainsworth, C. and Pitcher, T. (2005). Estimating illegal, unreported and unregulated catch in british columbia's marine fisheries. *Fisheries Research*, 75(1-3) :40–55.
- Amel, E., Manning, C., Scott, B., and Koger, S. (2017). Beyond the roots of human inaction : Fostering collective effort toward ecosystem conservation. *Science*, 356(6335) :275–279.
- André, V. (2018). Rapport final : Pêcheries actives pour la limitation des interactions et des captures accidentelles, rapport technique crpmem guyane et wwf. convention feamp.
- Barten, A. P. and Bettendorf, L. J. (1989). Price formation of fish : An application of an inverse demand system. *European Economic Review*, 33(8) :1509–1525.
- Bates, A. E., Cooke, R. S., Duncan, M. I., Edgar, G. J., Bruno, J. F., Benedetti-Cecchi, L., Côté, I. M., Lefcheck, J. S., Costello, M. J., Barrett, N., et al. (2019). Climate resilience in marine protected areas and the 'protection paradox'. *Biological Conservation*, 236 :305–314.
- Belchior, C., Boteler, B., Jansen, H., and Piet, G. (2016). Seafood in europe : a food system approach for sustainability. Technical report, European Environment Agency (EEA).
- Ben-Hasan, A., de Mitcheson, Y. S., Cisneros-Mata, M. A., Jimenez, É. A., Daliri, M., Cisneros-Montemayor, A. M., Nair, R. J., Thankappan, S. A., Walters, C. J., and Christensen, V. (2021). China's fish maw demand and its implications for fisheries in source countries. *Marine Policy*, 132 :104696.
- Blezat-consulting (2019). Inventaire des besoins des principaux acteurs de la restauration hors foyer de guyane et propositions en vue d'accroître la part des produits agricoles locaux sur ce marché.
- Bordin, A., de Pracontal, N., Hauselmann, A., Rinaldi, R., and Renaudier, A. (2012). Résultat des inventaires pélagiques 2011-2012. traitement et analyse des données d'observation des oiseaux marins et cétacés dans la zee guyanaise. rapport gepog/deal. 67 pages.

- Brock, W. and Xepapadeas, A. (2002). Optimal ecosystem management when species compete for limiting resources. *Journal of Environmental Economics and Management*, 44(2) :189 – 220.
- Brunner, E. J., Jones, P. J., Friel, S., and Bartley, M. (2009). Fish, human health and marine ecosystem health : policies in collision. *International Journal of Epidemiology*, 38(1) :93–100.
- Castilla, J., Branch, G., and Barkai, A. (1994). Exploitation of two critical predators : the gastropod *concholepas concholepas* and the rock lobster *jasus lalandii*. In *Rocky shores : exploitation in Chile and South Africa*, pages 101–130. Springer.
- CEREMA (2021). Document stratégique de bassin maritime de guyane. version actualisée, d'après cerema, 2018, réalisation de la description de la situation de l'existant visée à l'article r219-1-23 du code de l'environnement, dans le cadre de l'élaboration du document stratégique de bassin maritime de guyane.
- Cerf, R. (1998). Asymptotic convergence of genetic algorithms. *Advances in Applied Probability*, 30(2) :521–550.
- Chao, L., Nalovic, M., and Williams, J. (2021). *Cynoscion acoupa*. the iucn red list of threatened species 2021 : e.t154875a46924613.
- Cheung, W. W., Lam, V. W., and Pauly, D. (2008). Dynamic bioclimate envelope model to predict climate-induced changes in distribution of marine fishes and invertebrates. *Modelling present and climate-shifted distributions of marine fishes and invertebrates*, 16(3) :5–50.
- Cheung, W. W., Lam, V. W., Sarmiento, J. L., Kearney, K., Watson, R., and Pauly, D. (2009). Projecting global marine biodiversity impacts under climate change scenarios. *Fish and Fisheries*, 10(3) :235–251.
- Cisneros-Mata, M.Á. and True, C. E.-P. L., Sadovy, Y., and Liu, M. (2021). *Totoaba macdonaldi*. the iucn red list of threatened species 2021 : e.t22003a2780880.
- Cisneros-Montemayor, A. M., Cisneros-Mata, M. A., Harper, S., and Pauly, D. (2013). Extent and implications of iuu catch in mexico's marine fisheries. *Marine Policy*, 39 :283–288.
- Cissé, A., Gourguet, S., Doyen, L., Blanchard, F., and Péreau, J.-C. (2013). A bio-economic model for the ecosystem-based management of the coastal fishery in french guiana. *Environment and Development Economics*, 18(3) :245–269.

- Cissé, A., Doyen, L., Blanchard, F., Béné, C., and Péreau, J.-C. (2015). Ecoviability for small-scale fisheries in the context of food security constraints. *Ecological Economics*, 119 :39 – 52.
- Clarke, R. V., Cornish, D. B., et al. (2001). Rational choice. *Explaining criminals and crime : Essays in contemporary criminological theory*, pages 23–42.
- Cochrane, K. (1999). Complexity in fisheries and limitations in the increasing complexity of fisheries management. *ICES Journal of Marine Science*, 56(6) :917–926.
- Collie, J. S., Botsford, L. W., Hastings, A., Kaplan, I. C., Largier, J. L., Livingston, P. A., Plagányi, É., Rose, K. A., Wells, B. K., and Werner, F. E. (2016). Ecosystem models for fisheries management : finding the sweet spot. *Fish and Fisheries*, 17(1) :101–125.
- Costello, C., Cao, L., Gelcich, S., Cisneros-Mata, M. Á., Free, C. M., Froehlich, H. E., Golden, C. D., Ishimura, G., Maier, J., Macadam-Somer, I., et al. (2020). The future of food from the sea. *Nature*, 588(7836) :95–100.
- Cuilleret, M., Doyen, L., Gomes, H., and Blanchard, F. (2022). Resilience management for coastal fisheries facing with global changes and uncertainties. *Economic Analysis and Policy*, 74 :634–656.
- Daan, N. (1980). *A review of replacement of depleted stocks by other species and the mechanisms underlying such replacement*. Netherlands Institute for Fishery Investigations.
- De Lara, M. and Doyen, L. (2008). *Sustainable Management of Natural Resources. Mathematical Models and Methods*. Springer-Verlag, Berlin.
- de Mitcheson, Y. S., Andersson, A. A., Hofford, A., Law, C. S., Hau, L. C., and Pauly, D. (2018). Out of control means off the menu : The case for ceasing consumption of luxury products from highly vulnerable species when international trade cannot be adequately controlled ; shark fin as a case study. *Marine Policy*, 98 :115–120.
- de Mitcheson, Y. S., To, A. W.-l., Wong, N. W., Kwan, H. Y., and Bud, W. S. (2019). Emerging from the murk : threats, challenges and opportunities for the global swim bladder trade. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 29(4) :809–835.
- Deloitte, D. D. (2018). Le potentiel de développement économique durable de la guyane,. étude documentaire et prospective sur l’identification et l’analyse d’axes de développement durable pour le territoire guyanais a été commanditée par le WWF France à Deloitte Développement Durable.

- DGAL and ministère de l'agriculture et de l'alimentation (2022). Loi egalim et loi climat et résilience dispositions concernant la restauration collective avril 2022.
- Diop, B., Blanchard, F., and Sanz, N. (2018). Mangrove increases resiliency of the french guiana shrimp fishery facing global warming. *Ecological Modelling*, 387 :27–37.
- Doney, S. C., Ruckelshaus, M., Emmett Duffy, J., Barry, J. P., Chan, F., English, C. A., Galindo, H. M., Grebmeier, J. M., Hollowed, A. B., Knowlton, N., et al. (2012). Climate change impacts on marine ecosystems. *Annual review of marine science*, 4 :11–37.
- Doyen, L., Armstrong, C., Baumgärtner, S., Béné, C., Blanchard, F., Cisse, A. A., Cooper, R., Dutra, L., Eide, A., Freitas, D., et al. (2019). From no whinge scenarios to viability tree. *Ecological Economics*, 163 :183–188.
- Doyen, L., Béné, C., Bertignac, M., Blanchard, F., Cissé, A. A., Dichmont, C., Gourguet, S., Guyader, O., Hardy, P.-Y., Jennings, S., et al. (2017). Ecoviability for ecosystem-based fisheries management. *Fish And Fisheries*, 18(6) :1056–1072.
- Doyen, L., DeLara, M., Ferraris, J., and Pelletier, D. (2007). Sustainability of exploited marine ecosystems through protected areas : a viability model and a coral reef case study. *Ecological Modelling*, 208(2) :353–366.
- Duarte, C. M., Agusti, S., Barbier, E., Britten, G. L., Castilla, J. C., Gattuso, J.-P., Fulweiler, R. W., Hughes, T. P., Knowlton, N., Lovelock, C. E., et al. (2020). Rebuilding marine life. *Nature*, 580(7801) :39–51.
- EAL (2018). Operation fake gold : The totoaba supply chain. elephant action leag.
- Eales, J., Durham, C., and Wessells, C. R. (1997). Generalized models of japanese demand for fish. *American Journal of Agricultural Economics*, 79(4) :1153–1163.
- Fischer, C. G. and Garnett, T. (2016). *Plates, pyramids, and planets : developments in national healthy and sustainable dietary guidelines : a state of play assessment*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Giacomarra, M., Crescimanno, M., Vrontis, D., Pastor, L. M., and Galati, A. (2021). The ability of fish ecolabels to promote a change in the sustainability awareness. *Marine Policy*, 123 :104292.
- GIEC (2014). *GIEC,2014 : Changements climatiques 2014 : Rapport de synthèse. Contribution des Groupes de travail I, II et III au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat*. GIEC, Genève, Suisse. [Sous la direction de l'équipe de rédaction principale, R.K. Pachauri et L.A. Meyer].

- Gomes, H. (2022). *Gestion écosystémique et durabilité des pêcheries artisanales tropicales face aux changements globaux*. PhD thesis, Université de Guyane.
- Gomes, H., Kersulec, C., Doyen, L., Blanchard, F., Cisse, A. A., and Sanz, N. (2021). The major roles of climate warming and ecological competition in the small-scale coastal fishery in french guiana. *Environmental Modeling & Assessment*, pages 1–21.
- Govindan, K. (2018). Sustainable consumption and production in the food supply chain : A conceptual framework. *International Journal of Production Economics*, 195 :419–431.
- Grafton, R. Q., Doyen, L., Béné, C., Borgomeo, E., Brooks, K., Chu, L., Cumming, G. S., Dixon, J., Dovers, S., Garrick, D., et al. (2019). Realizing resilience for decision-making. *Nature Sustainability*, 2(10) :907–913.
- Grafton, R. Q., Kompas, T., and Van Ha, P. (2009). Cod today and none tomorrow : the economic value of a marine reserve. *Land Economics*, 85(3) :454–469.
- Holland, J. H. (1992). Genetic algorithms. *Scientific american*, 267(1) :66–73.
- Holt, M. T. and Bishop, R. C. (2002). A semiflexible normalized quadratic inverse demand system : An application to the price formation of fish. *Empirical Economics*, 27(1) :23–47.
- IEDOM (2017). Guyane 2017 : Rapport annuel économique de l’iedom (institut d’émission des départements d’outre-mer).
- Ifremer. (2019). Système d’informations halieutiques. pirogue. guyane. 2017. observation des marées au débarquement - obsdeb.
- Ifremer. (2020a). Système d’informations halieutiques. canot créole amélioré. guyane. 2019. observation des marées au débarquement - obsdeb.
- Ifremer. (2020b). Système d’informations halieutiques. canot créole. guyane. 2019. observation des marées au débarquement - obsdeb.
- Ifremer. (2020c). Système d’informations halieutiques. tapouille. guyane. 2019. observation des marées au débarquement - obsdeb .
- IPCC, Stocker, T., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M. M., Allen, S. K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., and Midgley, P. M. (2014). *Climate change 2013 : the physical science basis : Working Group I contribution to the Fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge university press.

- IPCC, Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pirani, A., Connors, S. L., Péan, C., Berger, S., Caud, N., Chen, Y., Goldfarb, L., Gomis, M., Huang, M. and Leitzell, K., Lonnoy, E., Matthews, J., Maycock, T., Waterfield, T., Yelekçi, O., Yu, R., and Zhou, B. (2021). Climate change 2021 : the physical science basis. *IPCC 2021 : Climate change 2021 : Contribution of working group I to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*, page 2.
- Jimenez, É. A., Barboza, R. S. L., da Silva Garcia, J., da Silva Correa, E. C., Amaral, M. T., and Frédou, F. L. (2021). International trade of amazon fish byproducts : Threats and opportunities for coastal livelihoods. *Ocean & Coastal Management*, 212 :105812.
- Jones, M. C. and Cheung, W. W. (2015). Multi-model ensemble projections of climate change effects on global marine biodiversity. *ICES Journal of Marine Science*, 72(3) :741–752.
- Lam, V. W., Allison, E. H., Bell, J. D., Blythe, J., Cheung, W. W., Frölicher, T. L., Gassalla, M. A., and Sumaila, U. R. (2020). Climate change, tropical fisheries and prospects for sustainable development. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1(9) :440–454.
- Le Gallic, B. and Cox, A. (2006). An economic analysis of illegal, unreported and unregulated (iuu) fishing : Key drivers and possible solutions. *Marine Policy*, 30(6) :689–695.
- Le Joncour, A., Blanchard, F., and Tagliarolo, M. (2020). Spatio-seasonal patterns of demersal fish communities on the french guiana coast. *Regional Studies in Marine Science*, 35 :101105.
- Levrel, A. (2012). Estimation de la pêche illégale étrangère en guyane française. *Unité biodiversité*. RBE/BIODIVHAL 2012-05.
- Liu, M. (2020). Bahaba taipingensis. the iucn red list of threatened species 2020 : e.t61334a130105307.
- Mardle, S., Pascoe, S., and Tamiz, M. (2000). An investigation of genetic algorithms for the optimization of multi-objective fisheries bioeconomic models. *International Transactions in Operational Research*, 7(1) :33–49.
- Margulies, J. D., Wong, R. W., and Duffy, R. (2019). The imaginary ‘asian super consumer’ : A critique of demand reduction campaigns for the illegal wildlife trade. *Geoforum*, 107 :216–219.
- Mason, C. F. (2006). An economic model of ecolabeling. *Environmental Modeling & Assessment*, 11(2) :131–143.



- Myers, R. A. and Worm, B. (2003). Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature*, 423(6937) :280.
- Nahuelhual, L., Saavedra, G., Mellado, M. A., Vergara, X. V., and Vallejos, T. (2020). A social-ecological trap perspective to explain the emergence and persistence of illegal fishing in small-scale fisheries. *Maritime Studies*, 19(1) :105–117.
- Papastamatiou, Y. P., Wetherbee, B. M., Lowe, C. G., and Crow, G. L. (2006). Distribution and diet of four species of carcharhinid shark in the hawaiian islands : evidence for resource partitioning and competitive exclusion. *Marine Ecology Progress Series*, 320 :239–251.
- Pauly, D. and Maclean, J. (2003). *In a perfect ocean : the state of fisheries and ecosystems in the North Atlantic Ocean*, volume 1. Island Press.
- Petrossian, G. A. (2015). Preventing illegal, unreported and unregulated (iuu) fishing : A situational approach. *Biological Conservation*, 189 :39–48.
- Petrossian, G. A. (2019). *The Last Fish Swimming : The Global Crime of Illegal Fishing*. ABC-CLIO.
- Pitcher, T. J., Watson, R., Forrest, R., Valtýsson, H. Þ., and Guénette, S. (2002). Estimating illegal and unreported catches from marine ecosystems : a basis for change. *Fish and Fisheries*, 3(4) :317–339.
- Plagányi, É. E. (2007). *Models for an ecosystem approach to fisheries*. Number 477. Food & Agriculture Org.
- Plagányi, É. E., Punt, A. E., Hillary, R., Morello, E. B., Thébaud, O., Hutton, T., Pillans, R. D., Thorson, J. T., Fulton, E. A., Smith, A. D., et al. (2014). Multispecies fisheries management and conservation : tactical applications using models of intermediate complexity. *Fish and Fisheries*, 15(1) :1–22.
- Pörtner, H.-O., Roberts, D. C., Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Tignor, M., Poloczanska, E., Mintenbeck, K., Alegria, A., Nicolai, M., Okem, A., et al. (2019). Technical summary. *IPCC special report on the ocean and cryosphere in a changing climate*. Available : [www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/3/2019/11/04\\_SROCC\\_TS\\_FINAL.pdf](http://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/3/2019/11/04_SROCC_TS_FINAL.pdf). (July 2020), page 61.
- Pusineri, C. and Berzins, R. (2016). Réseau de suivi des échouages de guyane : bilan des deux premières années de fonctionnement 2014-2015. osl, oncfs, kourou, 22pages.

- Quaas, M. F. and Requate, T. (2013). Sushi or fish fingers ? Seafood diversity, collapsing fish stocks, and multispecies fishery management. *Scandinavian Journal of Economics*, 115 :381–422.
- Regnier, E. and Schubert, K. (2017). To what extent is aquaculture socially beneficial ? a theoretical analysis. *American Journal of Agricultural Economics*, 99(1) :186–206.
- Riahi, K., Van Vuuren, D. P., Kriegler, E., Edmonds, J., O’neill, B. C., Fujimori, S., Bauer, N., Calvin, K., Dellink, R., Fricko, O., et al. (2017). The shared socioeconomic pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications : an overview. *Global environmental change*, 42 :153–168.
- Rojas-Bracho, L., Taylor, B., and Jaramillo-Legorreta, A. (2022). Phocoena sinus. the iucn red list of threatened species 2022 : e.t17028a214541137.
- Sadovy, Y. and Cheung, W. L. (2003). Near extinction of a highly fecund fish : the one that nearly got away. *Fish and Fisheries*, 4(1) :86–99.
- Sanz, N., Diop, B., Blanchard, F., and Lampert, L. (2017). On the influence of environmental factors on harvest : the french guiana shrimp fishery paradox. *Environmental Economics and Policy Studies*, 19(2) :233–247.
- Senko, J. F. and Nalovic, M. A. (2021). Addressing sea turtle bycatch in developing countries : A global challenge that requires adaptive solutions for the 21st century. pages 151–165. in *Sea Turtle Research and Conservation*.
- Sumaila, U. R., Alder, J., and Keith, H. (2006). Global scope and economics of illegal fishing. *Marine Policy*, 30(6) :696–703.
- Swartz, W., Schiller, L., Sumaila, U. R., and Ota, Y. (2017). Searching for market-based sustainability pathways : Challenges and opportunities for seafood certification programs in japan. *Marine Policy*, 76 :185–191.
- Tagliarolo, M. (2019). Evaluation du stock de vivaneau rouge en guyane française. DM Guyane - Direction de la Mer Guyane, Ref. RBE/BIODIVHAL/FB 2019-100, 22p., 20p., 2p., available : <https://archimer.ifremer.fr/doc/00594/70658/>.
- Tilman, D. (1982). *Resource competition and community structure*. Princeton university press.
- Tilman, D. (1988). *Plant Strategies and the Dynamics and Structure of Plant Communities*. Princeton Univ. Press, Princeton.

- Ton, C., Magraoui, A., Blanchard, F., Baulier, L., Andre, H., Grigoletto, F., and Mansuy, E. (2016). Structure et dynamique de la biodiversité halieutique dans les eaux guyanaises-projet study-rapport final.
- Tromeur, E., Doyen, L., Tarizzo, V., Little, L. R., Jennings, S., and Thébaud, O. (2021). Risk averse policies foster bio-economic sustainability in mixed fisheries. *Ecological Economics*, 190 :107178.
- Tuuli, C. D., de Mitcheson, Y. S., and Wai-Chuen, N. (2016). Molecular identification of croaker dried swim bladders (maw) on sale in hong kong using 16s rna nucleotide sequences and implications for conservation. *Fisheries Research*, 174 :260–269.
- VertigoLab, Colle, A., Gastineau, B., Martin, J.-C., Paties, E., and Jacob, C. (2021). Etude de l'économie bleue guyanaise version 3.
- Ward, T. J. and Phillips, B. (2008). *Ecolabelling of seafood : the basic concepts*. Wiley-Blackwell : Oxford, UK.
- Weekers, D., Petrossian, G., and Thiault, L. (2021). Illegal fishing and compliance management in marine protected areas : a situational approach. *Crime Science*, 10(1) :1–14.
- Weiss, J., Duchêne, J., Le Blond, S., Mansuy, E., Blanchard, F., Demanèche, S., Berthou, P., Le Roy, E., and Leblond, E. (2019). Synthèse des pêcheries de guyane 2018. *Ifremer-sih*, -2019.04 :19.
- White, K., Habib, R., and Hardisty, D. J. (2019). How to shift consumer behaviors to be more sustainable : A literature review and guiding framework. *Journal of Marketing*, 83(3) :22–49.
- Wilkins, J. (2020). Nutrition education in the anthropocene : Toward public and planetary health. *Journal of Agriculture, Food Systems, and Community Development*, 9(3) :59–69.





## Chapitre 3

# The role of illegal fishing on the sustainability of the small-scale fishery in French Guiana

*Article en révision au Journal :  
« Environment, Development and Sustainability »*

## The role of illegal fishing on the sustainability of the small-scale fishery in French Guiana

Coralie Kersulec<sup>a</sup>, Hélène Gomes<sup>c</sup>, Luc Doyen<sup>b</sup>, Fabian Blanchard<sup>c</sup>

<sup>a</sup> *BSE, UMR CNRS 6060, Université de Bordeaux, 33608 Pessac, France*

<sup>b</sup> *CEEM UMR CNRS 5211 INRAE Université de Montpellier, 2 place Pierre Viala 34060 Montpellier, France*

<sup>c</sup> *Ifremer, USR 3456, LEEISA (CNRS, Université de Guyane, Ifremer), 275 route de Montabo, 97300 Cayenne, Guyane Française, France*

### Abstract

To manage marine biodiversity, ecosystems and fisheries in a more sustainable way, many scientists and stakeholders advocate the use of an ecosystem-based fishery management (EBFM). The idea underlying EBFM is to account for several complexities, including trophic, habitat and socio-economic interactions. Illegal, unreported and unregulated (IUU) fishing is an important ingredient among these complexities in particular for small-scale fisheries. We advance the EBFM on the small-scale fishery of French Guiana, by considering the high impact of IUU fishing in this case study. We rely on a multi-species resource-based dynamics and a multi-fleet model integrating IUU fishing. From the calibrated model, two contrasted projections, with or without IUU fishing, exhibit the impact of illegal fishing on the ecosystem and fishery dynamics. Our results highlight the extensive potential bio-economic gains in biomass, catch and landed value linked to the reduction of illegal fishing. Policy recommendations are derived.

**Keywords** : Small-scale fisheries ; IUU fishing ; EBFM, Sustainability ; Bio-economics ; Multi-species ; Multi-fleet ; Swim Bladder ; Rational choice theory.

## 3.1 Introduction

Small-scale fisheries play a key role in the livelihoods, nutrition and food security of billions of people (Béné et al., 2007; Jacquet and Pauly, 2008; FAO, 2020b). Small-scale fisheries are however facing increasing challenges questioning their sustainability. Indeed, in many coastal developing countries, the combined effects of pollution, climate change and overfishing alter marine habitats, ecosystems and biodiversity (Halpern et al., 2008; Badjeck et al., 2010; Srinivasan et al., 2010; Hardy et al., 2013; Halpern et al., 2015). This situation is exacerbated by the lack of adequate legal and policy frameworks and the rapid demographic transition that characterizes the developing world (Sunderlin, 1994; Botsford et al., 1997; McClanahan et al., 2015). In particular, IUU (Illegal, Unreported and Unregulated) fishing is a major challenge (FAO, 2020a), as it increases uncertainties in stock estimates (Sumaila et al., 2006). The losses due to current IUU fishing worldwide are estimated between 10 and 23.5 billion USD annually (Agnew et al., 2009). Consequently, Sustainable Development Goal 14 (see [SDG 14](#)) points out that reducing illegal fishing is key for the sustainability of marine ecosystems. The general objective of our paper is to examine the pivotal role of IUU fishing mitigation for the sustainability of small-scale fisheries. Precisely, our paper analyses the bio-economic impact of IUU activities related to swim bladder trade in Guianas<sup>1</sup>, a tropical region located on the north-central coast of South America.

Our work ties in the ecosystem based management of small-scale fisheries. Ecosystem-Based Fishery Management (EBFM) has been advocated for several years by many scientists and stakeholders to sustainably manage fisheries. This approach aims at taking into account various levels of complexity, both ecological and socio-economic for a sustainable management of fisheries (Smith et al., 2007; Pulvenis, 2016; Link et al., 2017; Doyen et al., 2017). Reducing uncertainty in catches estimates, by improving the understanding of IUU fishing, and thus the estimation of IUU fishing pressure (Beddington et al., 2007; Pramod et al., 2008; Worm et al., 2009) is an important element to operationalize the EBFM and to address the SDGs for fisheries.

Finding ecosystem-based and sustainable solutions to reduce or prevent IUU fishing requires an improved understanding of its causes. The Rational Choice Theory (RCT) offers major insights into the drivers of IUU activities, as it is aimed at understanding what circumstances lead to criminal behaviour (Cornish and Clarke, 1987; Clarke et al., 2001; Cornish and Clarke, 2013; Petrossian, 2015; Wong and Lemieux, 2021; Weekers et al., 2021). According to RCT, IUU fishers are described as decision-makers maximizing benefits and/or minimizing costs or risk. Factors mitigating the risk of being arrested or

---

1. The swim bladder is an internal pouch of the oesophagus, below the spine of bony fish.



minimizing costs of accessibility to the resource include institutional factors, linked to gaps in the international legal framework, to an insufficient level and capacity of monitoring and control and the development of organised criminal IUU fishing activities (Le Gallic and Cox, 2006). The insufficient level of control is often due to a lack of financial and human capacity to contain the IUU fishing problem (Vince, 2007; Liddick, 2014), as the cost of preventing illegal fishing can be considerable (Pascoe et al., 2008). Factors related to the maximization of the benefits include subsistence issues for the families (Jackson et al., 2001; Cinner and McClanahan, 2006; Nahuelhual et al., 2020; Gough et al., 2020; Galligan, 2021), the lack of other options for the fishermen (opportunity costs close to zero), as well as the absence of clear supply chains of fishery resources that makes IUU catches selling easier (Helyar et al., 2014).

In that regard, the case of IUU fishing related to swim bladders is of interest. Swim bladder trade in the world is expanding because of the growing demand (de Mitcheson et al., 2019; Ben-Hasan et al., 2021), as swim bladders are used as a substitute for shark fins, which are becoming scarce (Jaiteh et al., 2017; de Mitcheson et al., 2018). This dish is indeed very popular in Asia for its supposed health properties and is sold at a high price. Thus a large bladder with no imperfections can sell for 10,000 USD. Hong-Kong is the main importing country of swim bladders, and according to the Hong-Kong census and statistics department, Suriname (10%), Brazil (16%), and Guyana (5%) represent 31% of importations to Hong-Kong (Constant et al., 2020).

Our paper focuses on the IUU fishing related to swim bladder trade and the coastal fishery in the Guianas. Our analysis relies on a multi-species, resource-based and multi-fleet dynamic model integrating IUU fishing through an additional and ‘theoretical fleet’ of illegal boats. Such a modeling framework is in line with Ecosystem-Based Fishery Management (EBFM). The model is calibrated using data of the small-scale fishery in French Guiana, including quarterly time series of fish landings and fishing effort of legal fleets from 2006 to 2011, as in (Cissé et al., 2015; Gomes et al., 2021; Cuilleret et al., 2022). For the IUU fishing, we use data on foreign illegal fishing from Brazil and Suriname in French guianese waters, collected by the customs and the army, as well as reports from the public prosecutor’s department of Cayenne and the study (Levrel, 2012). From the calibrated model, we contrast over years 2012-2018 two fishing projections : one with IUU harvest, and the other without IUU catches. Such comparison makes it possible to evaluate the bio-economic losses induced by IUU in terms of biomass, catch and profit for the small-scale and coastal fishery. We derive policy recommendations to mitigate IUU fishing for the case study drawing mainly on the RCT. In particular, we emphasize the interest of reinforcing the legal trade of swim bladder for export to Asia (Hong Kong, China).

The contribution of the paper is threefold. Firstly, our work contributes to the ecosystem-

based management of small-scale fisheries, by providing and calibrating a multi-species and multi-fleet model accounting for IUU fishing. Such model relates to models of intermediate complexity for ecosystem assessment (MICE) advocated for instance in Plagányi et al. (2014); Doyen et al. (2017) to operationalize EBFM. Secondly, our paper fosters the quantification and understanding of the bio-economic impacts of illegal fishing on the coastal and small-scale fishery of French Guiana. It thus expands and reinforces previous quantitative and modeling works and analysis on this case study (Cissé et al., 2015; Gomes et al., 2021; Cuilleret et al., 2022). Thirdly, adopting the RCT viewpoint, the paper puts forward the potential bio-economic gains of developing the legal trade of swim bladder for the fishery sector and local communities in French Guiana and, more broadly, in the Guianas involving Brazil and Suriname countries.

The paper is structured as follows : Section 3.2 introduces the case study by describing the coastal fishery in French Guiana and swim bladder trade ; Section 3.3 details the ecosystem-based and bio-economic model, the calibration methods and calibration results integrating illegal fishing ; Section 3.4 presents the main results with a comparison of two projections namely with or without illegal fishing. Section 3.5 contains a discussion of the results including policy recommendations. Section 3.6 offers a conclusion and perspectives.

## 3.2 Case study



FIGURE 3.1 – Map of French Guiana in South America.

French Guiana is located in South America between Suriname and Brazil as illustrated by Figure 3.1. The fishing industry represents the main export commodity in the primary

sector of French Guiana (Ton et al., 2016). More than 30 coastal fish species are harvested and about 15 species, including weakfish, catfish and sharks, represent more than 90% of the production (Cissé et al., 2015). In recent years, a new market has appeared in French Guiana with the collection and resale of swim bladders of three coastal species already fished for their flesh. In 2018, the fleet of this coastal fishery was composed of 153 boats including Canots Créoles (CC), Canots Créoles améliorés (CCA) and Tapouilles (T). Most of them (75%) work in the area of 12 miles from the shore and are qualified as coastal fishery (Ifremer-SIH, 2019). The small-scale coastal fishery uses mostly drift nets and to a lesser extent fixed nets. The fisheries management system in French Guiana is based on a European regulation (EC 2104/2004) which aims to limit the size of the fleet through reference levels, in terms of tonnage (GT : Gross Tonnage) and power (kW). The Directorate of the Sea (Direction de la mer) issues operating permits according to the availability of authorised envelopes. There are also regulations relating to nets : a ban on nets longer than 2500 m and a minimum mesh size. Licences for fishing are also issued by the Regional Fisheries Committee of French Guiana (CRPMEM) within the limit of 12 nautical miles of territorial waters. There is no quota for the species targeted by the small-scale coastal fishery in French Guiana.

With the growing demand for swim bladders (Wen et al., 2015; Ben-Hasan et al., 2021), the competition for this resource is increasing and illegal fishing from Suriname and Brazil in the Exclusive Economic Zone (EEZ) of French Guiana is on the rise, despite the controls and supervision from the [French army in Guiana](#) (FAG). Interviews with French Guianese fishers have shown that one of the major problems in the fishing area of French Guiana is the IUU fishing (André, 2018). Illegal fishers set their nets at night to limit the risk of controls, and raise them the following night to keep only the bladders of the species of interest, namely Acoupa Weakfish (*Cynoscion acoupa*), Green Weakfish (*Cynoscion virescens*) and Crucifix Sea Catfish (*Sciades proops*), the rest of the fish being discarded ([IFREMER Fisheries Information System](#)(SIH)). These illegal fishing practices lead to excessive fishing times and nets that do not respect the legal length. There are precedents of a strong diminution of a stock for certain species due to the removal of bladders, such as the Acoupa MacDonald (*Totoaba macdonaldi*) and the Bahaba (*Bahaba taipingensis*) (Cisneros-Mata et al., 2021; Tuuli et al., 2016). This illegal fishing practice can also lead to the collapse of a stock because of gillnet bycatch, as was the case for vaquitas (*Phocoena sinus*) (Taylor et al., 2017). Acoupa Weakfish (AW) is the most targeted species by illegal fishing fleets, because of the high value of its swim bladder. Acoupa Weakfish is nowadays considered vulnerable, largely due to illegal fishing activities, but also to the degradation of the mangrove nursery habitat by anthropogenic activities (such as oil extraction) (Chao et al., 2021). Swim bladders of Green Weakfish (GW) and Crucifix Sea Catfish (CSC) are

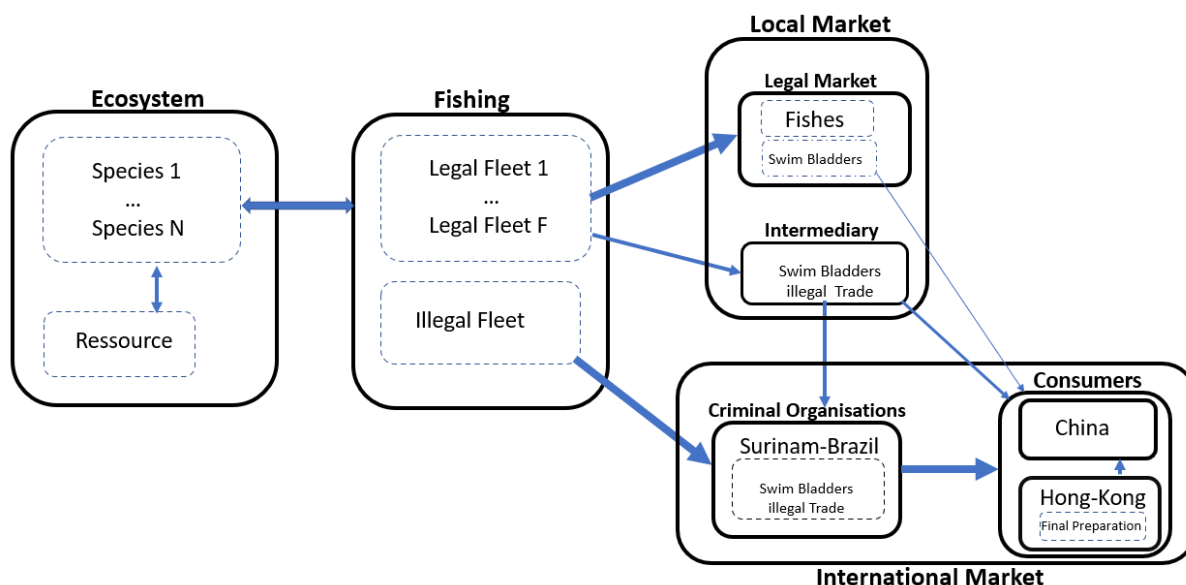


FIGURE 3.2 – Conceptual model of the marine ecosystem, the fishing activities including IUU fishing, and the distribution network relating to both (fresh) fish and swim bladder markets.

also collected, but sold at a lower price than the ones of the Acoupa Weakfish. Thus reports from the public prosecutor’s department of Cayenne in 2017 give us an average price for each species of 100 EUR for 1 kg of fresh swim bladders for AW, 30-35 EUR kilo for GW and 2 EUR per kilo of CSC. Moreover, these 3 species represented 74% of the landings of legal boats in 2019 (Ifremer-SIH, 2019) (72% in 2018 (Ifremer-SIH, 2020)) for CC, CCA and T. Consequently our analysis focuses on these three species.

The conceptual model of Figure 3.2 illustrates the content and interplay between the three components of the system we consider in French Guiana including the marine ecosystem with the different fished species, the fishery including IUU fishing and the legal fleets together with the associated markets relating to both (fresh) fish and swim bladder.

### 3.3 Methods

This section includes a description of the ecosystem-based and bio-economic model integrating illegal fishing as well as the calibration methods and outcomes. A subsection entitled ‘limitations of the modelling’ also stresses the shortcomings and potential improvements of the bio-economic model.

### 3.3.1 The ecosystem-based model

We here rely on a Model of Intermediate Complexity for Ecosystem Assessment (MICE) as in Plagányi et al. (2014); Doyen et al. (2017). Such a modeling choice is particularly accurate because of the limited group of fished species in this study (Gomes et al., 2021; Cuilleret et al., 2022). The MICE assumed that the  $N$  fish species compete for the consumption of a common resource<sup>2</sup>, denoted by  $y$ , in line with resource-based models (Tilman and Sterner, 1984; Tilman, 2020). As an alternative to the classical theory based on the Lotka–Volterra methodological approach to species competition, Tilman introduced an approach based on a mechanistic resource-based model of competition between species where the growth of species is restricted by resource availability. A major feature of the resource-based model lies in an exclusion principle (DeLara and Doyen, 2008)<sup>3</sup>. This resource-based species competition has been considered for the bio-economic management of an ecosystem and biodiversity in Brock and Xepapadeas (2002); Bøhn et al. (2008); Béné and Doyen (2008). Fished species are denoted by  $i = 1, \dots, N$  while fleets are denoted by  $f = 1, \dots, F$ . For every species  $i$ , the biomass  $x_i(t + 1)$  at time  $t + 1$  depends both on the biomass  $x_i(t)$ , the state of the resource  $y(t)$ , and harvesting  $H_i(t)$  as follows :

$$x_i(t + 1) = x_i(t) \left( 1 - m_i + g_i s_i y(t) \right) - H_i(t). \quad (3.1)$$

In the dynamics (3.1),  $m_i$  stands for the natural mortality rate of the stock  $i$ . In the part of the equation representing the resource consumption of the species  $i$ , parameter  $g_i$  stands for the growth efficiency of  $i$  while  $s_i$  is the consumption rate of the predator  $i$  on the resource as in Gomes et al. (2021).

The catches  $H_i(t)$  of the species  $i$  at time  $t$  are derived from the harvests  $H_{i,f}(t)$  of the different fleets  $f$  :

$$H_i(t) = \sum_{f=1}^F H_{i,f}(t). \quad (3.2)$$

Fleets  $f$  include the legal fleets and IUU fishing through one additional ‘theoretical fleet’ of illegal boats. We here assume that the ranking of the fleets is such that the ‘last’ fleet  $F$  corresponds to the additional ‘theoretical fleet’ of illegal boats and IUU fishing<sup>4</sup>. The catches  $H_{i,f}(t)$  of the stock  $i$  by the fleet  $f$  at time  $t$  are based on the Schaefer production

---

2. In our case study, this common resource includes shrimps and various small fishes.

3. This principle declares that, in presence of a multi-species competition for a common resource, the species with the lowest resource requirement in equilibrium will competitively displace all other species after a certain time period.

4. For the case study, the three legal fleets correspond to the ranking  $f = 1$  for CCA,  $f = 2$  for T and  $f = 3$  for CC while  $F = 4$  represents the IUU theoretical fleet.

function :

$$H_{i,f}(t) = q_{i,f}e_f(t)x_i(t), \quad (3.3)$$

where the variable  $e_f(t)$  is the fishing effort of fleet  $f$  (time spent at sea) and  $q_{i,f}$  measures the catchability of the stock  $i$  by the fleet  $f$ .

As in Tilman model of mechanistic resource-based species competition (Tilman and Sterner, 1984; Tilman, 2020), the dynamics of the biomass  $y(t)$  of the resource depends on the consumption of the different fish species through the relation :

$$y(t+1) = y(t) \left( 1 - \sum_{i=1}^N s_i x_i(t) \right) + I(t) \quad (3.4)$$

where  $I(t)$  is the external input (source) for this resource.

### 3.3.2 Calibration Method

In line with Cissé et al. (2015); Gomes et al. (2021), the MICE described previously has been calibrated using quarterly data and time series of landing  $H_{i,f}^{data}(t)$  and fishing effort  $E_f^{data}(t)$  from the [IFREMER Fisheries Information System](#) for the three main legal fleets CCA, T, CC of the small scale fishery in French Guiana<sup>5</sup>. As said in Section 3.2, we here focus on three species namely AW ( $i = 1$ ), GW ( $i = 2$ ) and CsC ( $i = 3$ ). The period of calibration we use here to estimate the parameters of the model goes from  $t_0 = 2006$  to  $t_1 = 2011$  (decomposed in quarters). As explained below in subsection 3.4.1, the period 2012 - 2017 is used to test the relevance of our calibration through predictions.

To estimate the historical values for illegal fishing, we rely on Levrel (2012) and aerial (and maritime) observations made from 2006 to 2011 by the army in 3 separate areas in the EEZ (Exclusive Economic Zone) of French Guiana. A global annual data of illegal fishing catches is derived. The annual data of illegal fishing are disaggregated into quarterly data  $H_{IUU}^{data}(t)$  to match the time step of the data provided by IFREMER. As legal and illegal fishers use the same fishing technology, we consider that the proportion of each species in illegal catches at each time  $t$  is equal to the proportion of this species in legal catches<sup>6</sup> at each time  $t$ . We use these proportions to approximate illegal fishing  $H_{i,IUU}^{data}(t)$  by species

---

5. Since 2006, IFREMER observers reconstruct the proceedings of the trip with legal fishers on a daily basis (type of vessel, fishing technology used, fishing effort, landings by species and associated costs). To estimate the legal fishing effort, the SIH uses the monthly activity calendars and counts the number of days spent at sea per vessel. From the landing data for a given effort, IFREMER observers determine the quarterly landings for the different types of fleets and landing points using the rule of three (Weiss et al., 2018).

6. In more mathematical terms, the proportion of species  $i$  in legal catches is  $\frac{H_i^{data}(t)}{\sum_j H_j^{data}(t)}$ . To give the reader an idea, on average from 2006 to 2012, AW represents around 59.3% of legal catches, GW around 24.6% and CSC around 16.1% ([IFREMER Fisheries Information System](#)(SIH)).

as follows :

$$H_{i,IUU}^{data}(t) = H_{IUU}^{data}(t) * \frac{H_i^{data}(t)}{\sum_{j=1,\dots,N} H_j^{data}(t)}. \quad (3.5)$$

Once obtained this estimation of illegal catches, the calibration of the MICE and the identification of the parameters of the model is carried out by applying a least squares method in order to minimize the distance between historical catches and the catches estimated by the model<sup>7</sup>. This reads as follows :

$$\begin{cases} \min & \sum_{t=t_0}^{t_1} \sum_{i=1}^{N=3} \sum_{f=1}^{F=4} (H_{i,f}^{data}(t) - H_{i,f}(t))^2, \\ & m_i, g_i, s_i, x_i(t_0), \\ & q_{i,f}, e_{IUU}(t), I(t) \end{cases} \quad (3.6)$$

where catches  $H_{i,f}(t)$  induced by the model stem from dynamics (3.1), (3.4), production function (3.3), effort data  $E_f^{data}(t)$  for legal fleets along with catches (3.5) for the ‘illegal fleet’ ( $F = 4$ ). The parameters to be identified in (3.6) are the natural mortality rate  $m_i$  of each species  $i$ , the catchability  $q_{i,f}$  of each species relative to each fleet  $f$ , the terms of interaction  $s_i$  between the species and the resource, the growth efficiency  $g_i$  of each species, the initial biomass  $x_i(t_0)$  of each species, the external input of the resource  $I(t)$  as well as the fishing effort of illegal fleet  $e_{IUU}(t)$  (in days). Moreover, since we here consider a quarterly time step, periods  $t_0$  and  $t_1$  corresponds to the first quarter of 2006 and the last quarter of 2011 respectively. Consequently, we draw on 24 periods of observations<sup>8</sup>. Furthermore, we used a genetic algorithm from the Scilab software<sup>9</sup> to solve numerically the minimization problem(3.6).

---

7. For illegal fishing, there is a collinearity problem but it is not a major one, as the  $q_{i,IUU}$  are close to the  $q_{i,T}$  because the majority of the boats of the illegal fishing fleets are Tapouilles. Moreover, regarding the illegal ‘fleet’, what really matters in our study is the fishing mortality of IUU fishing equal to  $F_{i,IUU}(t) = q_{i,IUU}e_{IUU}(t)$  because we don’t directly use the effort of IUU fleet for the economic assessment and estimated landed values. Said differently, the collinearity is not problematic for the IUU fleet. We kept the formulation in terms of effort and catchability even for the IUU fishing for the sake of homogeneity in the model between the legal and illegal fleets. Furthermore it turns out that the orders of magnitude of effort and  $q_{i,IUU}$  are respected and are consistent with previous studies (Levrel, 2012).

8. The vector of parameters to estimate is of size 73 : 8 parameters multiplied by the number of species, 24 estimated parameters, one estimated parameter for  $y(t_0)$ , and  $2 * 24$  estimated parameters for the dynamic parameters  $I(t)$  and  $e_{IUU}(t)$ . The data used in the study for the Least Square minimization (3.6) are of size  $24 * 7 = 168$  including  $24 * 3$  effort data for the legal fleets and  $24 * 4$  catch data for all fleets. In other words, we have more data than parameters to identify.

9. See <https://www.scilab.org>. Genetic Algorithms were developed to solve optimization problems based on the mechanics of natural selection and genetics. The genetic algorithm starts with an initial population of random individuals (i.e. a set of parameters) and will successively generate populations of individuals from this point in order to improve the populations up to optima. Convergence results (in probability) of genetic algorithms are proved in Cerf (1998). This numerical optimization method has already been adopted several times in bio-economics and more precisely in fisheries management with the least square method (Mardle et al., 2000; Cissé et al., 2015; Gomes et al., 2021; Cuilleret et al., 2022)



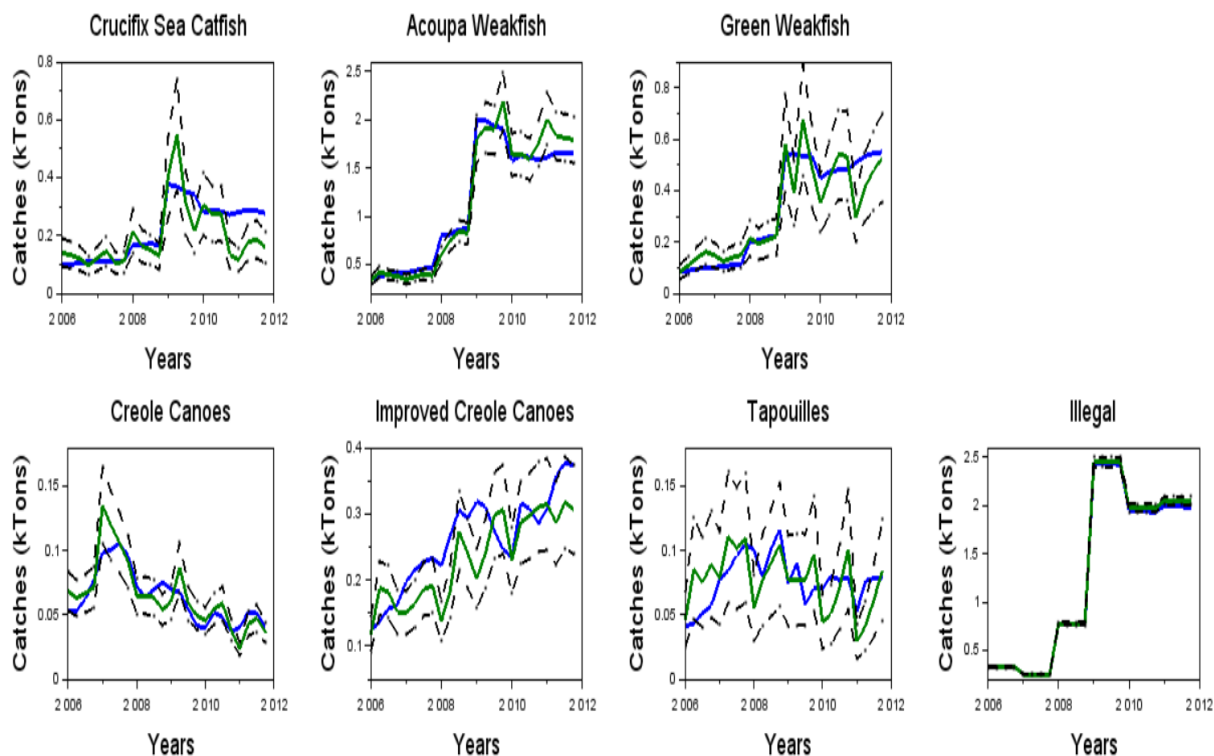


FIGURE 3.3 – Comparison of the catches by species and by fleet from the first quarter of 2006 to the last quarter of 2011. The blue line represents the catches,  $H(t)$ , derived from the model. The green line represents the historical data,  $H^{data}(t)$ . The dotted black lines represent the confidence intervals (see equation (3.8)).

### 3.3.3 Calibration results

Figure 3.3 compares the historical and the modeled catches by species and by fleet. We see that these historical and estimated catches are close and follow the same trends. To quantify more explicitly the quality of our modeling and of its calibration, we compute the mean relative distance  $\varepsilon_k$  on catches by fleet and by species between the data and the estimation :

$$\varepsilon_k = \frac{1}{t_1 - t_0} \sum_{t=t_0}^{t_1} \left| \frac{H_k^{data}(t) - H_k(t)}{H_k(t)} \right| \quad (3.7)$$

In (3.7), the error  $\varepsilon_k$  can relate to  $k = f$  for catches by fleet or  $k = i$  for catches by species. These errors listed in Table 3.1 show the interest of taking into account the illegal fishing fleet. In particular, the account for this illegal fishing fleet significantly reduces the mean relative error for aggregated catch with an error of about 4% with IUU fishing versus 15% without. The gain is also major for AW (9,5% versus 17%) as well as GW (about 20% versus 32%). Such important calibration gains stem from the fact that AW and GW are the two species most targeted by illegal fishing to collect swim bladders.



On Figure 3.3, are also plotted (dotted black lines) the confidence intervals  $CI_k$  derived from mean-relative-error deviation from central values  $\sigma_k$  through :

$$CI_k = [1 - 2 * \sigma_k, 1 + 2 * \sigma_k] * H_k^{data}(t) \tag{3.8}$$

To go further regarding the reliability of the calibration and of the model, see the Figures in subsection 3.8.1 of the Appendix, the Table in subsection 3.8.2 of the Appendix for estimated parameters and the sensitivity analysis in subsection 3.8.3 of the Appendix. In particular, according to the sensitivity analysis, the model is stable in the sense that perturbations on the calibrated parameters lead to a small change in the output of the model (Catches and Biomass). This sensitivity analysis emphasizes that initial biomass parameters and natural mortality rate parameters have a lower impact on the economic outputs, average catches by species and by fleets (see Figure 3.11). Conversely, catchability parameters, estimated illegal effort, growth efficiency and I (external input of the resource) matter more. Regarding the impact on the biomass outputs (see Figure 3.12), the GW biomass is more sensitive to the perturbations of the parameters. Initial biomass, trophic relations, growth efficiency rate, external input of the resource I, and natural mortality rate parameters have a greater impact on the biomass output.

TABLE 3.1 – Comparison of mean relative error,  $\epsilon_k$  (Equation (3.7)), taking into account illegal catches, or not.

k	Mean relative error $\epsilon_k$	Mean relative error $\epsilon_k$ without illegal catches
CC	0.151	0.151
CCA	0.174	0.174
T	0.267	0.267
Illegal	0.010	
AW	0.095	0.169
GW	0.198	0.319
CC	0.233	0.256
Aggregated	0.04	0.148

### 3.3.4 Limitations of the modelling

To allow readers to have a clear perception of the results presented in the following section 3.4, we here outline some limitations of the modelling. One first shortcoming is that the number of fished species in the model calibrated for French Guiana is limited.

However, it is worth to keep in mind that the 3 species taken into account, AW, GW and CSC, represent 72% of the landings in 2018. Beyond the number of species, the account of direct interspecific interactions in the model is another possible refinement of the model. It would also be of interest to refine the dynamic of the resource, for example by integrating data about the biomass of shrimp and the stock of other fishes underlying the current resource stock.

We are aware of the limitations of using estimations from Levrel (2012) as historical IUU data. However they represent an acceptable proxy and allow us to conduct an exploratory analysis of the impact of illegal fishing on the ecosystem and the catches of French Guianese fishers. The strong assumption of illegal boats returning with catches equivalent to their maximum storage capacity is made in (Levrel, 2012), which may lead to a slight overestimation of this illegal fishing. The frequency of maritime operations increased significantly between 2002 and 2008, which may explain the leap on estimate of illegal fishing (see 3.3). The frequency of controls is much more important and stable between 2008 and 2011, which improves the reliability of the results for this period. Furthermore, we cannot unfortunately use the data available on ([Global Fishing Watch](#)), as small scale illegal fishing fleets are rarely equipped with AIS and the data collected by satellites and land-based receivers is not sufficient. Furthermore, the available data does not allow us to distinguish between coastal fishing and offshore fishing.

## 3.4 Results

From the model presented in the previous sections and calibrated over the period 2006 - 2011, we derive and compare different projections over the period 2012 - 2018. These projected trajectories contribute to the evaluation of the impact of illegal fishing on the ecosystem and on the legal small-scale fishery. In particular these projections are used to quantify the loss of earnings for French Guianese fishers due to illegal fishing. Thus we first compute predicted trajectories over the period 2012-2017 from the calibrated model and historical efforts including IUU fishing. We then compare this prediction with a theoretical scenario without illegal fishing over the same period.

### 3.4.1 Predictive projection with IUU fishing

In this predictive projection, we use historical efforts from 2012 to 2017 for the three legal fleets CC, CCA and T. For the illegal fishing, we use a predictive projection based on a logarithmic trend regression on fishing efforts estimated during the calibration phase<sup>10</sup>.

---

10.  $e_{IUU}(t)$  is the value of the effort (expressed in days of fishing) estimated by the dynamics and  $t$  is expressed in quarters.  $R^2$  is equal to 0.53 for this regression.

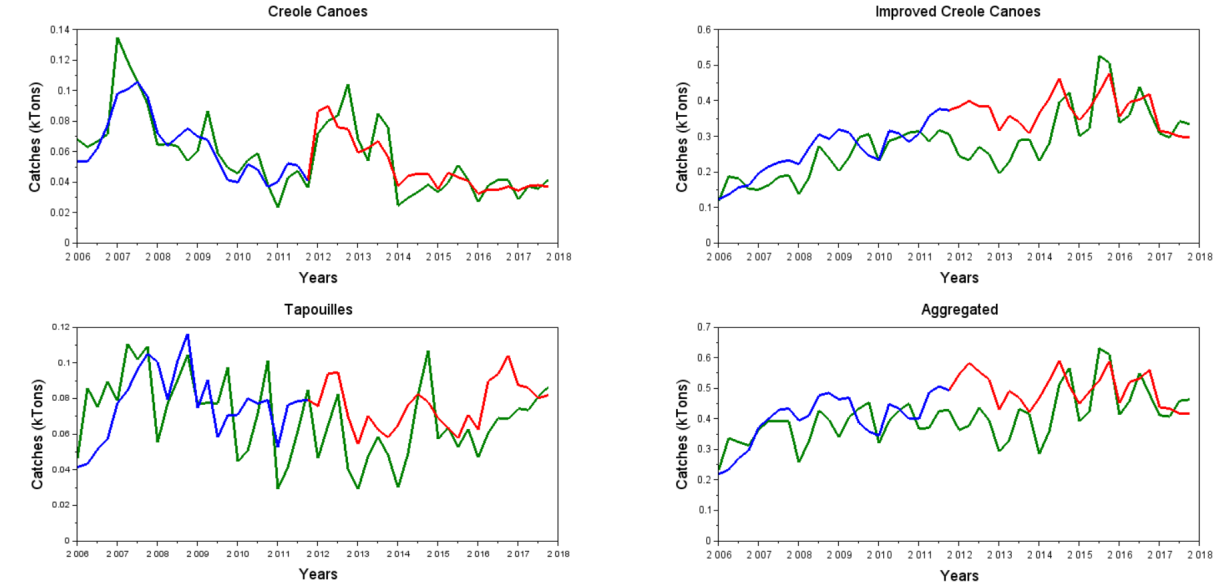


FIGURE 3.4 – Comparison between historical and modeled trajectories of catches by fleet from 2006 to 2018. The blue line represents the catches  $H_f(t)$  derived by the model. The green line represents the historical data  $H_f^{data}(t)$ . The red line represents the predicted trajectories from the model with IUU fishing as defined in subsection 3.4.1.

Thus this projection with IUU fishing is globally characterized from 2012 to 2017 by :

$$e_{f=CC,CCA,T}(t) = e_{f=CC,CCA,T}^{data}(t). \tag{3.9}$$

$$e_{IUU}(t) = \alpha_1 \ln(t) - \alpha_0 \tag{3.10}$$

with  $\alpha_1 = 1961,6$  and  $\alpha_0 = 980.87$ . All the other parameters for the prediction arise from the calibration over  $t_0 = 2006$  and  $t_1 = 2011$ . Regarding  $I(t)$ , that represents the external input of the resource, a random value between  $\min(I)$  and  $\max(I)$  is considered at each time  $t$ .

From the quarterly historical catches from 2012 to 2017 for the 3 legal fleets, we can verify the relevance of this prediction on this period. Figure 3.4 shows that predictions in red are consistent with the historical catches trajectories in green. Table 3.2 quantifies the relevance of the model, with again mean relative errors  $\varepsilon_k$  with respect to fleets (CC, CCA, T) or species (AW, GW, CSC). In particular, the mean relative error  $\varepsilon$  on aggregated data shows a relatively low value of 17% and close to the same score over the calibration period of 15%.

The appendix provides more detailed results regarding the quality of the model by species and fleet. See in particular Figures 3.13,3.14,3.15, in subsection 3.8.4 of the Appendix.

TABLE 3.2 – Mean relative errors  $\varepsilon_k$  over calibration (2006-2011) and prediction (2012-2017) periods.

Species or fleet $k$	Relative error $\varepsilon_k$	Relative error $\varepsilon_k$
	Calibration period 2006 - 2011	Predictive period 2012 - 2017
CC	0.151	0.169
CCA	0.174	0.189
T	0.267	0.227
AW	0.169	0.328
GW	0.319	0.272
CSC	0.256	0.700
Aggregated	0.148	0.169

### 3.4.2 Projection without IUU fishing

We now consider a theoretical projection without illegal fishing, called No Illegal scenario (NI scenario). Such scenario corresponds to prevent the illegal fishing effort over the projection period from 2012 to 2017 as follows :

$$e_{IUU}^{NI}(t) = 0 \quad (3.11)$$

$$e_{f=CC,CCA,T}^{NI}(t) = e_{f=CC,CCA,T}^{data}(t) \quad (3.12)$$

The second assumption (3.12) of this projection NI indicates that the effort of the legal fleets (CC, CCA, T) coincides with their historical values over the projection period as in the predictive projection previously characterized in (3.9). Thus the predictive and NI projections only differ in terms of illegal fishing effort (with or without).

Figure 3.5 shows that, depending on the projection, with or without illegal fishing, a significant change in biomass is observed, especially for the AW. We can indeed see on Figure 3.5 (first row, first column) that, for the year 2018, the biomass of the AW with the projection NI is two times higher than in the presence of illegal fishing. Such ecological gain with NI stems from the dominance of AW within the catches of the fishery including the illegal fishing as AW represents around 59.3% of legal catches, GW around 24.6% and CSC around 16.1%. In other words, banning IUU harvest mainly mitigates the impact of fishing on the most targeted species namely AW. A slight gain of preventing IUU fishing can also be observed for GW (second row, first column) while CSC (first row, second column) is rather steady. Such patterns for GW and CSC can be explained by the ecological competition between fished species underlying dynamics (3.1) : as AW is strongly recovering without IUU activities, it consumes and alters more the common

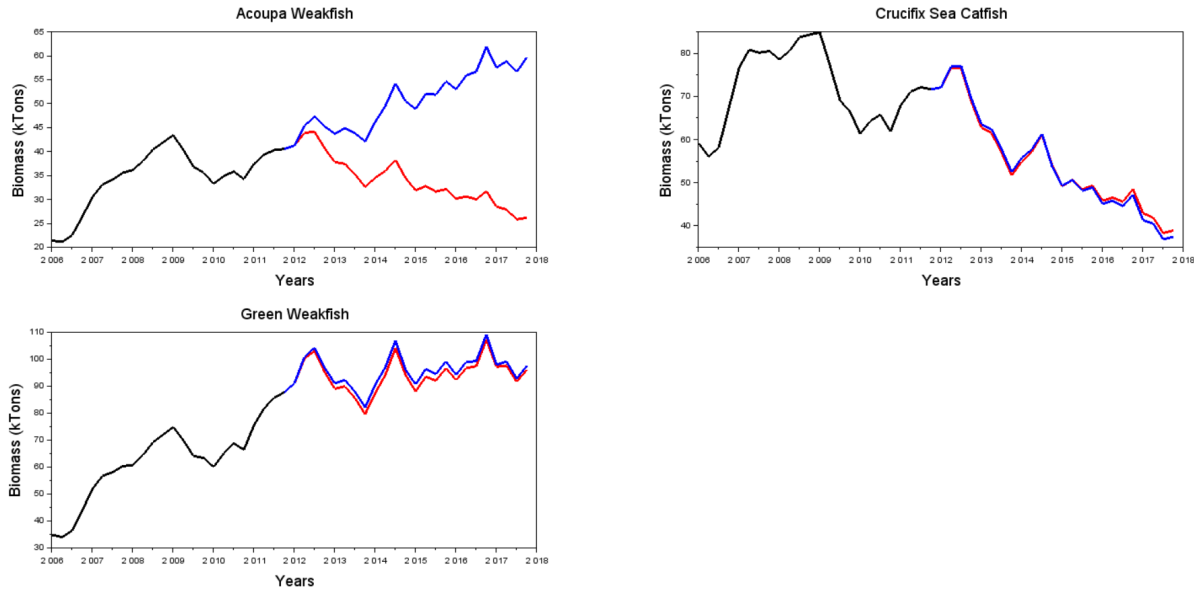


FIGURE 3.5 – Species biomass trajectories for AW, GW and CSC from 2006 to 2018. The red line represents the predictive fishing scenario accounting for IUU fishing while the blue line represents scenario NI without IUU fishing.

resource  $y$  which reduces the resource availability for the other species including GW and CSC. Said differently the gains of preventing illegal fishing for GW and CSC is canceled by the major growth of AW.

We now contrast in Figure 3.6 the two projections in terms of fishing production. The comparison of NI catches (blue) with the predictive fishing catches (red line) shows a significant increase in catches for the three legal fleets, although these fleets still spend the same number of days at sea with the same fishing effort. The gain of preventing IUU activities is especially strong for CCA (first row, second column), with a mean difference of 38 % of catches from 2012 to 2017 and T (second row, first column) with a mean difference of 37% of catches from 2012 to 2017. Such gains in terms of harvest arise mainly from the gain of AW biomass emphasized previously as the AW constitutes the main targeted species by the legal fleets.

### 3.4.3 Economic gains of no IUU fishing

Beyond the gains for the legal fleets in terms of production and harvest, the two projections also allow us to assess the related monetary losses due to IUU activities<sup>11</sup>.

11. We do not account here for the costs of control and enforcement measures underpinning the scenario NI without illegal fishing. The controls have an important impact in deterring illegal fishing, given the numerous missions organized, but the tonnage seized is negligible in comparison with the tonnage of illegal fishing (see table 3.4 for the amount of fish seized in tons).

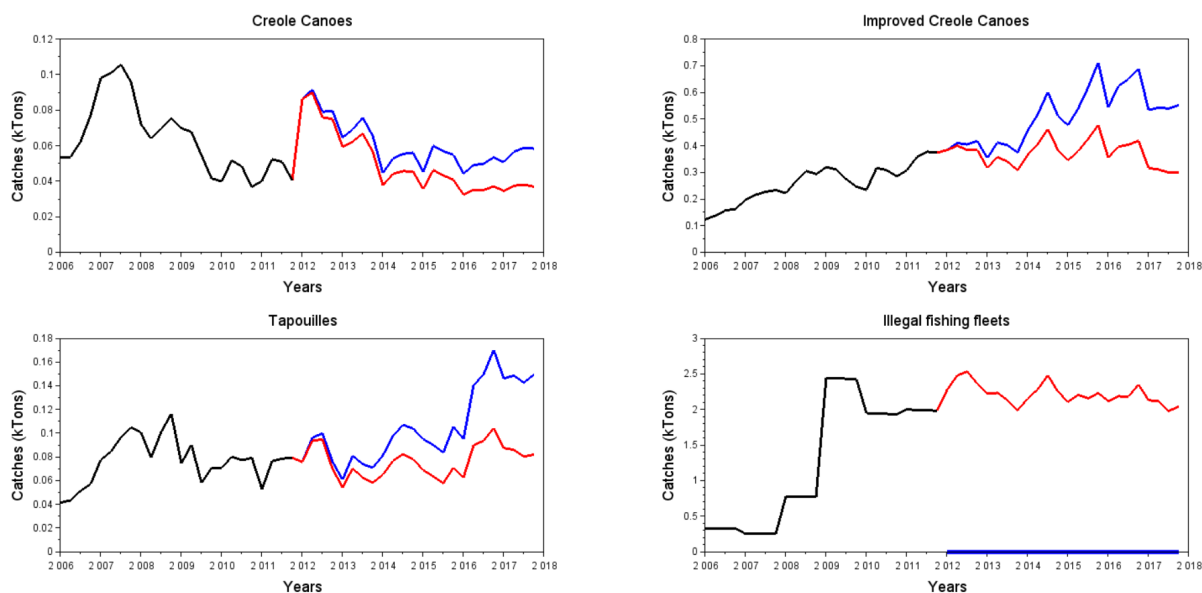


FIGURE 3.6 – Catch trajectories for the different legal fleets (CC,CCA,T) and Illegal fleet from 2006 to 2018. The red line represents the predictive fishing scenario accounting for IUU fishing while the blue line represents scenario NI without IUU fishing.

For the two projections, with or without IUU fishing, Figure 3.7 represents the estimated landed values ( $LV$ ) derived from both fish flesh  $LV$  and swim bladders  $LV^{SB}$  for the period from 2012 to 2017. For each species  $i$ , these monetary values reads :

$$LV_i(t) = p_i H_i(t) \quad (3.13)$$

$$LV_i^{SB}(t) = p_i^{SB} \frac{H_i(t)}{\gamma_i} \quad (3.14)$$

where  $p_i$  represents the market landing price of the species  $i$  while  $p_i^{SB}$  is the price of the swim bladder of this species. The ratio  $\gamma_i$  relates to the quantity of fresh swim bladders extracted from each fish  $i$ . From [IFREMER Fisheries Information System](#), we quantify both the landing prices of fish market (€/kg) :

$$p_{AW} = 3.4, \quad p_{GW} = 1.9 \text{ and } p_{CSC} = 1.6,$$

along with the ratios  $\gamma_i$  :

$$\gamma_{AW} = 20, \quad \gamma_{GW} = 20 \text{ and } \gamma_{CSC} = 30.$$

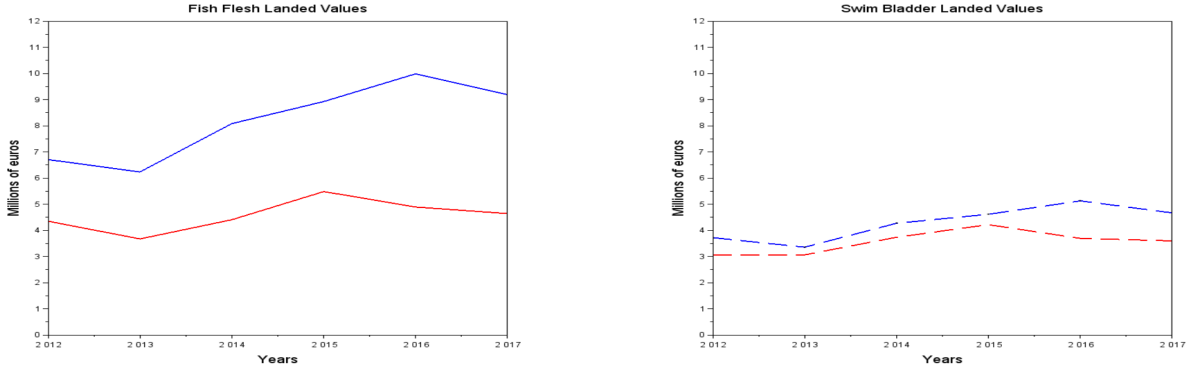


FIGURE 3.7 – Estimation of the aggregated monetary values from 2012 to 2017 over the species AW, GW, CSC in millions of euros in terms of : (left hand-side) flesh fish  $L_V(t)$ ; (right hand-side) : swim bladders  $L_V^{SB}(t)$  due to illegal bladder trade. Red lines represent the historical situation. Blue lines represent the situation of projection NI without illegal fishing.

Using data from reports of the public prosecutor’s department of Cayenne in 2017, we also estimate the prices of fresh swim bladders  $p_i^{SB}$  (€/kg) :

$$p_{AW}^{SB} = 100, \quad p_{GW}^{SB} = 32.5 \text{ and } p_{CSC}^{SB} = 2.$$

The figure 3.7 captures the important potential monetary benefits of preventing IUU fishing through aggregated values  $L_V(t) = \sum_{\text{species } i} L_{V_i}(t)$  over the entire legal fishing fleet. In particular, the left hand-side of Figure 3.7, shows that the average difference in  $L_V$  of fish flesh, with or without illegal fishing (NI), is  $\overline{L_V}^{NI} - \overline{L_V} \approx 3.62$  million euros per year. Such a potential benefit arises mainly from the AW species. AW is indeed the species with the highest economic value in terms of fish landing, the one with the highest swim bladder value and the highest catch tonnage. The decrease in its biomass due to illegal fishing pressure as stressed in Figure 3.5 therefore entails significant economic losses.

Furthermore, the right hand-side of Figure 3.7 informs on the monetary contribution of swim bladders  $L_V^{SB}$ . In particular, we can notice that swim bladders provide a mean value of 3.6 million euros per year with illegal fishing (red curve). This monetary amount significantly increases to around 4.3 million euros per year without illegal fishing (blue curve). Thus such values are not negligible as compared to  $L_V$  since they correspond on average to 43% of landed value in presence of illegal fishing, and 35% without illegal fishing. Moreover these values are likely underestimated because swim bladders are sold on a parallel market.

## 3.5 Discussion

### 3.5.1 Bio-economic impacts of IUU fishing

This paper exhibits the detrimental role of IUU fishing for the French Guiana coastal fishery. From the ecological viewpoint, the presence of illegal fishing strongly alters the AW species and even seems to lead to its depletion in the long run. By contrast, our projection NI shows to what extent removing illegal fishing might induce a major recovery of AW. As AW is a key species (and even a keystone) of the coastal marine ecosystem in the Guianas, we can postulate that illegal fishing has a global detrimental impact on the whole marine ecosystem in Guianas. Such result is in line with many studies stressing the negative ecological role of IUU fishing worldwide (Coll et al., 2008; Pascoe et al., 2008; Cisneros-Montemayor et al., 2013; Petrossian, 2019; Sumaila et al., 2020; FAO, 2020a).

Our paper also highlights the detrimental economic consequences of IUU activities in terms of production and monetary values. In particular Figure 3.7 shows that the estimated landed values of fish are almost twice as high in the total absence of illegal fishing. Our findings for French Guiana suggest that IUU fishing has important consequences for the economy and livelihoods of fishers, especially due to a loss in landed values, as it is the case for many small-scale fishers around the world (Dyck and Sumaila, 2010; Daniels et al., 2016; Temple et al., 2022). The losses due to current IUU activities worldwide are indeed estimated between 10 and 23.5 billions USD annually in value and between 11 and 26 million tons in quantity (Agnew et al., 2009). In French Guiana, in 2017, exports of seafood products represented 7.9% of total exports by value (IEDOM, 2017). The fishing industry generates 800 direct jobs and nearly 2400 indirect jobs (IEDOM, 2020). Our results show that the illegal fishing is detrimental to the legal fishing activity in French Guiana, and consequently to the region as a whole, given the social, economic and cultural roles of fishing.

This study also highlights the potential significant loss of income for the legal fishing sector due to the sale of swim bladders on the illegal market. Indeed, we currently estimate the landed value of fresh swim bladders to average 3.6 million euros per year (4.3 million if we consider the projection without illegal fishing). The majority of this income goes, for the moment, to the parallel market.

### 3.5.2 Policy recommendations

To provide policy recommendations for the case study, we here strongly rely on the rational choice theory (RCT). RCT provides a simple and structured framework for understanding the causes that lead to IUU fishing and more globally to criminal behaviour



(Cornish and Clarke, 1987; Clarke et al., 2001; Cornish and Clarke, 2013; Petrossian, 2015; Wong and Lemieux, 2021; Weekers et al., 2021). RCT postulates that IUU fishers are decision-makers maximizing benefits while minimizing risks. Thus we consider the decision to fish illegally is influenced by three main factors in our case study : (i) the risk of being arrested ; (ii) the accessibility of the resource ; and (iii) the ability to resell the illegal catch and access the consumer market (Petrossian, 2015).

The first factor (i) relates to the risk of being arrested at sea or when reselling in the port and the risk of condemnation. This risk is influenced by institutional elements such as an insufficient level of control (Le Gallic and Cox, 2006). In French Guiana, this lack of control is linked to a lack of human and financial capacity. Moreover, public controls are not without risk, given the value of swim bladders, often described as ‘aquatic cocaine’ (Margulies et al., 2019). Adapting the type of controls can also help to deter illegal activities. In particular, increasing the number of checks in the mangrove during the day could contribute to a reduction of illegal fishing as illegal fishers spend the day hidden in the mangrove to retrieve their nets at night when there is less risk of checks. Controls in the mangrove require time, i.e. human resources from the FAG. Despite the strong will of the FAG to limit illegal fishing, the human resources made available for this purpose are not enough in the face of the magnitude of this phenomenon (Folliot et al., 2022). Controls also require material, i.e. smaller boats in sufficient quantity. Material and human resources require financial resources.

The second factor (ii) relates to the accessibility of the resource. In that respect, the fishing pressure on the EEZ of Brazil and Suriname and French Guiana is very different : in Brazil, there are 30 fishers per kilometer of coastline, in Suriname 60 and only 1 in French Guiana (Cambon et al., 2021). As there are very strong links between French Guiana, Suriname and Brazil, with several communities living on the borders (Polidori and Noucher, 2020), it’s easy to move from one EEZ to another. In that perspective, international fishery governance and cooperation that accounts for all fishery stakeholders of the Guiana Shield (Venezuela, Brazil, Guyana, Suriname, and French Guiana) must be pursued. It should be noted that illegal vessels are often also illegal in their own countries (Chao et al., 2021), which further complicates the management of the fisheries and makes the traceability of the products (notably swim bladders) even more challenging (Helyar et al., 2014). In particular, the granting of licenses to some illegal Brazilian and Surinamese fishers, with a percentage catch condition for landing in French Guiana, could ease the management of the stocks, the ecosystem and the fisheries<sup>12</sup>. Indeed, our results show the extent of illegal fishing, thus issuing licenses to a small proportion of IUU fleets would

---

12. During interviews lead in the state of Amapá (Brazil, border state), Brazilian fishers complained about illegal French Guianese fishers in this state. They proposed an agreement between Brazilian and French governments to release fishing in this transboundary region (Jimenez et al., 2019).

reduce the uncertainty related to the level of catches and allow a better management. The granting of licenses could also increase cooperation in deterring IUU activities between the different states of the Guiana Shield. Fishing licenses have already been issued in French Guiana for Venezuelan snapper fishers, with the condition that they must land in French Guiana (Tagliarolo, 2020). These landings from the Venezuelan fleet provide several jobs in plants in French Guiana. Based on this precedent, the granting of licenses for currently illegal fishers could increase activity and economic value in French Guiana and contribute to the development of the swim bladder sector in French Guiana.

The factor (iii) induced by the RCT to understand IUU fishing relates to the consumer market of swim bladders. Swim bladder trade in the world is expanding because of the growing demand (de Mitcheson et al., 2019; Ben-Hasan et al., 2021) mainly from Asia. Our work, in particular subsection 3.4.3 and Figure 3.7 (right), exhibits the economic benefits that could be gained by developing the legal trade of swim bladder for export. Indeed, as swim bladders are exported dried and require processing, the fishers must go through an intermediary so that the bladders can be dried and exported to Asia. For the moment, by sake of simplicity and lack of others options, fishers choose the illegal reselling sector to sell a large part of fresh swim bladders. Of interest in that perspective is the establishment of a reselling market for fresh swim bladders in the legal sector<sup>13</sup>. We argue that a reduction of the intermediaries between the final consumers of swim bladders and the French Guianese fishers would increase the benefits going directly to the fishers. Thus the market for swim bladders would directly benefit the entire fishing sector in French Guiana, as explained in (Barone et al., 2017) for Brazil.

### 3.5.3 The benefits of MICEs

We here focus on the methodological contribution of our modeling model developed in section 3.3.1. The model used for the projections and the quantitative analysis is in line with Model of Intermediate Complexity for Ecosystem Assessment (MICE). MICEs are advocated by many scientists for implementing EBFM (Cissé et al., 2013; Plagányi et al., 2014; Doyen et al., 2017; Gomes et al., 2021). Our model belongs to the class of MICEs in the sense that it accounts for ecological-economic complexities but limits these complexities by focusing only on the minimal components and interactions necessary to address a research problem. Here the research question relates to IUU fishing while complexities are both ecological, with the three fished stocks and a joint resource dynamics, and anthropo-

---

13. We can notice a steady increase in applications for approval to export swim bladders. In 2017, two companies were approved in French Guiana and several applications are currently being processed. The sector is gradually being built up to encourage the sale of these bladders through the legal distribution channel, with the efforts of several organisations such as the DAAF (Direction of Food, Agriculture and Forestry), the Maritime Affairs and the Regional Fisheries Committee of French Guiana.

genic, with multiple and non selective fleets including IUU fishing. Of interest for EBFM is that MICE answers to more specific questions than global ecosystem models such as Ecopath with Ecosim (Christensen et al., 2005) or Atlantis (Fulton et al., 2011). In that sense, MICE allows to highlight tactical management decision as short-term initiatives (Plagányi et al., 2014). In that regard, the two projections derived from the model, with or without IUU fishing, provides important insights over short and medium time horizon about IUU fishing.

### 3.6 Conclusion and perspectives

Our paper deals with the role played by illegal fishing on the sustainability of the small-scale fisheries. The study focuses on the IUU fishing in the Guianas mainly related to swim bladder trade. The analysis draws on a multi-species, resource-based and multi-fleet dynamic model integrating illegal fishing through an additional theoretical ‘fleet’. The model is calibrated using data of the coastal fishery in French Guiana. From the calibrated model, two contrasted fishing projections, one with and the other without IUU harvesting, are compared in bio-economic terms through scores of biomass, catch and estimated landed value. We derive policy recommendations. Our work relies on several theoretical frameworks including the ecosystem approach and bio-economics regarding the modelling part, as well as the RCT (Cornish and Clarke, 1987; Clarke et al., 2001; Cornish and Clarke, 2013) for the policy recommendations.

The original contribution of our paper is threefold. Our work first contributes to the EBFM for small-scale fisheries by integrating IUU fishing into a multi-species and multi-fleet dynamics. Such model is in line with models of intermediate complexity for ecosystem assessment (MICE, Plagányi et al. (2014)). Secondly, our paper advances the assessment and understanding of the bio-economic impacts of illegal fishing on the coastal fishery of French Guiana. In particular, our results identify the benefits that could accrue to the fishery in French Guiana if illegal fishing were to be eliminated. Such findings shed new lights on previous bio-economic models, scenarios and findings for the sustainable management of the small-scale fishery in French Guiana (Cissé et al., 2015; Gomes et al., 2021; Cuilleret et al., 2022). Such contribution is crucial in terms of decision support since IUU fishing impedes the effective fishery management as it increases uncertainties about stock estimates (Sumaila et al., 2006; Cisneros-Montemayor et al., 2013; Petrossian, 2019). Finally, from the RCT, our work puts forward the interest of developing the legal trade of swim bladder for export to Asia (Hong Kong, China) to mitigate or prevent illegal fishing and derive bio-economic potential benefits for the fishery sector (Petrossian, 2015). More specifically, we suggest to support a solid distribution network for swim bladders to

improve the ability for the fisher to sell fresh swim bladder on the legal market.

However, at this stage, several challenges for the improvement of the current work are worth to be mentioned. The study of illegal fishing is, by its very nature, done with a high degree of uncertainty. In particular, the use of a stronger database, especially concerning the precise military control effort and aerial observations would allow for a more accurate estimation of illegal fishing. The use of stochastic approaches to capture uncertainties is another perspective. Moreover, landing prices are assumed to be constant in the model and, in the case of swim bladders, not depending on the size and quality. For the moment, illegal retailers buy swim bladders in big bags, without differentiation of the quality at the landing area. It would be relevant to integrate a differentiation of price according to size and quality and to have a dynamic of prices through a consumer-demand compartment. It would also be informative to conduct a cost-benefit analysis integrating the cost of enforcement of illegal fishing (Pascoe et al., 2008), as so far we do not have sufficient data to carry out such study. As said before in subsection 3.3.4, the ecological model could be also improved in several ways. In particular, it would be relevant to increase the number of fish species and refine the resource dynamics. Moreover, as the key role of climate warming on the sustainability of tropical small-scale fisheries has been demonstrated (Cheung and Sumaila, 2008; Diop et al., 2018; Gomes et al., 2021), integrating the climate into the model should bring key insights, in particular when long-term projections and scenarios are considered.

More globally, adopting more normative approaches and management strategies such as optimal or viable strategies (Ferrier et al., 2016; Kok et al., 2017; Doyen et al., 2019) instead of predictive or exploratory scenarios as in the current paper with the NI strategy, would constitute an important step-forward of the work to sustainably manage marine biodiversity, ecosystems and small-scale fisheries.

## 3.7 Acknowledgments

This work was supported by the following research projects : COVPATH (funded by the Belmont Forum, ANR-21-SDG1-0008-03), ENTROPIC (CNRS 80PRIME) and SEASIDE (ANR MRSEI). The support from the University of Bordeaux and IFREMER is also gratefully acknowledged.

## Bibliographie

- Agnew, D. J., Pearce, J., Pramod, G., Peatman, T., Watson, R., Beddington, J. R., and Pitcher, T. J. (2009). Estimating the worldwide extent of illegal fishing. *PloS one*, 4(2) :e4570.
- André, V. (2018). Rapport final : Pêcheries actives pour la limitation des interactions et des captures accidentelles, rapport technique crpmem guyane et wwf. convention feamp.
- Badjeck, M.-C., Allison, E. H., Halls, A. S., and Dulvy, N. K. (2010). Impacts of climate variability and change on fishery-based livelihoods. *Marine Policy*, 34(3) :375–383.
- Barone, R. S. o. C., Lorenz, E. K., Sonoda, D. Y., and Cyrino, J. E. P. (2017). Fish and fishery products trade in Brazil, 2005 to 2015 : A review of available data and trends. *Scientia Agricola*, 74 :417 – 424.
- Beddington, J. R., Agnew, D. J., and Clark, C. W. (2007). Current problems in the management of marine fisheries. *Science*, 316(5832) :1713–1716.
- Ben-Hasan, A., de Mitcheson, Y. S., Cisneros-Mata, M. A., Jimenez, É. A., Daliri, M., Cisneros-Montemayor, A. M., Nair, R. J., Thankappan, S. A., Walters, C. J., and Christensen, V. (2021). China’s fish maw demand and its implications for fisheries in source countries. *Marine Policy*, 132 :104696.
- Béné, C. and Doyen, L. (2008). Contribution values of biodiversity to ecosystem performances : A viability perspective. *Ecological Economics*, 68(1) :14–23.
- Béné, C., Macfadyen, G., and Allison, E. H. (2007). *Increasing the contribution of small-scale fisheries to poverty alleviation and food security*. Number 481. Food & Agriculture Org.
- Bøhn, T., Amundsen, P.-A., and Sparrow, A. (2008). Competitive exclusion after invasion? *Biological Invasions*, 10(3) :359–368.
- Botsford, L. W., Castilla, J. C., and Peterson, C. H. (1997). The management of fisheries and marine ecosystems. *Science*, 277(5325) :509–515.
- Brock, W. and Xepapadeas, A. (2002). Optimal ecosystem management when species compete for limiting resources. *Journal of Environmental Economics and Management*, 44(2) :189–220.
- Cambon, C., Conway-Mouret, H., Le nay, J., Perrin, C., and Yung, R. (2021). N° 295 sénat session ordinaire de 2020-2021 rapport d’information fait au nom de la commission des

- affaires étrangères, de la défense et des forces armées (1) sur la mission de la commission effectuée en guyane en décembre 2020,. *Sénat*, (295).
- Cerf, R. (1998). Asymptotic convergence of genetic algorithms. *Advances in Applied Probability*, 30(2) :521–550.
- Chao, L., Nalovic, M., and Williams, J. (2021). *Cynoscion acoupa*. the iucn red list of threatened species 2021.
- Cheung, W. W. and Sumaila, U. R. (2008). Trade-offs between conservation and socio-economic objectives in managing a tropical marine ecosystem. *Ecological economics*, 66(1) :193–210.
- Christensen, V., Walters, C. J., Pauly, D., et al. (2005). *Ecopath with ecosim : a user's guide*. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, 154.
- Cinner, J. and McClanahan, T. (2006). Socioeconomic factors that lead to overfishing in small-scale coral reef fisheries of papua new guinea. *Environmental Conservation*, 33(1) :73–80.
- Cisneros-Mata, M., True, C., Enriquez-Paredes, L., Sadovy, Y., and Liu, M. (2021). *Tooba macdonaldi*. the iucn red list of threatened species 2021.
- Cisneros-Montemayor, A. M., Cisneros-Mata, M. A., Harper, S., and Pauly, D. (2013). Extent and implications of iuu catch in mexico's marine fisheries. *Marine Policy*, 39 :283–288.
- Cissé, A., Gourguet, S., Doyen, L., Blanchard, F., and Péreau, J.-C. (2013). A bio-economic model for the ecosystem-based management of the coastal fishery in french guiana. *Environment and Development Economics*, 18(3) :245–269.
- Cissé, A., Doyen, L., Blanchard, F., Béné, C., and Péreau, J.-C. (2015). Ecoviability for small-scale fisheries in the context of food security constraints. *Ecological Economics*, 119 :39 – 52.
- Clarke, R. V., Cornish, D. B., et al. (2001). Rational choice. *Explaining criminals and crime : Essays in contemporary criminological theory*, pages 23–42.
- Coll, M., Libralato, S., Tudela, S., Palomera, I., and Pranovi, F. (2008). Ecosystem overfishing in the ocean. *PLoS one*, 3(12) :e3881.
- Constant, R., Okes, N., Burgener, M., and Louw, S. and Frank, M. (2020). *Maw trade : A rapid assessment of the trade in fish swim bladders from africa to hong kong sar*. TRAFFIC International, Cambridge, United Kingdom.

- Cornish, D. B. and Clarke, R. V. (1987). Understanding crime displacement : An application of rational choice theory. *Criminology vol. 25 iss. 4*, 25.
- Cornish, D. B. and Clarke, R. V. (2013). The rational choice perspective. In *Environmental Criminology and Crime Analysis*, pages 43–69. Willan.
- Cuilleret, M., Doyen, L., Gomes, H., and Blanchard, F. (2022). Resilience management for coastal fisheries facing with global changes and uncertainties. *Economic Analysis and Policy*, 74 :634–656.
- Daniels, A., Gutiérrez, M., Fanjul, G., Guereña, A., Matheson, I., and Watkins, K. (2016). London overseas development institute report : Western africa’s missing fish : The impact of illegal, unreported and unregulated fishing and under-reporting catches by foreign fleets.
- de Mitcheson, Y. S., Andersson, A. A., Hofford, A., Law, C. S., Hau, L. C., and Pauly, D. (2018). Out of control means off the menu : The case for ceasing consumption of luxury products from highly vulnerable species when international trade cannot be adequately controlled ; shark fin as a case study. *Marine Policy*, 98 :115–120.
- de Mitcheson, Y. S., To, A. W.-l., Wong, N. W., Kwan, H. Y., and Bud, W. S. (2019). Emerging from the murk : threats, challenges and opportunities for the global swim bladder trade. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 29(4) :809–835.
- DeLara, M. and Doyen, L. (2008). *Sustainable management of natural resources : mathematical models and methods*. Springer Science & Business Media.
- Diop, B., Sanz, N., Duplan, Y. J. J., Blanchard, F., Pereau, J.-C., Doyen, L., et al. (2018). Maximum economic yield fishery management in the face of global warming. *Ecological Economics*, 154 :52–61.
- Doyen, L., Armstrong, C., Baumgärtner, S., Béné, C., Blanchard, F., Cisse, A. A., Cooper, R., Dutra, L., Eide, A., Freitas, D., et al. (2019). From no whinge scenarios to viability tree. *Ecological Economics*, 163 :183–188.
- Doyen, L., Béné, C., Bertignac, M., Blanchard, F., Cissé, A. A., Dichmont, C., Gourguet, S., Guyader, O., Hardy, P.-Y., Jennings, S., et al. (2017). Ecoviability for ecosystem-based fisheries management. *Fish And Fisheries*, 18(6) :1056–1072.
- Dyck, A. J. and Sumaila, U. R. (2010). Economic impact of ocean fish populations in the global fishery. *Journal of Bioeconomics*, 12(3) :227–243.

- FAO (2020a). Fao. 2020. the state of world fisheries and aquaculture 2020. sustainability in action. rome.
- FAO, R. (2020b). Fao yearbook : Fishery and aquaculture statistics, 2018.
- Ferrier, S., Ninan, K., Leadley, P., Alkemade, R., Acosta, L., Akçakaya, H., Brotons, L., Cheung, W., Christensen, V., Harhash, K., et al. (2016). The methodological assessment report on scenarios and models of biodiversity and ecosystem services. *Secretariat of the Intergovernmental Platform for Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany.*
- Folliot, P., Petrus, A., and Phinera-Horth, M.-I. (2022). N° 546 sénat session ordinaire de 2021-2022 enregistré à la présidence du sénat le 24 février 2022 rapport d'information fait au nom de la délégation sénatoriale aux outre-mer (1) sur les outre-mer au cœur de la stratégie maritime nationale. *Sénat*, (546).
- Fulton, E. A., Smith, A. D., Smith, D. C., and van Putten, I. E. (2011). Human behaviour : the key source of uncertainty in fisheries management. *Fish and Fisheries*, 12(1) :2–17.
- Galligan, S. B. P. (2021). Fisheries extractivism and the right to subsistence : Conflicting governance models and the legal structures that enact them. *Marine Policy*, 133 :104729.
- Gomes, H., Kersulec, C., Doyen, L., Blanchard, F., Cisse, A. A., and Sanz, N. (2021). The major roles of climate warming and ecological competition in the small-scale coastal fishery in french guiana. *Environmental Modeling & Assessment*, pages 1–21.
- Gough, C. L., Dewar, K. M., Godley, B. J., Zafindranosy, E., and Broderick, A. C. (2020). Evidence of overfishing in small-scale fisheries in madagascar. *Frontiers in Marine Science*, 7 :317.
- Halpern, B. S., Frazier, M., Potapenko, J., Casey, K. S., Koenig, K., Longo, C., Lowndes, J. S., Rockwood, R. C., Selig, E. R., Selkoe, K. A., et al. (2015). Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. *Nature communications*, 6(1) :1–7.
- Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J. F., Casey, K. S., Ebert, C., Fox, H. E., et al. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319(5865) :948–952.
- Hardy, P.-Y., Béné, C., Doyen, L., and Schwarz, A.-M. (2013). Food security versus environment conservation : A case study of solomon islands' small-scale fisheries. *Environmental Development*, 8 :38–56.



- Helyar, S. J., Lloyd, H. a. D., de Bruyn, M., Leake, J., Bennett, N., and Carvalho, G. R. (2014). Fish product mislabelling : Failings of traceability in the production chain and implications for illegal, unreported and unregulated (iuu) fishing. *PLoS One*, 9(6) :e98691.
- IEDOM (2017). Guyane 2017 : Rapport annuel économique de l'iedom (institut d'émission des départements d'outre-mer).
- IEDOM (2020). Guyane 2020 : Rapport annuel économique de l'iedom (institut d'émission des départements d'outre-mer).
- Ifremer-SIH (2019). Activité des navires de pêche quartier maritime cayenne 2018.
- Ifremer-SIH (2020). Activité des navires de pêche quartier maritime cayenne 2019.
- Jackson, J. B., Kirby, M. X., Berger, W. H., Bjorndal, K. A., Botsford, L. W., Bourque, B. J., Bradbury, R. H., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J. A., et al. (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, 293(5530) :629–637.
- Jacquet, J. and Pauly, D. (2008). Funding priorities : big barriers to small-scale fisheries. *Conservation Biology*, 22(4) :832–835.
- Jaiteh, V. F., Loneragan, N. R., and Warren, C. (2017). The end of shark finning ? impacts of declining catches and fin demand on coastal community livelihoods. *Marine Policy*, 82 :224–233.
- Jimenez, É. A., Barboza, R. S. L., Amaral, M. T., and Frédou, F. L. (2019). Understanding changes to fish stock abundance and associated conflicts : Perceptions of small-scale fishers from the amazon coast of brazil. *Ocean & Coastal Management*, 182 :104954.
- Kok, M. T., Kok, K., Peterson, G. D., Hill, R., Agard, J., and Carpenter, S. R. (2017). Biodiversity and ecosystem services require ipbes to take novel approach to scenarios. *Sustainability Science*, 12(1) :177–181.
- Le Gallic, B. and Cox, A. (2006). An economic analysis of illegal, unreported and unregulated (iuu) fishing : Key drivers and possible solutions. *Marine Policy*, 30(6) :689–695.
- Levrel, A. (2012). Estimation de la pêche illégale étrangère en guyane française. *RBE/BIODIVHAL 2012-05 Unité biodiversité*.
- Liddick, D. (2014). The dimensions of a transnational crime problem : The case of iuu fishing. *Trends in organized crime*, 17(4) :290–312.

- Link, J. S., Thébaud, O., Smith, D. C., Smith, A. D., Schmidt, J., Rice, J., Poos, J. J., Pita, C., Lipton, D., Kraan, M., Frusher, S., Doyen, L., Cudennec, A., Criddle, K., and Baily, D. (2017). Keeping humans in the ecosystem. *ICES Journal of Marine Science*, 74(7) :1947–1956.
- Mardle, S., Pascoe, S., and Tamiz, M. (2000). An investigation of genetic algorithms for the optimization of multi-objective fisheries bioeconomic models. *International Transactions in Operational Research*, 7(1) :33–49.
- Margulies, J. D., Wong, R. W., and Duffy, R. (2019). The imaginary ‘asian super consumer’ : A critique of demand reduction campaigns for the illegal wildlife trade. *Geoforum*, 107 :216–219.
- McClanahan, T., Allison, E. H., and Cinner, J. E. (2015). Managing fisheries for human and food security. *Fish and Fisheries*, 16(1) :78–103.
- Nahuelhual, L., Saavedra, G., Mellado, M. A., Vergara, X. V., and Vallejos, T. (2020). A social-ecological trap perspective to explain the emergence and persistence of illegal fishing in small-scale fisheries. *Maritime Studies*, 19(1) :105–117.
- Pascoe, S., Okey, T. A., and Griffiths, S. (2008). Economic and ecosystem impacts of illegal, unregulated and unreported (iuu) fishing in northern australia. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 52(4) :433–452.
- Petrossian, G. A. (2015). Preventing illegal, unreported and unregulated (iuu) fishing : A situational approach. *Biological Conservation*, 189 :39–48.
- Petrossian, G. A. (2019). *The Last Fish Swimming : The Global Crime of Illegal Fishing*. ABC-CLIO.
- Plagányi, É. E., Punt, A. E., Hillary, R., Morello, E. B., Thébaud, O., Hutton, T., Pillans, R. D., Thorson, J. T., Fulton, E. A., Smith, A. D., et al. (2014). Multispecies fisheries management and conservation : tactical applications using models of intermediate complexity. *Fish and Fisheries*, 15(1) :1–22.
- Polidori, L. and Noucher, M. (2020). *Atlas critique de la Guyane*. Cnrs.
- Pramod, G., Pitcher, T. J., Pearce, J., and Agnew, D. (2008). Sources of information supporting estimates of unreported fishery catches (iuu) for 59 countries and the high seas. *University of British Columbia Fisheries Centre research reports*, 16(4).
- Pulvenis, J.-F. (2016). Fisheries and aquaculture topics :the state of world fisheries and aquaculture (SOFIA) in :FAO fisheries and aquaculture department [online].

- Smith, A., Fulton, E., Hobday, A., Smith, D., and Shoulder, P. (2007). Scientific tools to support the practical implementation of ecosystem-based fisheries management. *ICES Journal of Marine Science*, 64(4) :633–639.
- Srinivasan, U. T., Cheung, W. W., Watson, R., and Sumaila, U. R. (2010). Food security implications of global marine catch losses due to overfishing. *Journal of Bioeconomics*, 12(3) :183–200.
- Sumaila, U., Zeller, D., Hood, L., Palomares, M., Li, Y., and Pauly, D. (2020). Illicit trade in marine fish catch and its effects on ecosystems and people worldwide. *Science Advances*, 6(9) :eaaz3801.
- Sumaila, U. R., Alder, J., and Keith, H. (2006). Global scope and economics of illegal fishing. *Marine Policy*, 30(6) :696–703.
- Sunderlin, W. D. (1994). Resource decline and adaptation through time : Fishers in san miguel bay, philippines, 1980–1993. *Ocean & Coastal Management*, 25(3) :217–232.
- Tagliarolo, M. (2020). Evaluation du stock de vivaneau rouge en guyane française. *Ifremer*.
- Taylor, B. L., Rojas-Bracho, L., Moore, J., Jaramillo-Legorreta, A., Ver Hoef, J. M., Cardenas-Hinojosa, G., Nieto-Garcia, E., Barlow, J., Gerrodette, T., Tregenza, N., et al. (2017). Extinction is imminent for mexico’s endemic porpoise unless fishery bycatch is eliminated. *Conservation Letters*, 10(5) :588–595.
- Temple, A. J., Skerritt, D. J., Howarth, P. E., Pearce, J., and Mangi, S. C. (2022). Illegal, unregulated and unreported fishing impacts : A systematic review of evidence and proposed future agenda. *Marine Policy*, 139 :105033.
- Tilman, D. (2020). *Resource Competition and Community Structure. (MPB-17), Volume 17*. Princeton University Press.
- Tilman, D. and Sterner, R. W. (1984). Invasions of equilibria : tests of resource competition using two species of algae. *Oecologia*, 61(2) :197–200.
- Ton, C., Magraoui, A., Blanchard, F., Baulier, L., Andre, H., Grigoletto, F., and Mansuy, E. (2016). Structure et dynamique de la biodiversité halieutique dans les eaux guyanaises-projet study-rapport final.
- Tuuli, C. D., de Mitcheson, Y. S., and Wai-Chuen, N. (2016). Molecular identification of croaker dried swim bladders (maw) on sale in hong kong using 16s rna nucleotide sequences and implications for conservation. *Fisheries Research*, 174 :260–269.

- Vince, J. (2007). Policy responses to iuu fishing in northern australian waters. *Ocean & Coastal Management*, 50(8) :683–698.
- Weekers, D., Petrossian, G., and Thiault, L. (2021). Illegal fishing and compliance management in marine protected areas : a situational approach. *Crime Science*, 10(1) :1–14.
- Weiss, J., Demanèche, S., and Guyader, O. (2018). Méthodologie de collecte de données et d'estimation des efforts et débarquements des pêcheries côtières. Technical report, Rapport SIH-Ifremer.
- Wen, J., Zeng, L., Sun, Y., Chen, D., Xu, Y., Luo, P., Zhao, Z., Yu, Z., and Fan, S. (2015). Authentication and traceability of fish maw products from the market using dna sequencing. *Food Control*, 55 :185–189.
- Wong, R. W. and Lemieux, A. (2021). Poaching of domestic protected species in china : using legal cases to understand the poaching of wild boars. *Deviant Behavior*, 42(6) :792–806.
- Worm, B., Hilborn, R., Baum, J. K., Branch, T. A., Collie, J. S., Costello, C., Fogarty, M. J., Fulton, E. A., Hutchings, J. A., Jennings, S., et al. (2009). Rebuilding global fisheries. *Science*, 325(5940) :578–585.

### 3.8 Appendix

#### 3.8.1 Calibration by fleet and by species

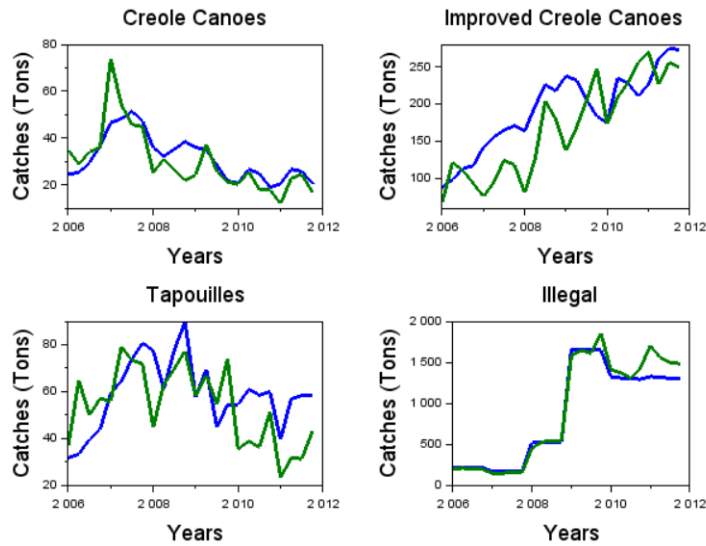


FIGURE 3.8 – Comparison by fleet for the Acoupa Weakfish, the blue line represents calibration and the green line represents the historical data

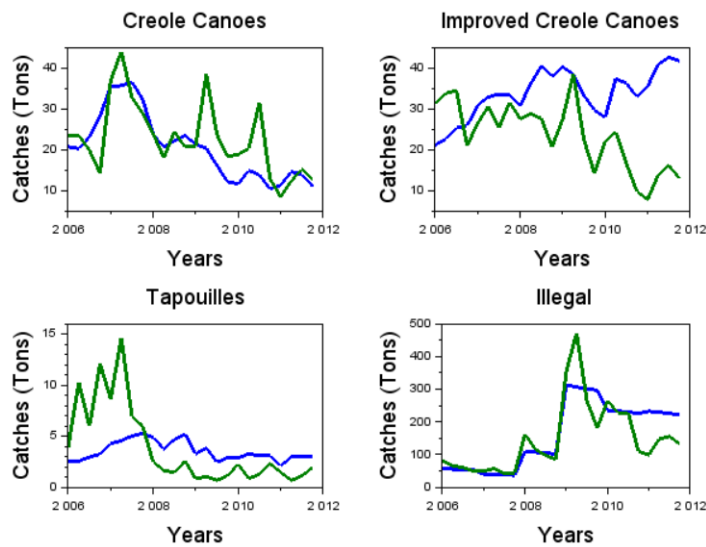


FIGURE 3.9 – Comparison by fleet for the Crucifix Sea Catfish, the blue line represents calibration and the green line represents the historical data

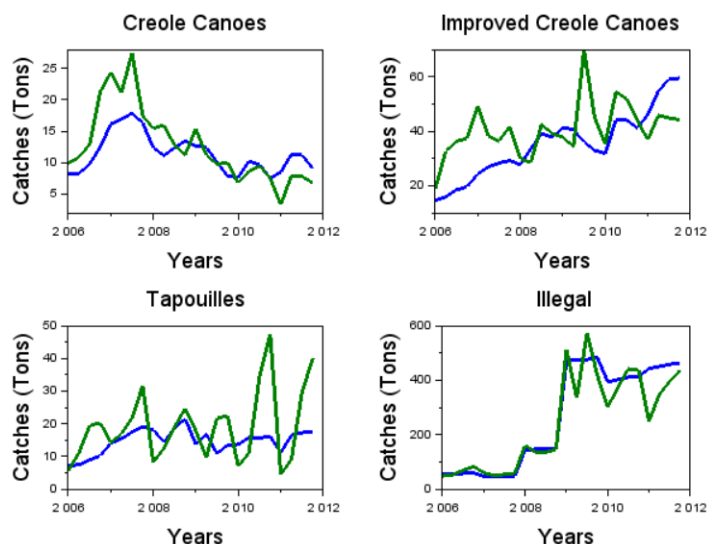


FIGURE 3.10 – Comparison by fleet for the green weakfish, the blue line represents calibration and the green line represents the historical data

### 3.8.2 Estimated Parameters

TABLE 3.3 – Details on Estimated Parameters

Calibrated Parameters	Acoupa Weakfish	Green Weakfish	Crucifix sea Catfish	Resource
$s_i * 10^6$	2.4	7.6	7.0	
$q_iCC * 10^6$	1.5	0.3	0.4	
$q_iCCA * 10^6$	3.6	0.4	0.3	
$q_iT * 10^6$	7.1	1.0	0.2	
$q_iIllegal * 10^6$	6.7	1.1	0.7	
$m_i * 10$	0.9	1.4	1.6	
$g_i * 10$	1.4	0.5	0.5	
$x_i(2006)$	21594	34695	59212	300 611
$I(t)$	$min(I(t)) = 204615.48$		$max(I(t)) = 711804.03$	
$e_{IUU}(t)$	$min(e_{illegal}(t)) = 696.13$		$max(e_{IUU}(t)) = 6850.2$	

### 3.8.3 Sensitivity analysis One-factor-at-a-time (OAT) on calibration results

A sensitivity analysis is carried out over the calibration period from 2006 to 2011, varying all the parameters of the same group simultaneously. We compare the relative

change between the average aggregate catches obtained with the new parameter value and the average aggregate catches obtained during the calibration (Figure 3.11), we also compare the relative change between the average biomass obtained with the new parameter value and the biomass obtained during the calibration (Figure 3.12). As the variation of the results is small, we can conclude that the model is stable.

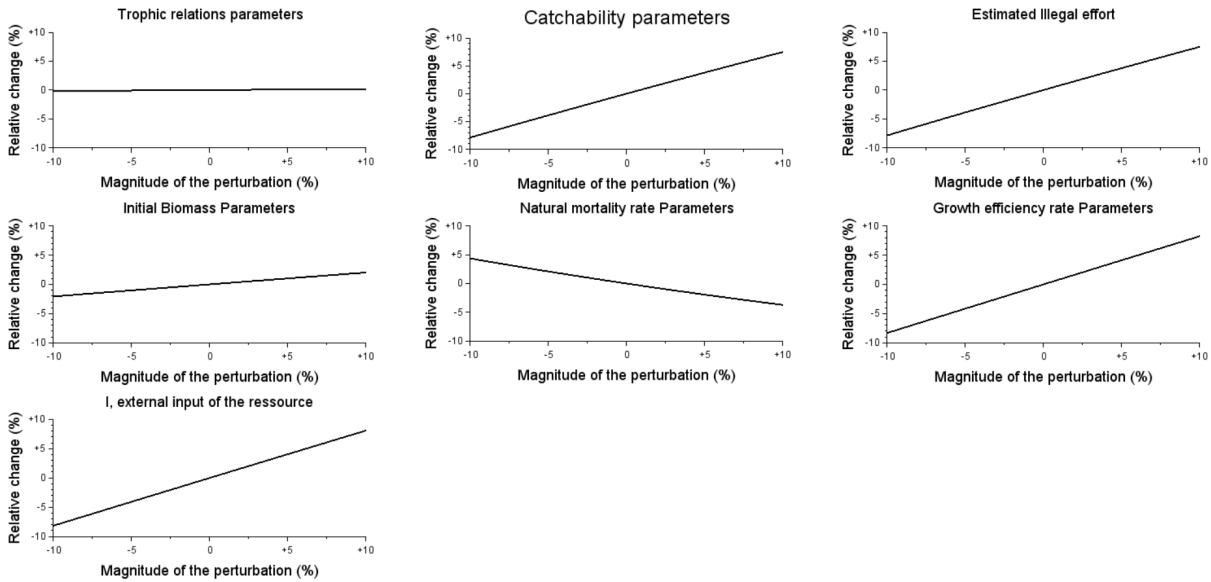


FIGURE 3.11 – Relative change in average catch per quarter  $\bar{H}$ , with variations in input parameters by 1% increments from -10% to +10%.

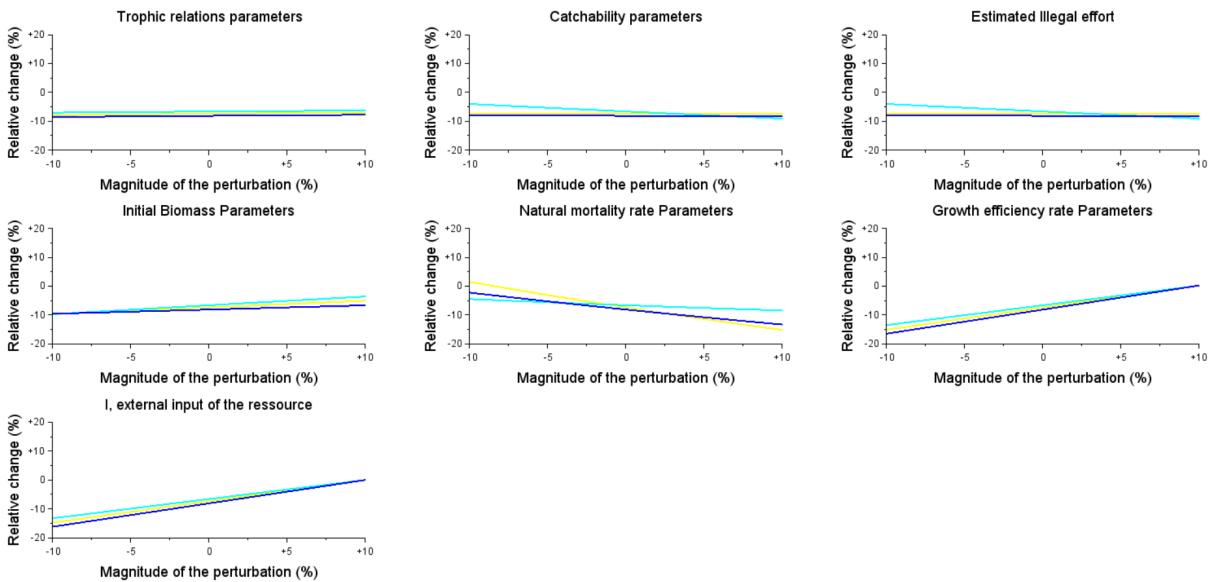


FIGURE 3.12 – Relative change in average Biomass per quarter, with variations in input parameters by 1% increments from -10% to +10%.

The yellow line represents the magnitude of the change for the average Crucifix Sea Catfish biomass after a perturbation. The dark blue line represents the magnitude of the change for the average Green Weakfish biomass after a perturbation. The light blue represents the magnitude of the change for the average Acoupa Weakfish biomass after a perturbation.

### 3.8.4 Prediction with historical effort for CC, CCA, T and trend effort for illegal

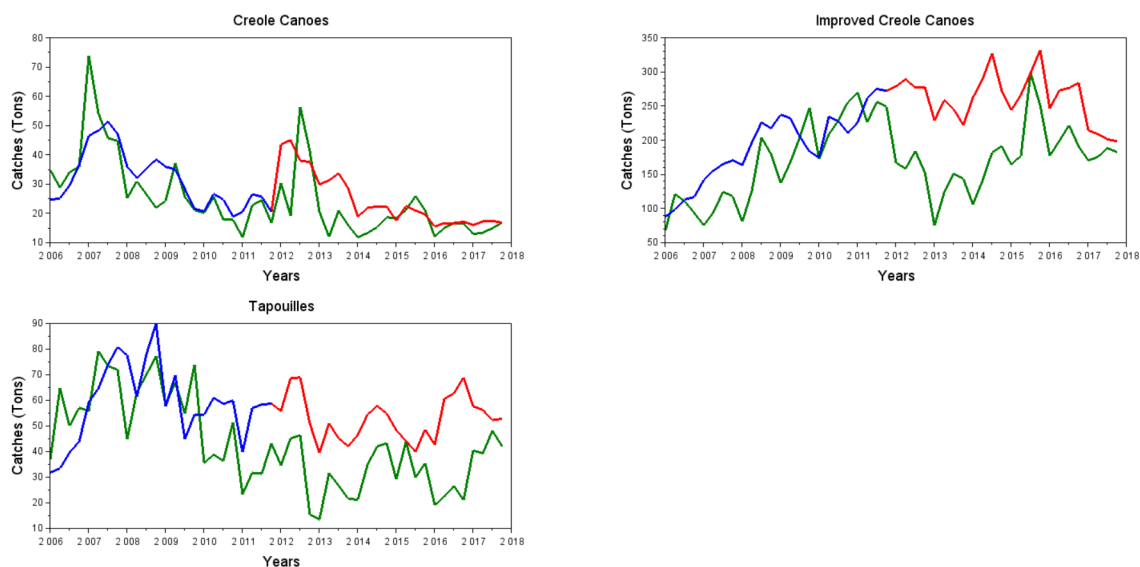


FIGURE 3.13 – Comparison by fleet for the Acoupa Weakfish from 2006 to 2017 (48 quarters). The blue line represents calibration. The green line represents the historical data. The red line represents simulated trajectory with historical effort.



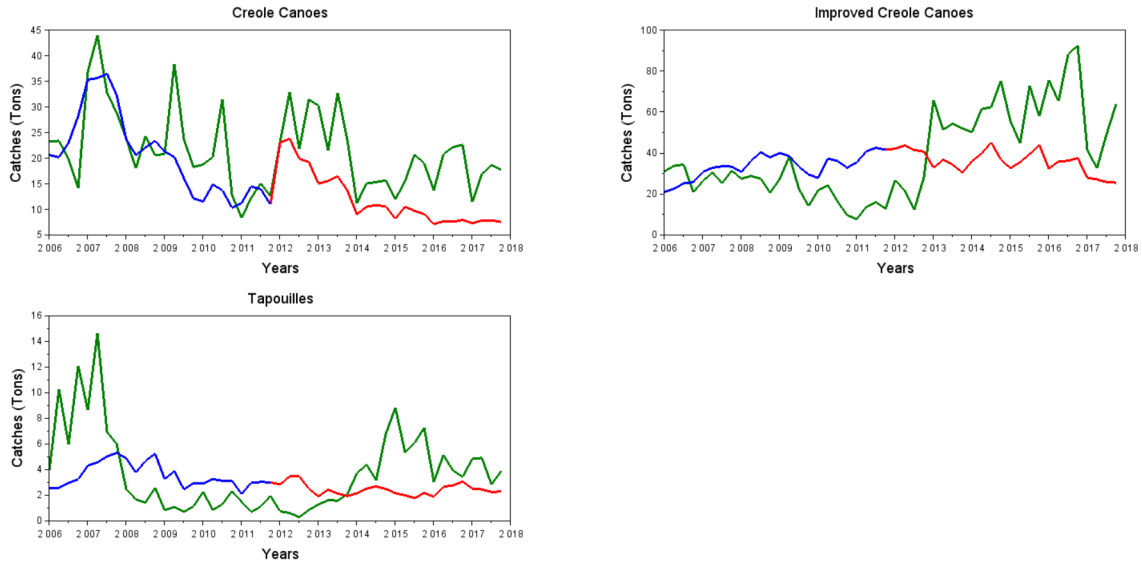


FIGURE 3.14 – Comparison by fleet for the Crucifix Sea Catfish from 2006 to 2017 (48 quarters). The blue line represents calibration. The green line represents the historical data. The red line represents simulated trajectory with historical effort.

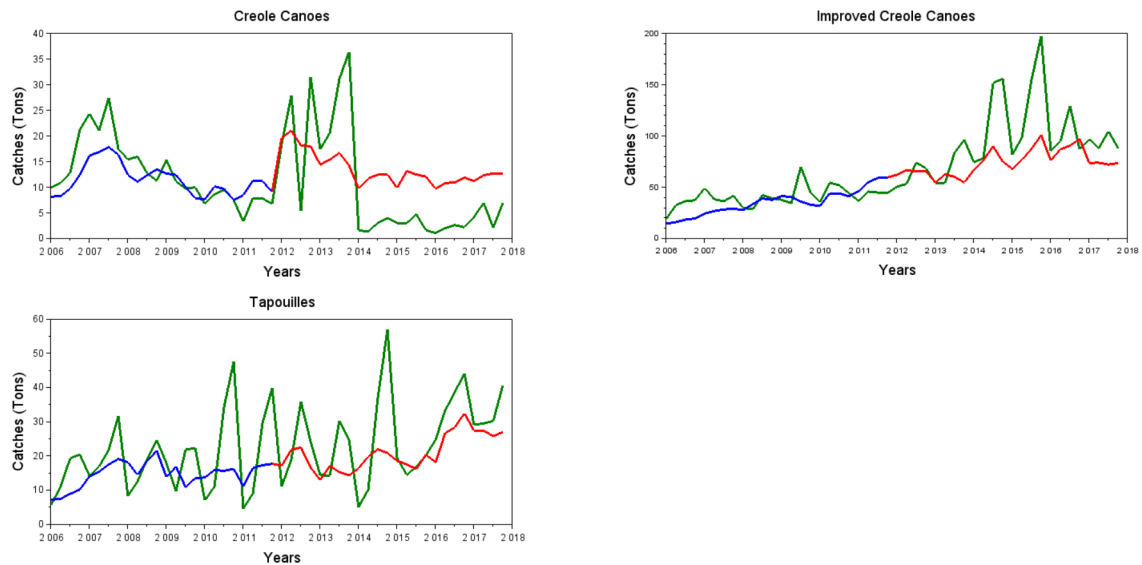


FIGURE 3.15 – Comparison by fleet for the Green Weakfish from 2006 to 2017 (48 quarters). The blue line represents calibration. The green line represents the historical data. The red line represents simulated trajectory with historical effort.

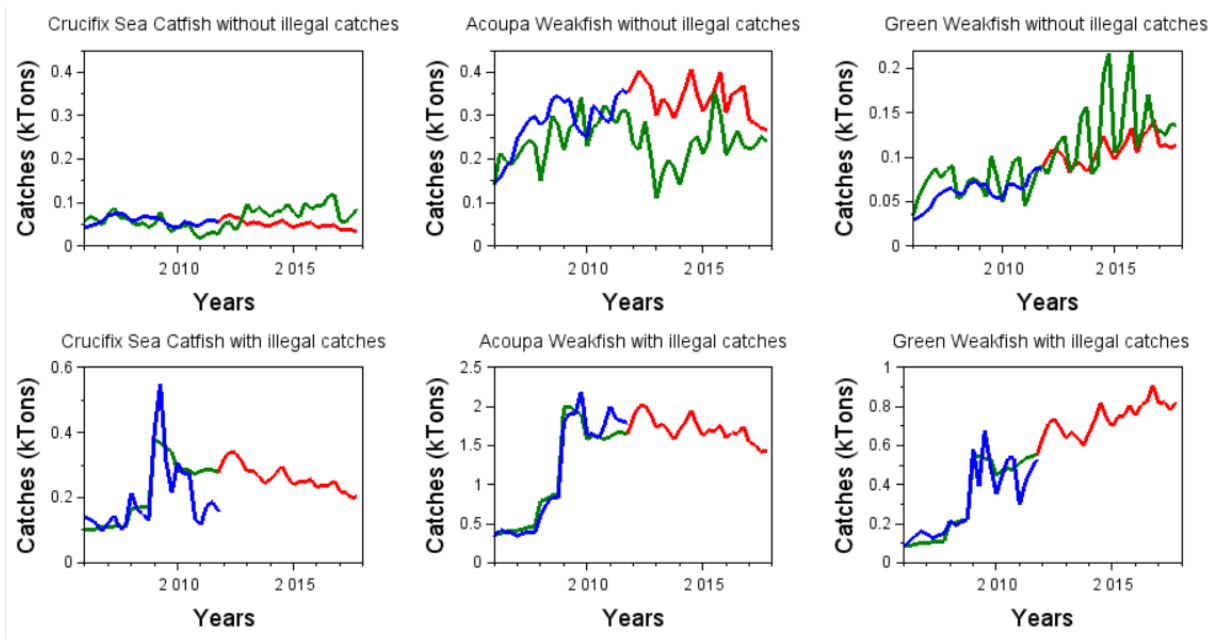


FIGURE 3.16 – Comparison by species from 2006 to 2017 (48 quarters)

### 3.8.5 Maritime law enforcement

$H_{IUU}^{data}$  is derived from (Levrel, 2012).

TABLE 3.4 – Data gives by AEM (Action Etat en Mer, Maritime law enforcement)

Year	$\hat{H}_{IUU}^{seized}$ in tons	$H_{IUU}^{data}$ in tons	Checked Boats	Seized net in kilometers
2006		1300		
2007		1000		42.8
2008	33	3100		68.5
2009	60.8	9800		49.1
2010		7900		89.8
2011	24.2	8200		47.25
2012	51.62		112	76.5
2013	69.5		107	143.7
2014	47.18			127.9
2015	86			156
2016	109.743		138	276
2017	127.996		148	259
2018	85.734 (including 848kg of swim bladders)		158	216
2019	80.649 (including 1073kg of swim bladders)		173	255





## Chapitre 4

# From fork to fish : The role of consumer preferences on the sustainability of fisheries

*Article soumis au :*

*« Journal of Environmental Economics and Management »*

## From fork to fish : The role of consumer preferences on the sustainability of fisheries

Coralie Kersulec<sup>a</sup>, Luc Doyen<sup>b</sup>, Abdoul Ahad Cissé<sup>c</sup>

<sup>a</sup> *BSE, UMR CNRS 6060, Université de Bordeaux, 33608 Pessac, France*

<sup>b</sup> *CEEM UMR CNRS 5211 INRAE Université de Montpellier, 2 place Pierre Viala 34060 Montpellier, France*

<sup>c</sup> *Université de Guyane, USR 3456, LEEISA (CNRS, Université de Guyane, Ifremer), 275 route de Montabo, 97300 Cayenne, Guyane Française, France*

### **Abstract**

The increasing consumption of seafood products raises concerns over the sustainability of marine ecosystems. We examine the role of consumer preferences on seafood demand and consequently on the sustainability of fisheries. Our analysis relies on a bio-economic model combining a demand derived from a CES utility depending on different fish species, a mixed fishery supply based on the Schaefer production function, a market equilibrium and a multispecies resource-based dynamics. Using both a steady-state approach and bio-economic viability goals, we identify analytical conditions on consumer preferences making it possible to balance biodiversity conservation with viable profits. We derive policy recommendations in terms of eco-labels for the sustainability of fisheries and the underlying seafood system. We exemplify the analytical results with the coastal fishery in French Guiana.

**Keywords** : Biodiversity ; Multi-species fishery ; Sustainability ; Ecolabel ; CES utility function ; Consumer preferences ; Food systems ; Viability goals ; Bioeconomics.

## 4.1 Introduction

Fisheries are facing many pressures endangering their sustainability, like climate change, pollution and overfishing (Halpern et al., 2008; Badjeck et al., 2010; Srinivasan et al., 2010; Halpern et al., 2015; Cooley et al., 2022). The livelihoods, nutrition and food security of billions of people depend on the sustainability of these fisheries (Béné et al., 2007; Jacquet and Pauly, 2008; Lancker et al., 2019; Loring et al., 2019; Fao, 2020). In that regard, there is an antagonism between the worldwide growing demand for fish and the need to sustainably manage fisheries in a way that protects ecosystems, but also promotes social and environmental justice (Brunner et al., 2009; Costello et al., 2020). In that context, our article investigates how to foster the sustainability of fisheries through a demand approach and consumer preferences.

Our work relates to the Sustainable Development Goals<sup>1</sup> (SDGs) 12 and 14 which promote “Sustainable consumption and production” and “conserve and sustainably use marine resources for sustainable development”, respectively. Indeed, unsustainable consumption leads to a strong degradation of ecosystems (Myers and Worm, 2003; Pauly and Maclean, 2003; Brunner et al., 2009). According to the Food and Agricultural Organization (FAO), it is becoming increasingly urgent to implement a worldwide dietary transition (Fischer and Garnett, 2016; Tilman and Clark, 2014). For a sustainable diet, the FAO recommends consuming small quantities of seafood products, which should come from certified fisheries (Fischer and Garnett, 2016). Although reducing the consumption of animal products in favour of plant-based products is a key for sustainability (Van Dooren et al., 2014; Sabate and Soret, 2014; Aleksandrowicz et al., 2016), fish has a role to play for health and food security at a local but also global level (Van Dooren et al., 2014; Béné et al., 2015). In particular, in small-scale fishing communities, fish is most of the time the only source of protein (Loring et al., 2019). As a transition strategy, fish can be used as a meat replacement in high-meat eating countries, because it causes less ecological pressure than meat (Van Dooren et al., 2018; De Boer et al., 2020).

Consumer choices, and in particular that of a more sustainable consumption, are based on a wide variety of motivations, ranging from social responsibility to specific individual needs (Oken et al., 2012; Pilgrimiené et al., 2020). Vermeir and Verbeke (2006) shows that more sustainable and ethical food consumption can be stimulated by increasing the involvement of the consumer, i.e. by making him aware that his personal values correspond to more sustainable criteria. Values play an important role in the purchase decision (Holbrook et al., 1999; Sánchez-Fernández and Iniesta-Bonillo, 2006; Gallarza et al., 2011). The PCE (Perceived Consumer Effectiveness) is also an important element : it describes

---

1. [Sustainable development goals](#) : List of the 17 Sustainable Development Goals by 2030, adopted by all United Nations Member States (193 countries) in 2015.



the fact that the consumer is convinced that his individual efforts can contribute to solving the problem (Ellen et al., 1991; Roberts, 1996; Verbeke et al., 2007). Interesting in this perspective is that consumers, worldwide, are more and more aware of the necessity of environmental protection<sup>2</sup>. Consumer consumption and purchase of the product studied in this article, fish, depend on a variety of parameters, ranging of course from price and taste qualities (such as flavour, odour and appearance), but also perceived health benefits (or risks, like pollution), childhood habits, ease of preparation, as well as availability of the product. Other qualities can influence the act of purchase, such as the method of production (wild or farmed) and preservation (fresh, frozen, canned, smoked), the country of origin, the marketing around a product and the presence or absence of a label (Brécard et al., 2009; Carlucci et al., 2015).

In that context, ecolabels (Salladarré et al., 2010; Jonell et al., 2016; Giacomarra et al., 2021) can play a major role in increasing the awareness of consumers regarding sustainability issues. Indeed, labels allow for a better differentiation of products and thus encourage consumers to buy products that lead to a better sustainability of food systems, for instance by distinguishing between labelled and non-labelled products (Roheim and Zhang, 2018). Since their introduction in the late 1990s, fishery sustainability certification have become a major ingredient of marine conservation strategies. Many of these programs emerged largely from increased concerns within civil society that current stock management and policies have failed in ensuring the sustainability of fisheries (Sainsbury, 2010). The key function of these programs is to differentiate fisheries through a set of standards relating to stock status, management practices, and ecosystem impacts. Multi-tier labels (Nadar and Ertürk, 2021) are an alternative which provide a ranking in terms of environmental impact and sustainability.

The specific objectives of this article is to contribute to sustainable seafood systems by investigating and quantifying the effect of demand through consumer preferences on the bioeconomic performances of multi-species fisheries. By bio-economic performances, we mean both biodiversity, profitability and consumer utility scores. Here, we assume that consumer preferences can be modified by a regulating agency through eco-labels and in particular through multi-tier ranking. To quantify the bio-economic effects of consumer preferences, we draw on a model articulating a demand derived from a CES (constant elasticity of substitution) utility depending on different fish species, a mixed fishery supply based on the Schaeffer producer function, a market equilibrium and a multispecies resource-based dynamics. We assume that both consumers and fishers are myopic and

---

2. Indeed, sustainable consumption is preferred to other products by more than 70% of consumers, and about 50% of consumers in China are willing to pay 10% more for sustainable products than for classic products (this phenomenon is amplified with millennials) (Wan et al., 2018; Zhang and Wang, 2021)

rational in the sense that they optimize at each period their utility or profit, respectively. Combining a steady-state approach and bio-economic viability objectives (Béné et al., 2001; Doyen and Martinet, 2012; Schuhbauer and Sumaila, 2016; Oubraham and Zaccour, 2018) for the regulating agency, we exhibit mathematical conditions on consumer preferences making it possible to balance biodiversity conservation with viable catches, profits and consumer utility. Consequently, we suggest policy recommendations based on ecol-labels for the sustainability of fisheries and the seafood systems.

The analytical findings are illustrated on the coastal fishery in French Guiana, which constitutes an interesting and challenging case study in terms of sustainability and seafood system, as it relies on a very rich tropical marine biodiversity, artisanal and non selective fishing activities, while the fishing production is consumed only locally (Cissé et al., 2015).

The paper is organized as follows : Section 4.2 introduces the bio-economic model ; Section 4.3 details the analytical results on sustainable preferences and the potential role of eco-label in this context ; in Section 4.4, as an example, we apply our model and results to the case study of small-scale fishery in French Guiana. Section 4.5 offers a conclusion and perspectives.

## 4.2 Bio-economic model

Our analysis relies on a model combining a demand derived from a CES utility depending on different fish species, a fishery supply based on the Schaeffer producer function, a market equilibrium and a multispecies resource-based dynamics.

### 4.2.1 Demand

We first focus on the demand side. We assume that the utility of consumers depends on several fish species  $i = 1, \dots, n$ . Here, we used the Constant Elasticity Substitution (CES) utility function type to capture consumer demand (Sato, 1975; Béné and Doyen, 2008; Quaas and Requate, 2013; Stoeven, 2014; Quaas et al., 2020) :

$$U(Q(t), a) = \left( \sum_{i=1}^n a_i Q_i(t)^\sigma \right)^{\frac{1}{\sigma}}. \quad (4.1)$$

In formulation (4.1) above,  $Q_i(t)$  stands for the quantity of species  $i$  at time  $t$  while parameters  $a_i \geq 0$  refers to consumer preferences. The higher  $a_i$  is, the higher the consumer appreciates this product. What we consider here as consumer preferences are a set of beliefs that lead to a certain consumption behavior. These preferences can therefore be modified

if an external factor changes the beliefs linked to the preferences. The constant elasticity of substitution,  $\sigma > 0$ , represents to what extent the consumer is ready to replace the quantity of one consumed species by another. When  $\sigma < 1$ , the products are weakly substitutable, while at the opposite,  $\sigma > 1$  means that the products are substitutable. The higher  $\sigma$  is, the more substitutable the products are.

Consumers are here assumed to be myopic and rational. More specifically, they are supposed to maximize, with respect to quantities  $Q_i(t)$ , the difference at each period of time  $t$  between their utility arising from  $Q_i(t)$  minus their costs of buying  $Q_i(t)$  which depend on price  $p(t) = (p_1(t), \dots, p_n(t))$  as follows :

$$\max_{Q_1(t), \dots, Q_n(t)} U(Q_1(t), \dots, Q_n(t), a) - \sum_i p_i(t) Q_i(t). \quad (4.2)$$

Applying first order optimality conditions, we obtain the relation :

$$p_i(t) = \frac{\partial U}{\partial Q_i} (Q_i^*(t), a) = \left( \sum_{j=1}^n a_j Q_j^*(t)^\sigma \right)^{\frac{1}{\sigma}-1} a_i Q_i^*(t)^{\sigma-1}, \quad (4.3)$$

where  $Q_i^*(t)$  refers to the optimal quantity of species  $i$  at time  $t$ . Equation (4.3) relates to a multispecies inverse demand function as the price emerges as a function of quantities of the different species. The use of this inverse demand allows for an endogenisation of fish prices with respect to consumer preferences  $a_i$  and quantities  $Q_i(t)$ . In other words, we obtain dynamic prices (Barten and Bettendorf, 1989; Eales et al., 1997; Holt and Bishop, 2002). From the inverse demand formulation (4.3), we can also derive an explicit formulation for the preference parameters  $a_i$  with respect to  $Q$  and  $p$  as proved in Appendix 4.7.3. Such a formula is used for the calibration of current preferences in the example and Section 4.4 with the equation (4.33).

## 4.2.2 Supply and market equilibrium

We now focus on the supply side. For sake of simplicity, we consider that there is only one type of fleet which harvests the different consumed species. We first assume the production is based on Schaefer production functions. Thus, catches of species  $i$  reads :

$$H_i(t) = q_i e(t) x_i(t), \quad (4.4)$$

where  $e(t)$  is the fishing effort (typically days at sea or number of boats) at time  $t$ ,  $x_i(t)$  is the state (biomass, abundance, ...) of species  $i$  at time  $t$ , while parameter  $q_i$  corresponds to the catchability of species  $i$  by the fleet. Profit is defined as the difference between the

incomes induced by fishing and cost of operating :

$$\pi(t) = \sum_i p_i(t)H_i(t) - C(e(t)), \quad (4.5)$$

where  $p_i(t)$  is again the price of species  $i$  while  $C$  is the cost function of the fishing effort. We here assumed that the cost function is quadratic as in Clark (2006); Péreau et al. (2012); Pizarro and Schwartz (2018) :

$$C(e) = c_0 + c_1e + \frac{c_2}{2}e^2. \quad (4.6)$$

Above,  $c_0$  stands for the fixed cost while  $c_1$  are cost parameters that can relate to fuel or ice consumption for operating. Quadratic cost  $c_2$  can be related to risk aversion (Tromeur et al., 2021)<sup>3</sup>.

We now integrate the inverse demand function (4.3) into the profit (4.5). We assume a situation of pure competition (Arrow and Debreu, 1954), which implies several conditions in the model. In particular, we consider that the demand for each good depends on the price of the good and that supply and demand coincide on the market. In other words, we assume that the prices  $p_i(t)$  fulfill the market clearing condition namely :

$$H_i(t) = Q_i^*(t), \quad (4.7)$$

where demand  $Q_i^*(t)$  is characterized above in (4.3). We deduce that

$$p_i(t)H_i(t) = p_i(t)Q_i^*(t) \quad (4.8)$$

$$= \left( \sum_{j=1}^n a_j Q_j^*(t)^\sigma \right)^{\frac{1}{\sigma}-1} a_i Q_i^*(t)^\sigma \quad (4.9)$$

$$= \left( \sum_{j=1}^n a_j (q_j e(t) x_j(t))^\sigma \right)^{\frac{1}{\sigma}-1} a_i (q_i e(t) x_i(t))^\sigma \quad (4.10)$$

$$= e(t) \left( \sum_{j=1}^n a_j (q_j x_j(t))^\sigma \right)^{\frac{1}{\sigma}-1} a_i (q_i x_i(t))^\sigma \quad (4.11)$$

---

3. Assuming for instance that the costs of energy  $c_1$  are stochastic and that the expected value of a quadratic utility is considered for the profit in the following sense

$$\mathbb{E}(U(\pi)) = \mathbb{E}(\pi) - a \text{Var}(\pi) = p\bar{H} - \bar{c}_1 e - a\sigma_1^2 e^2$$

where  $a$  is a proxy for risk aversion while  $\bar{c}_1$  and  $\sigma_1$  are the mean and standard deviation of linear costs  $c_1$  respectively.

Therefore, we obtain the following formulation for the profit

$$\pi(x(t), e(t)) = e(t) \left( \sum_{j=1}^n a_j (q_j x_j(t))^\sigma \right)^{\frac{1}{\sigma}-1} \sum_{i=1}^n a_i (q_i x_i(t))^\sigma - C(e(t)) \quad (4.12)$$

$$= e(t) \left( \sum_{j=1}^n a_j (q_j x_j(t))^\sigma \right)^{\frac{1}{\sigma}} - C(e(t)) \quad (4.13)$$

$$= e(t) U \left( Cpue(x(t)), a \right) - C(e(t)) \quad (4.14)$$

where the vector of captures by unit of effort  $Cpue(x(t))$  is defined by

$$Cpue_i(x(t)) = q_i x_i(t). \quad (4.15)$$

Now we consider that, in the fishery, fishers are price-taker, myopic and rational (Péreau et al., 2012). Myopic means that fishers act without considering the consequences of their actions on the future. Thus, the agents optimize their individual profit as follows :

$$\max_{e(t) \geq 0} \pi(x(t), e(t)). \quad (4.16)$$

Applying again first order optimality conditions on profit formulation (4.14) and assuming for now that the optimal effort  $e^*(t)$  is positive, we can explicitly determine the optimal effort :

$$e^*(t) = \frac{U \left( Cpue(x(t)), a \right) - c_1}{c_2}. \quad (4.17)$$

We observe that this optimal effort  $e^*(t)$  captures all the bio-economic ingredients, as it depends on both consumer features through  $a$  and  $\sigma$  and supply features through cost parameters  $c_1, c_2$  along with catchability  $q_i$  and fished stocks underlying  $Cpue$ . As expected, it decreases with unit cost of effort  $c_1$  as well as risk aversion proxy  $c_2$ . As we focus on the role of consumer preferences  $a$ , we hereafter denote the optimal effort by

$$e^*(x, a) = \frac{U \left( Cpue(x), a \right) - c_1}{c_2}. \quad (4.18)$$

### 4.2.3 Multispecies resource-based dynamics

Here, we rely on resource-based dynamics for the different species in line with Tilman (2020); Tilman and Sterner (1984); Brock and Xepapadeas (2002); Bøhn et al. (2008). We thus assume that the  $n$  fish species compete for the consumption of a common resource

denoted by  $y(t)$ . We consider a discrete time version as in De Lara and Doyen (2008); Béné and Doyen (2008); Gomes et al. (2021). Thus, for every species  $i$ , the state  $x_i(t+1)$  at time  $t+1$  depends on the state  $x_i(t)$ , the state of the resource  $y(t)$ , and optimal fishing effort  $e^*(t)$  (defined in (4.17)) as follows :

$$x_i(t+1) = x_i(t) \left( 1 - m_i + g_i y(t) - q_i e^*(t) \right). \quad (4.19)$$

In the dynamics (4.19),  $m_i$  stands for the natural mortality rate of the stock  $i$  while  $g_i$  is the resource-based per capita growth of species  $i$ . As in the Tilman model of mechanistic resource-based species competition, the dynamics of the state  $y(t)$  of the resource depends on the consumption of the different fish species through the relation :

$$y(t+1) = y(t) \left( 1 - \sum_{i=1}^N s_i x_i(t) \right) + I \quad (4.20)$$

where  $I$  is the external input (source) for this resource and  $s_i$  the consumption rate of the predator  $i$  on the resource. As an alternative to the classical theory of Lotka–Volterra about species competition, Tilman introduced this approach based on a mechanistic resource-based model of competition between species, where the growth of species is restricted by resource availability. A major interest of the resource-based model lies in an exclusion principle. This principle states that, in presence of a multi-species competition for a common resource, the species with the lowest resource requirement in equilibrium will displace all other species after a certain time period. This resource-based species competition has been taken into account for the bio-economic management of an ecosystem in Brock and Xepapadeas (2002); De Lara and Doyen (2008); Béné and Doyen (2008); Cuilleret et al. (2022).

#### 4.2.4 Sustainability goals

Hereafter, we examine to what extent some consumer preferences  $a$  could relax the exclusion principle underpinning the resource-based dynamics and entail more sustainability for biodiversity, catches and profits. By sustainability, we here mean that the optimal effort is positive first.

$$e^*(x, a) = \frac{U(Cpue(x), a) - c_1}{c_2} \geq 0. \quad (4.21)$$

Of interest is that such effort positivity requirement entails positivity of both optimal catches through equation (4.4) as well as profit. This occurs because such a effort constraint

implies a positive gross or quasi-rent (revenue minus variable cost)<sup>4</sup>.

By sustainability, we also require the biodiversity is large enough in the sense of species richness

$$Bio(x) \geq 2, \tag{4.22}$$

where species richness of the ecosystem state  $x$  is defined by  $Bio(x) = \sum_{i=1}^n \mathbb{1}_{\mathbb{R}_*^+}(x_i)$  where  $\mathbb{1}_{\mathbb{R}_*^+}(\cdot)$  is the characteristic (boolean) function of non negative reals  $\mathbb{R}^+$ . In constraint (4.22), the biodiversity requirement may seem not stringent, but in the case of a resource-based dynamic, this turns out to be very demanding, because the exclusion principle leads to a species richness equal to 1 and, in that sense, to no biodiversity.

To address the compatibility of the bio-economic constraints (4.21), (4.22) with the dynamics (4.19) and (4.20) of the ecosystem, we rely on the mathematical concept of viability kernel (Aubin, 1991; Béné et al., 2001; De Lara and Doyen, 2008; Oubraham and Zaccour, 2018) :

$$\mathbb{V}iab(a) = \{(x_1(0), \dots, x_n(0), y(0)) \mid (4.19), (4.20), (4.21), (4.22) \text{ hold true for any time } t \geq 0\} \tag{4.23}$$

Hereafter, we aim at identifying consumer preferences  $a$  so that  $\mathbb{V}iab(a)$  is non-empty.

## 4.3 Analytical results

### 4.3.1 Sustainable consumer preferences

Our main analytical result exhibits below conditions for consumer preferences  $a_i$  balancing biodiversity and economic viability throughout time in the sense of the viability kernel (4.23). At this stage, we need to introduce key values  $y^*$  and  $e^*$  as follows :

$$\begin{cases} y^* = \min_{i,j} \frac{m_i * q_j - m_j * q_i}{g_i * q_j - g_j * q_i} = \frac{m_i * q_j - m_j * q_i}{g_i * q_j - g_j * q_i} \\ e^* = \frac{g_i * y^* - m_i *}{q_i *} \end{cases} \tag{4.24}$$

We then obtain conditions for the non-emptiness of the viability kernel.

**Proposition 1** *Assume that parameters  $(q, m, g)$  are such that  $y^*$  and  $e^*$  are strictly positive. Then there exists consumer preferences  $a^*$  such that  $\mathbb{V}iab(a^*) \neq \emptyset$ . Sufficient*

---

4. As the optimum of a quadratic function, quasi-rent indeed simplifies to

$$\pi^* + c_0 = \frac{c_2}{2}(e^*)^2$$

bio-economic conditions for sustainable consumer preferences  $a^* = (a_1^*, a_2^*, \dots, a_n^*)$  are :

$$a_{i^*}^* q_{i^*}^\sigma + a_{j^*}^* q_{j^*}^\sigma = \left( \frac{y^*(s_{i^*} + s_{j^*})(c_2 e^* + c_1)}{I} \right)^\sigma. \quad (4.25)$$

In particular, in that case, the state  $(X^*, y^*)$  such

$$X_{i^*}^* = X_{j^*}^* = \frac{I}{y^*(s_{i^*} + s_{j^*})}, \quad X_i^* = 0 \quad \forall i \neq i^*, j^* \quad (4.26)$$

satisfies  $(X^*, y^*) \in \text{Viab}(a^*)$ .

The Proof of Proposition 1 is detailed in Section 4.7.1 of the Appendix. This proposition provides conditions for consumer preferences  $a_i$  promoting the sustainability of the fishery since it favors biodiversity with at least two viable species while also sustaining the profitability, activity and production of the fishery. The equality between two species states  $X_{i^*}^* = X_{j^*}^*$  underlying the proposition can be relaxed as in the Proposition 2 below. However, such equality is of interest in terms of biodiversity metrics as it also guarantees a score of 2 for the Simpson index<sup>5</sup> which is another key indicator of biodiversity assessing the evenness among the different species.

We can also go further and delineate consumer preferences sustainable in the sense of Proposition 1, whenever we assume that the sum of preferences  $a_i$  is equal to 1 as in Quaas et al. (2020). At this stage; it is convenient to introduce the notation

$$x^* = \frac{I}{y^*(s_{i^*} + s_{j^*})}. \quad (4.28)$$

We then obtain an explicit formula for sustainable preferences.

**Corollary 1** *Assume conditions of Proposition 1 on parameters  $(q, m, g)$ . If the sum of  $a_i$  is equal to 1, sustainable consumer preferences are characterized by the following explicit formula :*

$$\begin{cases} a_{i^*}^* &= 1 - a_{j^*}^* \\ a_{j^*}^* &= \frac{(c_2 e^* + c_1)^\sigma - q_{i^*}^\sigma (x^*)^\sigma}{(x^*)^\sigma (q_{j^*}^\sigma - q_{i^*}^\sigma)} \\ a_i^* &= 0, \quad \forall i \neq i^*, j^* \end{cases} \quad (4.29)$$

---

5. The Simpson index is defined by

$$\text{Simpson}(x) = \left( \sum_j^n \left( \frac{x_j}{\sum_l x_l} \right)^2 \right)^{-1}. \quad (4.27)$$

It is optimal and equals  $n$  in the case of equi-distribution  $x_1 = x_2 = \dots = x_n$ .



The Proof of Corollary 1 is detailed in Section 4.7.1.1 of the Appendix. We now expand Proposition 1 by relaxing the equality between the two key species  $i^*, j^*$  underlying the stock value  $x^*$  and by providing a sufficient condition for other viable states and consumer preferences.

**Proposition 2** *Assume conditions of Proposition 1 on parameters  $(q, m, g)$ . The viability kernel  $\mathbb{Viab}(a^*)$  includes states  $(X^*, y^*)$  such that*

$$\begin{cases} a_{i^*}^*(q_{i^*} X_{i^*}^*)^\sigma + a_{j^*}^*(q_{j^*} X_{j^*}^*)^\sigma = (c_2 e^* + c_1)^\sigma, \\ s_{i^*} X_{i^*}^* + s_{j^*} X_{j^*}^* = \frac{I}{y^*}, \\ X_{i^*}^* > 0, X_{j^*}^* > 0, X_i^* = 0 \forall i \neq i^*, j^*. \end{cases} \quad (4.30)$$

The Proof of Proposition 2 is detailed in Section 4.7.2 of the Appendix. The system of two equations (4.30) underlying the proposition constitutes an alternative<sup>6</sup> to condition (4.25) regarding the identification of sustainable preferences  $a^*$  and equilibrium states  $X_{i^*}^*$  and  $X_{j^*}^*$ .

### 4.3.2 Labeling policies for sustainable mixed fisheries

The previous analytical results, together with their application to the case study in the following section 4.4, show that consumer preferences  $a_i$  for the different species can be used to promote a bio-economic sustainability by preserving biodiversity, while maintaining the economic activity through fishing profitability. Such finding highlights that it is possible to regulate fishing activities and manage biodiversity by the consumer side through market-based mechanisms. At this stage, we can wonder to what extent regulating agencies can apply such results. Based on the results of section 4.3.1, the objective would consist in moving from current preferences denoted hereafter by  $a_i^{BAU}$  to sustainable preferences  $a_i^*$  defined in Proposition 1 or 2 or Corollary 1. Hereafter, for the sake of simplicity, we rely on the simplest condition on preferences (4.25) underpinning Proposition 1.

At this stage, we assume that the regulating agency targets sustainable preferences  $a_i^*$  in an inertial way, namely by limiting the changes in preferences of consumer with respect

---

6. A method to solve it would consist in considering  $X_{j^*}^* = \alpha X_{i^*}^*$  for various  $\alpha > 0$  which leads to

$$X_{i^*}^* = \frac{I}{y^*(s_{i^*} + \alpha s_{j^*})}.$$

Then the identification of relevant  $a^*$  would derive from a linear equation

$$a_{i^*}^*(q_{i^*})^\sigma + a_{j^*}^*(q_{j^*} \alpha)^\sigma = \left( \frac{c_2 e^* + c_1}{X_{i^*}^*} \right)^\sigma$$

which is similar to (4.25).

to the current situation  $a_i^{BAU}$ . Such a strategy reads :

$$\min_{a^* \text{ satisfying (4.25)}} \|a^* - a^{BAU}\|^2 = \sum_i (a_i^* - a_i^{BAU})^2, \quad (4.31)$$

where (4.25) refers to sustainability conditions for consumer preferences. The linear-quadratic problem (4.31) has an explicit unique solution<sup>7</sup> that is given by

$$\begin{cases} a_{i^*}^* &= a_{i^*}^{BAU} + q_{i^*}^\sigma (q_{i^*}^{2\sigma} + q_{j^*}^{2\sigma})^{-1} \lambda \\ a_{j^*}^* &= a_{j^*}^{BAU} + q_{j^*}^\sigma (q_{i^*}^{2\sigma} + q_{j^*}^{2\sigma})^{-1} \lambda \\ a_i^* &= a_i^{BAU} \end{cases} \quad \text{if } i \neq i^*, j^* \quad (4.32)$$

with  $\lambda = \left(\frac{c_2 e^* + c_1}{x^*}\right)^\sigma - q_{i^*}^\sigma a_{i^*}^{BAU} - q_{j^*}^\sigma a_{j^*}^{BAU}$ . When regulating the demand-side with a sustainability purpose, eco-labels are key instruments (Wessells et al., 1999; Mason, 2006). Eco-labels support a demand-based approach to manage environmental issues. These eco-labels would lessen information asymmetry (Ward and Phillips, 2008) between producers and consumers on the sustainability of the underlying fishery, value chain and food system. The decision-maker could here choose a multi-tier design (Nadar and Ertürk, 2021). This multi-tier label system has been used on various occasions, in particular to inform about the nutritional quality of a food, for example via the Nutri-Score, which has been successfully applied in several European countries (Julia et al., 2018; Szabo de Edelenyi et al., 2019), or to classify products according to their environmental impact, such as the [Planet-score label](#) or the [Eco-score label](#), both of which have been developed by the [ADEME](#). Multi-tier labels can provide a ranking of sustainability and therefore assess the bio-economic performances of the fishery. The aim is to encourage or discourage the consumption of some species. Here, one could figure out a 2-level colour scale depending on the comparison between  $a_i^{BAU}$  and  $a_i^*$  as follows :

- **Green (sustainable) label** :  $a_i^* > a_i^{BAU}$  ;
- **Red (at risk) label** :  $a_i^* < a_i^{BAU}$  ;

From optimal characterization (4.32), we can note that the sustainability tier and label strongly depend on the sign of the index  $\lambda$ . In particular, whenever  $\lambda > 0$ , both species  $i^*$  and  $j^*$  should be colored green. In contrast, whenever  $\lambda < 0$ , both species  $i^*$  and  $j^*$  should be colored red and considered at risk. Of interest is the fact that the sign of  $\lambda$  relies on the

---

7. We can use for instance the Lagrangian defined by

$$L(a, \mu) = (a_i^* - a_i^{BAU})^2 + \mu \left( \left( \frac{c_2 e^* + c_1}{x^*} \right)^\sigma - q_{i^*}^\sigma a_{i^*} - q_{j^*}^\sigma a_{j^*} \right),$$

to derive first order optimality conditions.

TABLE 4.1 – Parameters of the bioeconomic model for the case study in French Guiana.

Parameters	Unit	Species $i = 1$	Species $i = 2$	Species $i = 3$
		AW	GW	CsC
Interaction species - resource $s_i * 10^6$		2.5	7.6	7.0
Catchability $q_i * 10^6$		3.4	0.7	0.6
Natural mortality $m_i * 10$		0.9	1.4	1.6
Growth efficiency $g_i * 10$		5.5	1.15	5.5
Initial stock $x_i(t_0 = 2006)$	Tons	21 394	34 695	59 212
Initial catches $Q_i(t_0 = 2006)$	Tons	156	50	75
Initial Prices $p_i(t_0 = 2006)$	(€/Kilo)	3.4	1.9	1.6
Initial Resource $y(t_0)$	Tons	282 625		
Resource input $I$	Tons	318 931		
Utility elasticity $\sigma$		1.4		
Risk aversion proxy $c_2$		0.109		
Variable costs $c_1$	(€/Days <sub>f</sub> )	95		
Fixed costs $c_0$	(€/Quarter)	1640		

sustainability of the current consumer preferences  $a^{BAU}$  in the sense of equality (4.25).

Accounting for both the multi-species labelling, species interactions underlying the CES utility function in (4.3), the supply side and the market equilibrium, the combined effects of sustainability labels across the species prices can turn out complex. The example below illustrates such a complexity.

## 4.4 Example : the coastal fishery in French Guiana

To study the impact of consumer preferences on the sustainability of fisheries, we apply our bio-economic model and analytical results of Section 4.3 to the coastal fishery in French Guiana (South America) which has been already studied in Cissé et al. (2015); Gomes et al. (2021); Cuilleret et al. (2022). This small-scale fishery is a multi-species and multi-fleet fishery landing about 3000 tonnes of fish per year, worth € 9 million (US\$ 9.78 million). The fishery harvests approximately 30 species in a non-selective way. The fishery plays a key socio-economic role for the local population, both in terms of livelihoods and food security, since the fish production is consumed only locally. The management of the fishery is currently based on the regulation of fishing effort, through a system of fishing licenses.

### 4.4.1 Sustainable consumer preferences, labels and scenarios

We draw on models from Gomes et al. (2021); Cuilleret et al. (2022) and data given by [IFREMER Fisheries Information System](#) (SIH) on catches and fishing effort from 2006 to 2017, as well as on selling prices of each species, variable costs, fixed costs. We here focus on three species : Crucifix Sea Catfish (CsC, *Sciades proops*), Acoupa Weakfish (AW, *Cynoscion acoupa*) and Green Weakfish (GW, *Cynoscion virescens*). We also simplify the problem by aggregating the effort, catch and profit of the different fleets. Estimated parameters are detailed in Table 4.1.

To investigate the role of consumer preferences on the sustainability of this fishery, we contrast the trajectories of biomass, effort, catch, price and profit of three scenarios. The first scenario named ‘Business as usual’ (BAU, in black in Figures 4.1, 4.2 and 4.3) relies on current (estimated) consumer preferences  $a_i^{BAU}$ . The second scenario named sustainable (in blue) stems from Proposition 1 on sustainable preferences  $a_i^*$  along with the inertial strategy (4.32). A third intermediary scenario (in green) accounts for a progressive change of preferences between the BAU and sustainable preferences. Below we specified the mathematics and numerics underlying these three scenarios.

From the inverse demand formulation (4.3), we first derive an estimation for the current preference parameters  $a_i^{BAU}$ . We rely on mean prices<sup>8</sup>  $p_i(t_0)$  and catches  $Q_i(t_0)$  at year  $t_0 = 2006$  detailed in Table 4.1. As proved in Appendix 4.7.3, we can indeed write :

$$a_i^{BAU} = p_i(t_0)Q_i(t_0)^{1-\sigma} \left( \sum_{j=1}^n p_j(t_0)Q_j(t_0) \right)^{\sigma-1} \quad (4.33)$$

Table 4.2 displays the estimated values  $a_i^{BAU}$  for the three species AW, GW and CsC. The GW turns out to be the species which, in the BAU scenario, displaces the other species because of the exclusion principle, which leads to a species richness at equilibrium equal to 1. Regarding the computation of the optimal consumer preferences  $a_i^*$  underlying the second scenario (blue), we need to first determine the values  $y^*$ ,  $i^*$ ,  $j^*$ ,  $e^*$  and  $x^*$ . We obtain  $y^* = 337603$  tons,  $i^* = AW$ ,  $j^* = GW$ ,  $e^* = 1638$  fishing days at sea per quarter and  $x^* = 88966$  tons. Consequently, according to the equation (4.24) and the application of one of the two sustainable scenarios, AW and GW will remain present at equilibrium, warranting a species richness of at least 2. We also deduce the sustainable preferences  $a_i^*$  displayed in Table 4.2. Comparing  $a_i^*$  and  $a_i^{BAU}$ , we obtain red labels for AW and GW. The intervention of the public decision-maker on the CsC is neutral, it does not seek to influence consumer preferences, hence :  $a_i^* = a_i^{BAU}$ .

---

8. Such prices turn out to remain rather steady from this period as emphasized in Kersulec et al. (2021) from [IFREMER Fisheries Information System](#)

TABLE 4.2 – BAU consumer preferences  $a_i^{BAU}$  and the sustainable preferences  $a_i^*$ .

	Acoupa Weakfish	Green Weakfish	Crucifix sea Catfish
BAU scenario $a_i^{BAU}$	100755	88464	63645
Sustainable scenario $a_i^*$	5462	78503	63645
Sustainability Label color	Red	Red	

The third scenario assumes that changing consumer behavior takes time, as it is embedded in the consumer’s habits (Amel et al., 2017; White et al., 2019). To take into account a progressive transition in the consumer’s purchasing behavior towards a more sustainable consumption shape and therefore towards  $a_i^*$ , the ‘progressive sustainable’ scenario (green within the figures) relies on a constant change  $\Delta$  ( $\Delta < 0$  in the example) applied at each period  $t$  as follows :

$$a_i(t + 1) = a_i(t) + \Delta \text{ with } \Delta = \frac{(a_i^* - a_i^{BAU})}{(T - t_1)} \quad (4.34)$$

Here we have  $t_1$ , first quarter of 2018,  $T=2100$  and  $a_i(t_1) = a_i^{BAU}$ , so at the end of the scenario  $a_i(T) = a_i^*$ .

In Figures 4.1, 4.2 and 4.3, we compare the three scenarios and examine the ecological, economic and social effects of the reduction in consumer preferences underpinning  $a^*$  or  $a(t)$  and potentially induced by a policy of sustainability labeling.

#### 4.4.2 Ecological effects

The biomass trajectories of Figure 4.1 show, as expected, that the two scenarios related to sustainable preferences  $a^*$ , green or blue, promote the diversity of species in the ecosystem as compared to the BAU scenario. The viability of both the AW and CsC species is indeed at stake in the long run for BAU while only the CsC collapses for the two sustainable scenarios. The three scenarios mainly differ in terms of AW biomass. In particular, we can note that, on average over the projection period from 2018 to 2100, the state of the AW with the sustainable projection based on consumer preferences  $a^*$  in blue is 2.5 times higher than in the case of  $a_i^{BAU}$  and 1.22 times higher with the progressive sustainable scenario  $a(t)$  in green. By contrast, in every scenario, the CsC collapses and is extinct in, 2050. Such an outcome arises from the exclusion principle underlying the resource-based dynamics and the highest resource requirement of this species as compared

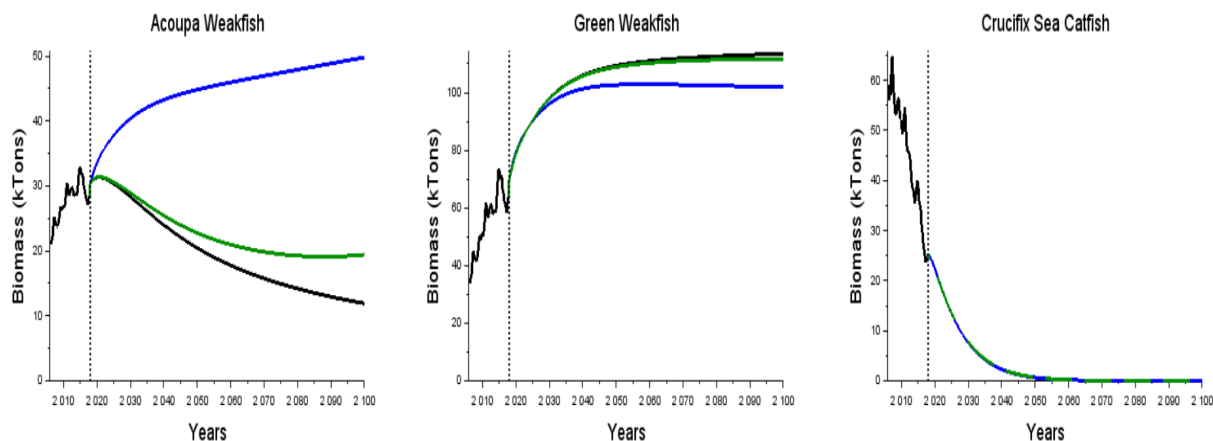


FIGURE 4.1 – Biomass trajectories  $x_i(t)$  for the three species AW, GW and CsC from 2006 to 2100 across three scenarios depending on consumer preferences  $a_i$ . The black curve represents the historical period (2006-2018) and from 2018, the projections of BAU scenario (based on consumer preference  $a^{BAU}$ ). The blue trajectories represents the stocks with the scenario based on sustainable preferences  $a^*$ . The green curve represents the species stocks for the progressive sustainable scenario  $a_i(t)$  as defined in equation (4.34). The black dotted line represents the beginning of the projected trajectories.

to the two others<sup>9</sup>. As regards the GW species, its biomass projections turn out slightly lower in the case of sustainable scenarios and in particular for the sustainable scenario  $a^*$ . More globally, the qualitative patterns of GW are opposite to those of AW. This is due again to the ecological competition (for the resource  $y$ ) between the species and the resource-based dynamics. Said differently, the increase of AW in the case of the sustainable scenario (blue) leads to a lower availability of the resource  $y(t)$  for the GW which alters its growth. Moreover, when the long run equilibrium is reached, after 2100, the two viable species are equally distributed, as captured by equation (4.26).

Our results are in line with the perspective of implementing a sustainable diet recommended by the FAO (Fischer and Garnett, 2016) : a decrease in preferences for these fish species leads to a decrease of their consumption which entails their ecological viability.

9. The resource requirement of species, noted  $y_i(t)$ , is expressed according to the following equation :

$$y_i(t) = \frac{m_i + q_i e^*(t)}{g_i} \quad (4.35)$$

Over the whole period from 2006 to 2100, in the BAU scenario,  $y_{i=CsC}(t)$  is on average 23% higher than that of the GW, the  $y_{i=AW}(t)$  is on average 4% higher than that of the GW. In sustainable scenarios at equilibrium  $y_{i=AW} = y_{i=GW} < y_{i=CsC}$ . See Figure 4.6 in the Appendix 4.9 for the evolution of the resource requirements of the different species in the BAU scenario.

### 4.4.3 Economic and social effects

Of interest for food security and the sustainability of the seafood system is the long term gain of catches displayed by Figure 4.2 (second column) for the sustainable preferences (blue) as compared to BAU (black). Such gains occur from about 2070 and continue to increase after. These long term gains for food production stem from the gains in terms of biodiversity and in particular the viability of the AW species. However, the sustainable scenario (blue) implies a major decrease in fishing effort in the first periods when compared to BAU scenario (black). The blue fishing effort is indeed, on average over the projection period, about 50% lower than the BAU effort. In that respect, the progressive sustainable fishing effort (green) represents an interesting transition and intermediary strategy for effort toward sustainability with a reduction of effort limited to only 20% with respect to BAU on average over the projection period. Figure 4.2 (third column) shows that the scenario  $a^*$  also yields a major decrease of profits in the first years, aligned with the reduction of fishing effort. However, as expected by the analytical results and the underlying viability goals, these profits remain viable (positive) over time. In addition, after the first period of abrupt reduction, the profits start to grow as opposed to the decrease of profits in the BAU scenario after 2030. The progressive sustainable (green) scenario leads to a more gradual decrease in effort and profit. At this stage we can postulate that a transition in consumer preference exists (another  $\Delta$ ) where both long and short term bio-economic performances can be balanced.

Figure 4.3 illustrates the dynamic prices as a function of  $a_i^{BAU}$  and  $a_i^*$ . These dynamic prices are obtained from the inverse demand of equation (4.3). Because of the form of the inverse demand which involves crossed and substitution effects between species, it is difficult to determine a direct link between the preferences of a species  $i$  and its price. In particular, with the abrupt scenario  $a^*$  (blue), although consumer preferences  $a_1^*$  and  $a_2^*$  are both lower than current preferences  $a_1^{BAU}$  and  $a_2^{BAU}$ , the prices of AW and GW have opposite dynamics in the first periods. Indeed, AW price first decreases while GW price increases. In the long run (after 2070), the lower preferences  $a^*$  for the two species AW and GW entail lower prices than those of the BAU scenario. Such result on prices is more intuitive and arises from the convergence towards equilibrium values in the long run. As regards the green (progressive) sustainable scenario, not surprisingly, the price decline is more gradual and represents on average a decrease of 37% when compared to the BAU scenario price. On the demand side, the fourth column of Figure 4.2 is also informative, as it represents the level of consumer utility related to each scenario. Not surprisingly, the implementation of the sustainable scenarios implies a decrease in the level of utility derived from the consumption of the species as  $a_i^* \leq a_i^{BAU}$ .

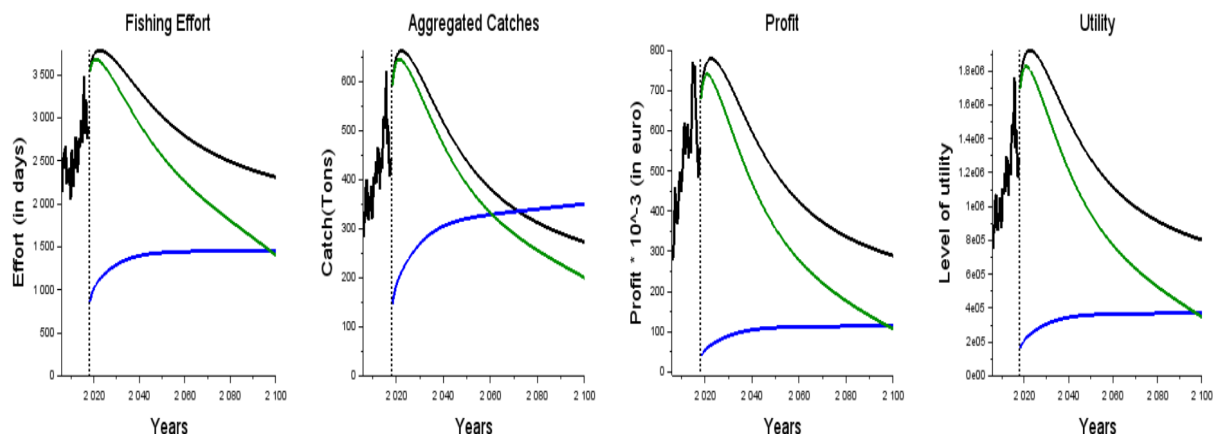


FIGURE 4.2 – Trajectories of fishing effort, aggregated catches (over species), profit and utility from 2006 to 2100 across three scenarios depending on consumer preferences  $a_i$ . The black line represents the historical period and, from 2018, the economic scores with the preferences  $a_i^{BAU}$  underpinning BAU scenario. The blue line represents the scenario with the sustainable consumer preferences  $a^*$ . The green line represents the scenario with the progressive sustainable consumer preferences  $a(t)$ . The black dotted line represents the beginning of the projected trajectories.

## 4.5 Conclusion and perspectives

This article provides analytical results on whether consumer preferences are sustainable or not in the context of mixed fisheries where one fleet harvests several fish species. The analysis relies on a bio-economic model articulating a demand derived from the optimization of a CES utility with several fish species, a mixed fishery supply based on the maximisation of the rent of fishing activities, a market equilibrium along with a multispecies resource-based dynamics. Using a steady-state approach, we analytically identify conditions for consumer preferences allowing to balance biodiversity conservation with viable catches and profits. We deduce bio-economic policies in terms of eco-labels (or sustainability labels) for the fisheries.

By integrating consumers, fishers and fish mechanisms within the bio-economic model, the work relates to a 'fish to fork' viewpoint and food systems (Belchior et al., 2016) which justifies the title of the paper. The concept of food system has gained prominence in recent years amongst both academics and policy-makers. Experts from diverse disciplines have in particular discussed the nature and origin of the "unsustainability" of our modern food systems (Béné et al., 2019). We contribute to this field of research by designing market-based sustainability strategies for seafood systems.

Our work also contributes to seafood certification and ecolabeling as sustainability pathways (Swartz et al., 2017). Since their introduction in the late 1990s, fishery sustain-



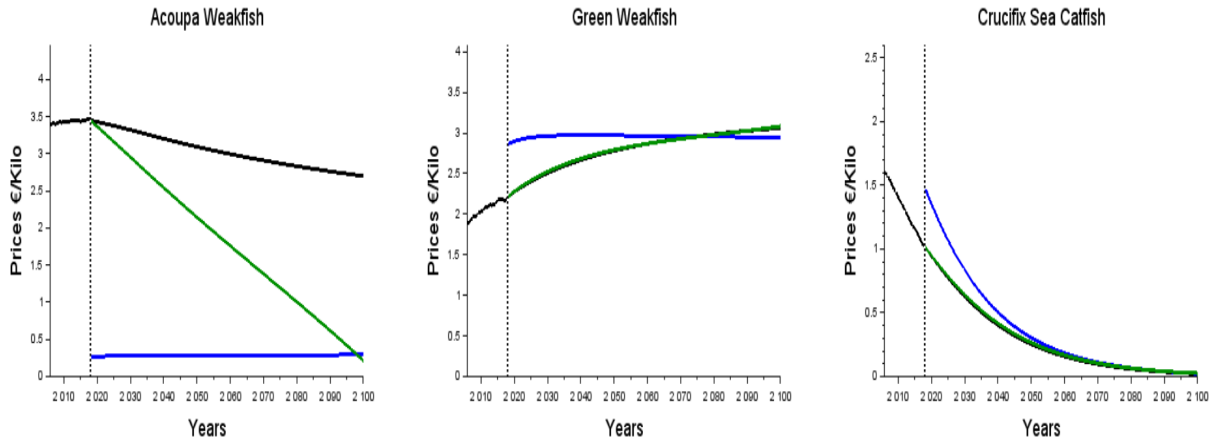


FIGURE 4.3 – Trajectories of prices  $p_i(t)$  of fished species AW, GW and CsC (in €/Kilo) from 2006 to 2100 across three scenarios depending on consumer preferences  $a_i$ . The black line represents the historical period and from 2018 profit, effort and aggregated catches with the BAU scenario and  $a_i^{BAU}$ . The blue line represents the scenario with the sustainable consumer preferences  $a^*$ . The green line represents the scenario with the progressive sustainable consumer preferences  $a(t)$ . The black dotted line represents the beginning of the projected trajectories.

nability certification have become a major component of marine conservation strategies. Many of these programs emerged largely from increased concerns within civil society that current stock management and policy have failed in ensuring the sustainability of fisheries (Sainsbury, 2010). The key function of these programs is to differentiate fisheries through a set of standards relating to stock status, management practices, and ecosystem impacts. The eco-labeling strategy we propose in our paper differs from these programs by focusing on species rather than on fleets or fisheries. We indeed suggest to color species on the market as green (sustainable) or red (at risk), depending on the viability of current consumer preferences. In other words, the policy consists in encouraging (or discouraging) the consumption and demand of fished species to increase (or decrease) the supply of these species through the optimal (myopic) fishing effort and market-based mechanisms.

Another originality of the paper is to address sustainability goals with a viability modelling approach and bio-economic thresholds (Béné et al., 2001; De Lara and Doyen, 2008; Schuhbauer and Sumaila, 2016; Doyen et al., 2017; Oubraham and Zaccour, 2018; Doyen et al., 2019). Here, bio-economic viability goals relate both to biodiversity conservation and strictly positive efforts and profits. The novelty arises from the use of this viability approach on a food system integrating consumers, producers and the ecosystem in line with the ‘fork to fish’ viewpoint. However, the viability analysis is not complete, since it does not identify so far the viability kernel (viable states) as a whole, nor all viable controls. Here, the focus is on the viability of steady states, which paves the road for a

more extensive viability study and more viable policies, in particular regarding consumer preferences and eco-labels.

Another contribution of the paper is to apply the model and the analytical findings to the French Guiana coastal fishery. In particular, the account of the demand side and consumer preferences represent a key improvement with respect to the previous bio-economic works and scenarios of Cissé et al. (2015); Gomes et al. (2021); Cuilleret et al. (2022). Our results show that consumer preferences have a great impact on the viability of Acoupa Weakfish, a keystone species of the ecosystem and of the fishing economy of French Guiana. With the current consumer preferences, our projections highlight the non-sustainability of this species. Consequently, we propose eco-labels, red (at risk) for Acoupa Weakfish and also Green Weakfish, to recover the viability of AW and more globally of the coastal fishery in French Guiana. Therefore, we argue that it is possible to foster biodiversity together with profits for this tropical fishery, in particular with market-based mechanisms.

Of course, numerous improvements of the current work are possible. At the theoretical stage, key improvements of the current work include the modification of the utility function. We can refine the shape of the utility function by considering various important points in sustainable consumption like the "warm-glow" effect, the "cold prickle" effect or social norm (Andreoni, 1990, 1995; Grolleau et al., 2012). Different refinements of utility functions are elaborated in Van't Veld (2020) depending on the consumer attitude one wishes to consider. Also, we suggest to decision-makers the use of an eco-label to promote some products, but labels are not perfect. Consumers must remain vigilant with labels because they are sometimes used for marketing purposes or granted to industrial fisheries that are unsustainable, mislabelling can also be an issue (Sumaila et al., 2017; Le Manach et al., 2020), hence the importance of educating consumers to avoid greenwashing practices (Brécard et al., 2012). Integrating retailers within the supply chain is another challenge for our bio-economic model and analysis. At the level of the case study, it would be interesting to add to our model other dimensions that have a strong impact on the Guianese case study : global warming (Diop et al., 2018; Gomes et al., 2021), illegal fishing and swim bladder trade (Kersulec et al., 2021). Regarding variable costs relating mainly to the oil price, more dynamic and/or uncertain features should be taken into account (Cuilleret et al., 2022). More globally, paying more attention to food security and catch viability goals is another key challenge, in particular for tropical small-scale fisheries and seafood systems (Béné et al., 2007; Arthur et al., 2022).

## Acknowledgments

This work was supported by the following research projects : COVPATH (funded by the Belmont Forum, ANR-21-SDG1-0008-03), ENTROPIC (CNRS 80PRIME) and SEASIDE (ANR MRSEI). The support from the University of Bordeaux and IFREMER is also gratefully acknowledged.

## Bibliographie

- Aleksandrowicz, L., Green, R., Joy, E. J., Smith, P., and Haines, A. (2016). The impacts of dietary change on greenhouse gas emissions, land use, water use, and health : a systematic review. *PloS one*, 11(11) :e0165797.
- Amel, E., Manning, C., Scott, B., and Koger, S. (2017). Beyond the roots of human inaction : Fostering collective effort toward ecosystem conservation. *Science*, 356(6335) :275–279.
- Andreoni, J. (1990). Impure altruism and donations to public goods : A theory of warm-glow giving. *The Economic Journal*, 100(401) :464–477.
- Andreoni, J. (1995). Warm-glow versus cold-prickle : the effects of positive and negative framing on cooperation in experiments. *The Quarterly Journal of Economics*, 110(1) :1–21.
- Arrow, K. J. and Debreu, G. (1954). Existence of an equilibrium for a competitive economy. *Econometrica : Journal of the Econometric Society*, pages 265–290.
- Arthur, R. I., Skerritt, D. J., Schuhbauer, A., Ebrahim, N., Friend, R. M., and Sumaila, U. R. (2022). Small-scale fisheries and local food systems : transformations, threats and opportunities. *Fish and Fisheries*, 23(1) :109–124.
- Aubin, J.-P. (1991). *Viability Theory*. Birkhäuser, Boston. 542 pp.
- Badjeck, M.-C., Allison, E. H., Halls, A. S., and Dulvy, N. K. (2010). Impacts of climate variability and change on fishery-based livelihoods. *Marine Policy*, 34(3) :375–383.
- Barten, A. P. and Bettendorf, L. J. (1989). Price formation of fish : An application of an inverse demand system. *European Economic Review*, 33(8) :1509–1525.
- Belchior, C., Boteler, B., Jansen, H., and Piet, G. (2016). Seafood in europe : a food system approach for sustainability. Technical report, European Environment Agency (EEA).
- Béné, C., Barange, M., Subasinghe, R., Pinstrip-Andersen, P., Merino, G., Hemre, G.-I., and Williams, M. (2015). Feeding 9 billion by 2050—putting fish back on the menu. *Food Security*, 7(2) :261–274.
- Béné, C. and Doyen, L. (2008). Contribution values of biodiversity to ecosystem performances : A viability perspective. *Ecological Economics*, 68(1) :14–23.

- Béné, C., Doyen, L., and Gabay, D. (2001). A viability analysis for a bio-economic model. *Ecological economics*, 36(3) :385–396.
- Béné, C., Macfadyen, G., and Allison, E. H. (2007). *Increasing the contribution of small-scale fisheries to poverty alleviation and food security*. Number 481. Food & Agriculture Org.
- Béné, C., Oosterveer, P., Lamotte, L., Brouwer, I. D., de Haan, S., Prager, S. D., Talsma, E. F., and Khoury, C. K. (2019). When food systems meet sustainability—current narratives and implications for actions. *World Development*, 113 :116–130.
- Bøhn, T., Amundsen, P.-A., and Sparrow, A. (2008). Competitive exclusion after invasion? *Biological Invasions*, 10(3) :359–368.
- Brécard, D., Hlaimi, B., Lucas, S., Perraudeau, Y., and Salladarré, F. (2009). Determinants of demand for green products : An application to eco-label demand for fish in europe. *Ecological Economics*, 69(1) :115–125.
- Brécard, D., Lucas, S., Pichot, N., and Salladarré, F. (2012). Consumer preferences for eco, health and fair trade labels. an application to seafood product in france. *Journal of Agricultural & Food Industrial Organization*, 10(1).
- Brock, W. and Xepapadeas, A. (2002). Optimal ecosystem management when species compete for limiting resources. *Journal of Environmental Economics and Management*, 44(2) :189–220.
- Brunner, E. J., Jones, P. J., Friel, S., and Bartley, M. (2009). Fish, human health and marine ecosystem health : policies in collision. *International Journal of Epidemiology*, 38(1) :93–100.
- Carlucci, D., Nocella, G., De Devitiis, B., Viscecchia, R., Bimbo, F., and Nardone, G. (2015). Consumer purchasing behaviour towards fish and seafood products. patterns and insights from a sample of international studies. *Appetite*, 84 :212–227.
- Cissé, A., Doyen, L., Blanchard, F., Béné, C., and Péreau, J.-C. (2015). Ecoviability for small-scale fisheries in the context of food security constraints. *Ecological Economics*, 119 :39 – 52.
- Clark, C. W. (2006). *The worldwide crisis in fisheries : economic models and human behavior*. Cambridge University Press.
- Cooley, S., Schoeman, D., Bopp, L., Boyd, P., Donner, S., Ghebrehiwet, D., Ito, S.-I., Kiessling, W., Martinetto, P., Ojea, E., Racault, M.-F., Rost, B., and Skern-Mauritzen,

- M. (2022). Ocean and coastal ecosystems and their services. in : Climate change 2022 : Impacts, adaptation, and vulnerability. contribution of working group ii to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change [h.-o. pörtner, d.c. roberts, m. tignor, e.s. poloczanska, k. mintenbeck, a. alegría, m. craig, s. langsdorf, s. löschke, v. möller, a. okem, b. rama (eds.)]. *Cambridge University Press. In Press.*, page 379–550.
- Costello, C., Cao, L., Gelcich, S., Cisneros-Mata, M. Á., Free, C. M., Froehlich, H. E., Golden, C. D., Ishimura, G., Maier, J., Macadam-Somer, I., et al. (2020). The future of food from the sea. *Nature*, 588(7836) :95–100.
- Cuilleret, M., Doyen, L., Gomes, H., and Blanchard, F. (2022). Resilience management for coastal fisheries facing with global changes and uncertainties. *Economic Analysis and Policy*, 74 :634–656.
- De Boer, J., Schösler, H., and Aiking, H. (2020). Fish as an alternative protein—a consumer-oriented perspective on its role in a transition towards more healthy and sustainable diets. *Appetite*, 152 :104721.
- De Lara, M. and Doyen, L. (2008). *Sustainable Management of Natural Resources. Mathematical Models and Methods*. Springer-Verlag, Berlin.
- Diop, B., Sanz, N., Duplan, Y. J. J., Blanchard, F., Perea, J.-C., Doyen, L., et al. (2018). Maximum economic yield fishery management in the face of global warming. *Ecological Economics*, 154 :52–61.
- Doyen, L., Armstrong, C., Baumgärtner, S., Béné, C., Blanchard, F., Cisse, A. A., Cooper, R., Dutra, L., Eide, A., Freitas, D., Gourguet, S., Gusmao, F., Hardy, P.-Y., Jarre, A., Little, L., Macher, C., Quaas, M., Regnier, E., Sanz, N., and Thébaud, O. (2019). From no whinge scenarios to viability tree. *Ecological Economics*, 163 :183–188.
- Doyen, L., Béné, C., Bertignac, M., Blanchard, F., Cissé, A. A., Dichmont, C., Gourguet, S., Guyader, O., Hardy, P.-Y., Jennings, S., Little, L., Macher, C., Mills, D., Noussair, A., Pascoe, S., Perea, J.-C., Sanz, N., Schwarz, A.-M., Smith, T., and Thébaud, O. (2017). Ecoviability for ecosystem-based fisheries management. *Fish and Fisheries*, 18(6) :1056–1072.
- Doyen, L. and Martinet, V. (2012). Maximin, viability and sustainability. *Journal of Economic Dynamics and Control*, 36(9) :1414–1430.
- Eales, J., Durham, C., and Wessells, C. R. (1997). Generalized models of japanese demand for fish. *American Journal of Agricultural Economics*, 79(4) :1153–1163.

- Ellen, P. S., Wiener, J. L., and Cobb-Walgren, C. (1991). The role of perceived consumer effectiveness in motivating environmentally conscious behaviors. *Journal of Public Policy & Marketing*, 10(2) :102–117.
- Fao, R. (2020). Fao yearbook : Fishery and aquaculture statistics, 2018.
- Fischer, C. G. and Garnett, T. (2016). *Plates, pyramids, and planets : developments in national healthy and sustainable dietary guidelines : a state of play assessment*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Gallarza, M. G., Gil-Saura, I., and Holbrook, M. B. (2011). The value of value : Further excursions on the meaning and role of customer value. *Journal of Consumer Behaviour*, 10(4) :179–191.
- Giacomarra, M., Crescimanno, M., Vrontis, D., Pastor, L. M., and Galati, A. (2021). The ability of fish ecolabels to promote a change in the sustainability awareness. *Marine Policy*, 123 :104292.
- Gomes, H., Kersulec, C., Doyen, L., Blanchard, F., Cisse, A. A., and Sanz, N. (2021). The major roles of climate warming and ecological competition in the small-scale coastal fishery in french guiana. *Environmental Modeling & Assessment*, 26(5) :655–675.
- Grolleau, G., Ibanez, L., and Mzoughi, N. (2012). Being the best or doing the right thing? an investigation of positional, prosocial and conformist preferences in provision of public goods. *The Journal of Socio-economics*, 41(5) :705–711.
- Halpern, B. S., Frazier, M., Potapenko, J., Casey, K. S., Koenig, K., Longo, C., Lowndes, J. S., Rockwood, R. C., Selig, E. R., Selkoe, K. A., and Walbridge, S. (2015). Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world’s ocean. *Nature communications*, 6(1) :1–7.
- Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D’Agrosa, C., Bruno, J. F., Casey, K. S., Ebert, C., Fox, H. E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H. S., Madin, E. M. P., Perry, M. T., Selig, E. R., Spalding, M., Steneck, R., and Watson, R. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319(5865) :948–952.
- Holbrook, M. B. et al. (1999). Consumer value. *A Framework for Analysis and Research ; Routledge : London, UK*.
- Holt, M. T. and Bishop, R. C. (2002). A semiflexible normalized quadratic inverse demand system : An application to the price formation of fish. *Empirical Economics*, 27(1) :23–47.

- Jacquet, J. and Pauly, D. (2008). Funding priorities : big barriers to small-scale fisheries. *Conservation Biology*, 22(4) :832–835.
- Jonell, M., Crona, B., Brown, K., Rönnbäck, P., and Troell, M. (2016). Eco-labeled seafood : Determinants for (blue) green consumption. *Sustainability*, 8(9) :884.
- Julia, C., Etilé, F., Hercberg, S., et al. (2018). Front-of-pack nutri-score labelling in france : an evidence-based policy. *Lancet Public Health*, 3(4) :e164.
- Kersulec, C., Doyen, L., Gomes, H., and Blanchard, F. (2021). The effect of illegal fishing on the sustainability of small scale fisheries. Bordeaux economics working papers, Bordeaux School of Economics (BSE).
- Lancker, K., Fricke, L., and Schmidt, J. O. (2019). Assessing the contribution of artisanal fisheries to food security : A bio-economic modeling approach. *Food Policy*, 87 :101740.
- Le Manach, F., Jacquet, J. L., Bailey, M., Jouanneau, C., and Nouvian, C. (2020). Small is beautiful, but large is certified : A comparison between fisheries the marine stewardship council (msc) features in its promotional materials and msc-certified fisheries. *PloS one*, 15(5) :e0231073.
- Loring, P. A., Fazzino, D. V., Agapito, M., Chuenpagdee, R., Gannon, G., and Isaacs, M. (2019). Fish and food security in small-scale fisheries. In *Transdisciplinarity for Small-Scale Fisheries Governance*, pages 55–73. Springer.
- Mason, C. F. (2006). An economic model of ecolabeling. *Environmental Modeling & Assessment*, 11(2) :131–143.
- Myers, R. A. and Worm, B. (2003). Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature*, 423(6937) :280.
- Nadar, E. and Ertürk, M. S. (2021). Eco-design of eco-labels with coarse grades. *Omega*, 99 :102209.
- Oken, E., Choi, A. L., Karagas, M. R., Mariën, K., Rheinberger, C. M., Schoeny, R., Sunderland, E., and Korrick, S. (2012). Which fish should i eat ? perspectives influencing fish consumption choices. *Environmental Health Perspectives*, 120(6) :790–798.
- Oubraham, A. and Zaccour, G. (2018). A survey of applications of viability theory to the sustainable exploitation of renewable resources. *Ecological Economics*, 145 :346–367.
- Pauly, D. and Maclean, J. (2003). *In a perfect ocean : the state of fisheries and ecosystems in the North Atlantic Ocean*, volume 1. Island Press.



- Péreau, J.-C., Doyen, L., Little, L., and Thébaud, O. (2012). The triple bottom line : Meeting ecological, economic and social goals with individual transferable quotas. *Journal of Environmental Economics and Management*, 63(3) :419–434.
- Piligrimienė, Ž., Žukauskaitė, A., Korzilius, H., Banytė, J., and Dovalienė, A. (2020). Internal and external determinants of consumer engagement in sustainable consumption. *Sustainability*, 12(4) :1349.
- Pizarro, J. and Schwartz, E. S. (2018). The valuation of fisheries rights : A real options approach. Working Paper 25140, National Bureau of Economic Research.
- Quaas, M. F., Baumgärtner, S., Drupp, M. A., and Meya, J. N. (2020). Intertemporal utility with heterogeneous goods and constant elasticity of substitution. *Economics Letters*, 191 :109092.
- Quaas, M. F. and Requate, T. (2013). Sushi or fish fingers? Seafood diversity, collapsing fish stocks, and multispecies fishery management. *Scandinavian Journal of Economics*, 115 :381–422.
- Roberts, J. A. (1996). Green consumers in the 1990s : profile and implications for advertising. *Journal of Business Research*, 36(3) :217–231.
- Roheim, C. A. and Zhang, D. (2018). Sustainability certification and product substitutability : Evidence from the seafood market. *Food Policy*, 79 :92–100.
- Sabate, J. and Soret, S. (2014). Sustainability of plant-based diets : back to the future. *The American Journal of Clinical Nutrition*, 100(suppl\_1) :476S–482S.
- Sainsbury, K. (2010). Review of ecolabelling schemes for fish and fishery products from capture fisheries. *FAO fisheries and aquaculture technical paper*, (533).
- Salladarré, F., Guillotreau, P., Perraudeau, Y., and Monfort, M.-C. (2010). The demand for seafood eco-labels in france. *Journal of Agricultural & Food Industrial organization*, 8(1).
- Sánchez-Fernández, R. and Iniesta-Bonillo, M. A. (2006). Consumer perception of value : literature review and a new conceptual framework. *Journal of Consumer Satisfaction, Dissatisfaction and Complaining Behavior*, 19 :40.
- Sato, R. (1975). The most general class of ces functions. *Econometrica : Journal of the Econometric Society*, pages 999–1003.
- Schuhbauer, A. and Sumaila, U. R. (2016). Economic viability and small-scale fisheries—a review. *Ecological Economics*, 124 :69–75.

- Srinivasan, U. T., Cheung, W. W., Watson, R., and Sumaila, U. R. (2010). Food security implications of global marine catch losses due to overfishing. *Journal of Bioeconomics*, 12(3) :183–200.
- Stoeven, M. T. (2014). Enjoying catch and fishing effort : The effort effect in recreational fisheries. *Environmental and Resource Economics*, 57(3) :393–404.
- Sumaila, U. R., Jacquet, J., and Witter, A. (2017). When bad gets worse : corruption and fisheries. In *Corruption, natural resources and development*, pages 93–105. Edward Elgar Publishing.
- Swartz, W., Schiller, L., Sumaila, U. R., and Ota, Y. (2017). Searching for market-based sustainability pathways : Challenges and opportunities for seafood certification programs in japan. *Marine Policy*, 76 :185–191.
- Szabo de Edelenyi, F., Egnell, M., Galan, P., Druesne-Pecollo, N., Hercberg, S., and Julia, C. (2019). Ability of the nutri-score front-of-pack nutrition label to discriminate the nutritional quality of foods in the german food market and consistency with nutritional recommendations. *Archives of Public Health*, 77(1) :1–9.
- Tilman, D. (2020). *Resource Competition and Community Structure. (MPB-17), Volume 17*. Princeton University Press.
- Tilman, D. and Clark, M. (2014). Global diets link environmental sustainability and human health. *Nature*, 515(7528) :518–522.
- Tilman, D. and Sterner, R. W. (1984). Invasions of equilibria : tests of resource competition using two species of algae. *Oecologia*, 61(2) :197–200.
- Tromeur, E., Doyen, L., Tarizzo, V., Little, L. R., Jennings, S., and Thébaud, O. (2021). Risk averse policies foster bio-economic sustainability in mixed fisheries. *Ecological Economics*, 190 :107178.
- Van Dooren, C., Keuchenius, C., De Vries, J., De Boer, J., and Aiking, H. (2018). Un-sustainable dietary habits of specific subgroups require dedicated transition strategies : Evidence from the netherlands. *Food Policy*, 79 :44–57.
- Van Dooren, C., Marinussen, M., Blonk, H., Aiking, H., and Vellinga, P. (2014). Exploring dietary guidelines based on ecological and nutritional values : a comparison of six dietary patterns. *Food Policy*, 44 :36–46.
- Van't Veld, K. (2020). Eco-labels : Modeling the consumer side. *Annual Review of Resource Economics*, 12 :187–207.

- Verbeke, W., Vanhonacker, F., Sioen, I., Van Camp, J., and De Henauw, S. (2007). Perceived importance of sustainability and ethics related to fish : A consumer behavior perspective. *AMBIO : A Journal of the Human Environment*, 36(7) :580–585.
- Vermeir, I. and Verbeke, W. (2006). Sustainable food consumption : Exploring the consumer “attitude–behavioral intention” gap. *Journal of Agricultural and Environmental ethics*, 19(2) :169–194.
- Wan, M., Zhang, Y., and Ye, W. (2018). Consumer willingness-to-pay a price premium for eco-friendly children’s furniture in shanghai and shenzhen, china. *Forest Products Journal*, 68(3) :317–327.
- Ward, T. J. and Phillips, B. (2008). *Ecolabelling of seafood : the basic concepts*. Wiley-Blackwell : Oxford, UK.
- Weiss, J., Demanèche, S., and Guyader, O. (2018). Méthodologie de collecte de données et d’estimation des efforts et débarquements des pêcheries côtières. Technical report, Rapport SIH-Ifremer.
- Wessells, C. R., Johnston, R. J., and Donath, H. (1999). Assessing consumer preferences for ecolabeled seafood : the influence of species, certifier, and household attributes. *American Journal of Agricultural Economics*, 81(5) :1084–1089.
- White, K., Habib, R., and Hardisty, D. J. (2019). How to shift consumer behaviors to be more sustainable : A literature review and guiding framework. *Journal of Marketing*, 83(3) :22–49.
- Zhang, C.-T. and Wang, Z. (2021). Production mode and pricing coordination strategy of sustainable products considering consumers’ preference. *Journal of Cleaner Production*, 296 :126476.

## 4.6 Appendix

### 4.7 Analytical results

#### 4.7.1 Proof of Proposition 1

Consider  $y^*, x^*, e^*$  defined in equation (4.24) and assume for sake of simplicity that the species  $i$  are ranked in such a way that the max underlying  $y^*$  is realized for species  $i^* = 1, j^* = 2$  in the sense that

$$\begin{cases} y^* = \min_{i,j} \frac{m_i^* q_j - m_j^* q_i}{g_i^* q_j - g_j^* q_i} = \frac{m_1^* q_2 - m_2^* q_1}{g_1^* q_2 - g_2^* q_1} \\ x^* = \frac{I}{y^*(s_1 + s_2)} \\ e^* = \frac{g_1 y^* - m_1}{q_1} \end{cases} \quad (4.36)$$

Assume now that parameters  $(q, m, g)$  are such that  $y^*$  and  $e^*$  are strictly positive.

Consider now consumer preferences  $a_i$  such that

$$a_1 q_1^\sigma + a_2 q_2^\sigma = \left( \frac{y^*(s_1 + s_2)(c_2 e^* + c_1)}{I} \right)^\sigma \quad (4.37)$$

Let us now prove that the state  $(X^*, y^*)$  such  $X^* = (x^*, x^*, 0, \dots, 0)$  satisfies  $(X^*, y^*) \in \text{Viab}(a)$ . From (4.37), we first have

$$\begin{aligned} U(\text{Cpue}(X^*), a)^\sigma &= a_1 (q_1 x^*)^\sigma + a_2 (q_2 x^*)^\sigma = (x^*)^\sigma (a_1 q_1^\sigma + a_2 q_2^\sigma) \\ &= (x^*)^\sigma \left( \frac{y^*(s_1 + s_2)(c_2 e^* + c_1)}{I} \right)^\sigma = (c_2 e^* + c_1)^\sigma \end{aligned} \quad (4.38)$$

Consequently  $e^*(X^*, a) \geq e^* > 0$ .

Furthermore, since  $X_1^* = X_2^* = x^* > 0$ , the species richness of  $X^*$  is such that

$$\text{Bio}(X^*) \geq 2.$$

Furthermore, from the very definition of  $e^*$  in (4.24), we have

$$-m_1 + g_1 y^* - q_1 e^* = 0,$$

Moreover, from the definition of  $y^*$  in (4.24), we also have

$$e^* = \frac{g_1 y^* - m_1}{q_1} = \frac{g_2 y^* - m_2}{q_2}$$

Thus, we can deduce that

$$-m_2 + g_2 y^* - q_2 e^* = 0,$$

From the definition of  $x^*$ , we also see that  $(X^*, y^*)$  is an equilibrium of the resource dynamics (4.20) since :

$$y^* = y^*(1 - x^*(s_1 + s_2)) + I.$$

Therefore  $(X^*, y^*)$  is a steady state of both dynamics (4.19) and (4.20). As  $(X^*, y^*)$  also satisfies the constraints (4.21) and (4.22) for any time  $t \geq 0$ , it is a viable state and belongs to the viability kernel namely  $(X^*, y^*) \in \text{Viab}(a)$  (De Lara and Doyen, 2008; Aubin, 1991).

#### 4.7.1.1 Proof of Corollary 1

We combine both the relation (4.25) and the definition  $x^* = \frac{I}{y^*(s_{i^*} + s_{j^*})}$  in (4.28) to obtain

$$(e^* * c_2 + c_1)^\sigma = a_{i^*} q_{i^*}^\sigma (x^*)^\sigma + a_{j^*} q_{j^*}^\sigma (x^*)^\sigma \quad (4.39)$$

Using  $1 = a_{i^*} + a_{j^*}$ , we deduce the required relation in Corollary 1 namely

$$a_{j^*}^* = \frac{(c_2 e^* + c_1)^\sigma - q_{i^*}^\sigma (x^*)^\sigma}{(x^*)^\sigma (q_{j^*}^\sigma - q_{i^*}^\sigma)}$$

#### 4.7.2 Proof of Proposition 2

Consider states  $(X^*, y^*)$  such that

$$a_{i^*}^* (q_{i^*} X_{i^*}^*)^\sigma + a_{j^*}^* (q_{j^*} X_{j^*}^*)^\sigma = (c_2 e^* + c_1)^\sigma, \quad X_{i^*}^* > 0, X_{j^*}^* > 0, X_i^* = 0 \quad \forall i \neq i^*, j^* \quad (4.40)$$

and

$$s_{i^*} X_{i^*}^* + s_{j^*} X_{j^*}^* = \frac{I}{y^*}. \quad (4.41)$$

Clearly these states  $(X^*, y^*)$  satisfy the biodiversity viability constraints since species richness  $Bio(X^*) = 2$ . Moreover from relation  $a_{i^*}^* (q_{i^*} X_{i^*}^*)^\sigma + a_{j^*}^* (q_{j^*} X_{j^*}^*)^\sigma = (c_2 e^* + c_1)^\sigma$ , we deduce

$$U\left(Cpue(X^*), a^*\right) = \left(\sum_{j=1}^n a_j^* (q_j X_j^*)^\sigma\right)^{\frac{1}{\sigma}} = (a_{i^*}^* (q_{i^*} X_{i^*}^*)^\sigma + a_{j^*}^* (q_{j^*} X_{j^*}^*)^\sigma)^{\frac{1}{\sigma}} = c_2 e^* + c_1$$

Therefore,  $e^*(X^*, a^*) = e^* > 0$  and the economic viability constraint holds true for  $X^*$ .

Moreover, from (4.41), the resource  $y^*$  is at equilibrium since :

$$y^* = y^*(1 - s_{i^*}X_{i^*}^* - s_{j^*}X_{j^*}^*) + I.$$

Moreover, from the definition of  $y^*$  in (4.24), we also have

$$e^* = \frac{g_{i^*}y^* - m_{i^*}}{q_{i^*}} = \frac{g_{j^*}y^* - m_{j^*}}{q_{j^*}}$$

Thus, we can deduce the species  $i^*$  and  $j^*$  are at equilibrium since

$$-m_{j^*} + g_{j^*}y^* - q_{j^*}e^* = 0, \quad -m_{i^*} + g_{i^*}y^* - q_{i^*}e^* = 0.$$

Therefore  $(X^*, y^*)$  is a viable steady state of both dynamics (4.19) and (4.20).

### 4.7.3 Consumer preferences for ‘business as usual’ scenario

We want to prove the explicit formulation for the preference parameters  $a_i$  depending on quantities and prices :

$$a_i(Q) = p_i Q_i^{1-\sigma} \left( \sum_{j=1}^n p_j Q_j \right)^{\sigma-1} \quad (4.42)$$

From Section 4.2.1 and first order optimality conditions (4.3), we have

$$\frac{1}{\sigma} \left( \sum_{j=1}^n a_j Q_j^\sigma \right)^{\frac{1}{\sigma}-1} a_i \sigma Q_i^{\sigma-1} = p_i \quad (4.43)$$

This is equivalent to

$$a_i Q_i^\sigma \left( \sum_{j=1}^n a_j Q_j^\sigma \right)^{\frac{1}{\sigma}-1} = p_i Q_i \quad (4.44)$$

and yields

$$\sum_{i=1}^n a_i Q_i^\sigma \left( \sum_{j=1}^n a_j Q_j^\sigma \right)^{\frac{1}{\sigma}-1} = \sum_{i=1}^n p_i Q_i \quad (4.45)$$

Furthermore, as  $\sum_{j=1}^n a_j Q_j = \sum_{i=1}^n a_i Q_i$  we can deduce that

$$\left( \sum_{j=1}^n a_j Q_j^\sigma \right)^{\frac{1}{\sigma}} = \sum_{i=1}^n p_i Q_i \quad (4.46)$$

or equivalently

$$\sum_{j=1}^n a_j Q_j^\sigma = \left( \sum_{j=1}^n p_j Q_j \right)^\sigma \quad (4.47)$$

Combining (4.47) and (4.43), we obtain :

$$p_i = a_i Q_i^{\sigma-1} \left( \sum_{j=1}^n p_j Q_j \right)^{1-\sigma} \quad (4.48)$$

Thus, we can conclude.

## 4.8 Calibration for the case study of French Guiana

The calibration of this resource based model is realised by applying a least squares method in order to minimize the distance between historical catches and the catches estimated by our model. This reads as follows :

$$\min_{\text{Parameters}} \sum_{t=t_0}^{t_1} \sum_{i=1}^{N=3} (H_i^{\text{data}}(t) - H_i(t))^2. \quad (4.49)$$

To obtain the values of substitutability coefficient  $\sigma$  in the CES utility function as well as quadratic cost  $c_2$ , we apply a least squares method in order to minimize the distance between historical effort and the (optimal) effort estimated by our model, according to Equation (4.17), from 2006 to 2018 :

$$\min_{\sigma, c_2} \sum_{t=t_0}^{t_1} \sum_{i=1}^{N=3} (e^{\text{data}}(t) - e^*(t))^2. \quad (4.50)$$

In line with Cissé et al. (2015); Gomes et al. (2021), the model described previously has been calibrated using quarterly data and time series of landing and fishing effort from the [IFREMER Fisheries Information System](#) for fleets of the small scale fishery in French Guiana<sup>10</sup>. The period of calibration we use here to estimate the parameters of the model goes from  $t_0 = 2006$  to  $t_1 = 2018$  (decomposed in quarters). We consider a single fleet and our fishing effort and landings correspond to the fishing effort and landings aggregated by fleet type.

The parameters (Table 4.1) to be identified in Equation (4.19) are the natural mortality

---

10. Since 2006, IFREMER observers reconstruct the proceedings of the trip with legal fishers on a daily basis (type of vessel, fishing technology used, fishing effort, landings by species and associated costs). To estimate fishing effort, the SIH uses the monthly activity calendars and counts the number of days spent at sea per vessel. From the landing data for a given effort, IFREMER observers determine the quarterly landings for the different types of fleets and landing points using the rule of three (Weiss et al., 2018).

rate  $m_i$  of each species  $i$ , the catchability  $q_i$  of each species, the terms of interaction  $s_i$  between the species and the resource,  $g_i$  the resource-based per capita growth of species, the initial biomass  $x_i(t_0)$  of each species, as well as the external input of the resource  $I(t)$ . Moreover, since we here consider a quarterly time step, periods  $t_0$  and  $t_1$  corresponds to the first quarter of 2006 and the last quarter of 2017 respectively. Furthermore, we used a genetic algorithm from the Scilab software<sup>11</sup> to solve numerically the minimization problem (4.49) and (4.50).

Figure 4.4 compares aggregated catches. We see that these historical and estimated catches are close and follow the same trends.

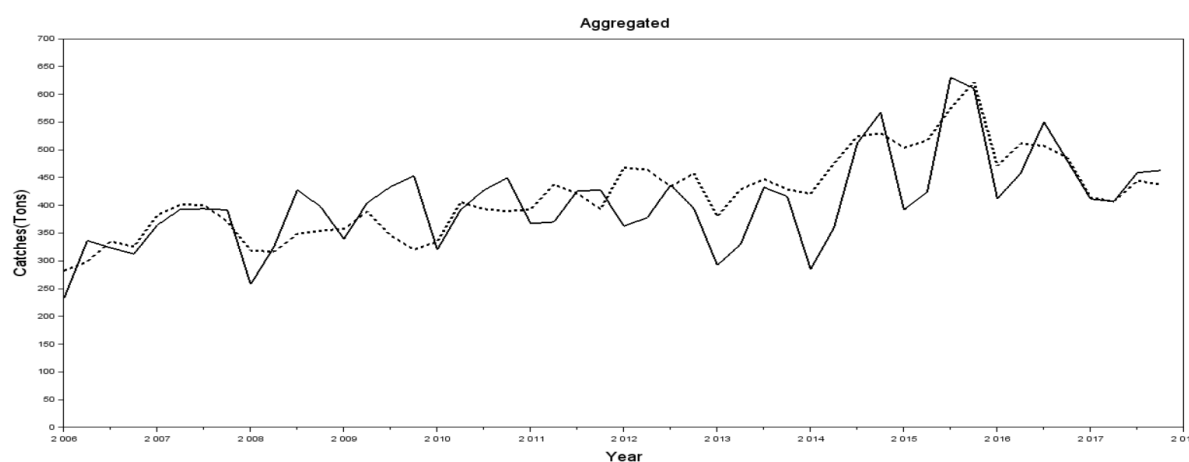


FIGURE 4.4 – Comparison of aggregated catches from the first quarter of 2006 to the last quarter of 2017. The black line represents the catches,  $H(t)$ , derived from the model. The black dotted line represents the historical data,  $H_{data}(t)$ .

Figure 4.5 compares historical effort with estimated effort from equation (4.17) according to the minimization problem (4.50). To simplify, we consider here that there is only one form of preference  $a_i$  which varies with the sigma according to equation (4.33)<sup>12</sup>.

11. See <https://www.scilab.org>

12. View value of consumer preferences in Table 4.2



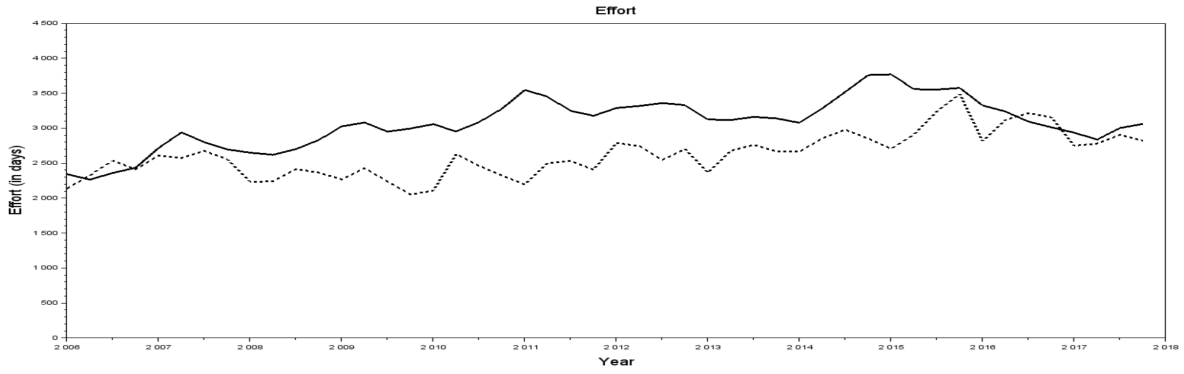


FIGURE 4.5 – The black line represents the effort,  $e^*(t)$ , derived from the model. The black dotted line represents the historical effort,  $e_{data}(t)$ .

## 4.9 Resource requirement for the BAU scenario

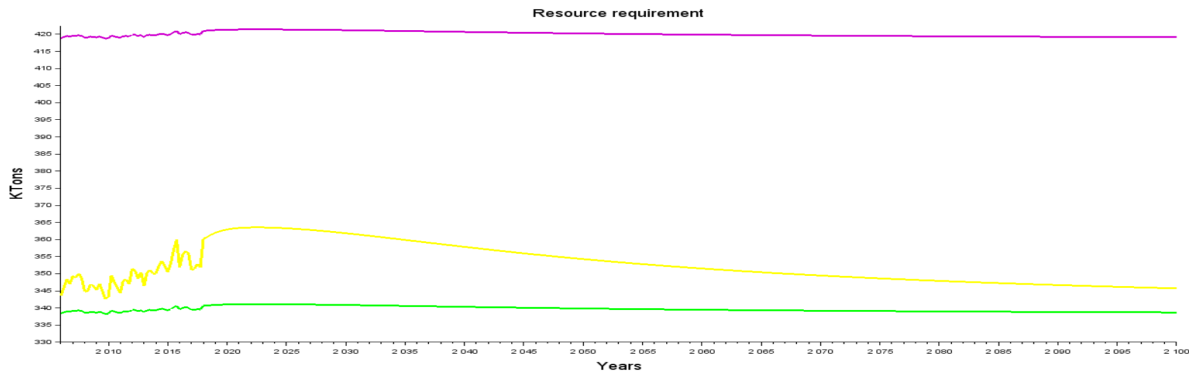


FIGURE 4.6 – Resource requirement for the BAU scenario. The purple line represents the CsC resource requirement. The yellow line represents the AW resource requirement. The green line represents the GW resource requirement.





## Chapitre 5

How global warming and illegal fishing affect the sustainability of small-scale tropical fisheries

## How global warming and illegal fishing affect the sustainability of small-scale tropical fisheries

Coralie Kersulec<sup>a</sup>, Luc Doyen<sup>b</sup>, Hélène Gomes<sup>c</sup>, Mathieu Cuilleret<sup>b</sup>

<sup>a</sup> *BSE, UMR CNRS 6060, Université de Bordeaux, 33608 Pessac, France*

<sup>b</sup> *CEEM UMR CNRS 5211 INRAE Université de Montpellier, 2 place Pierre Viala 34060 Montpellier, France*

<sup>c</sup> *Ifremer, USR 3456, LEEISA (CNRS, Université de Guyane, Ifremer), 275 route de Montabo, 97300 Cayenne, Guyane Française, France*

### **Abstract**

Climate change, illegal fishing and growing demand for fish products are all factors that threaten the sustainability of fisheries and ecosystems. To study the impact of both illegal fishing and global warming, we consider a Model of Intermediate Complexity for Ecosystem Assessment (MICE) on the small-scale fishery of French Guiana. To do so, we consider three illegal fishing scenarios and three different climate scenarios from the IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). The legal fishing effort considered for projection depends on consumer preferences for the species studied. This way, we obtain trajectories of catches, effort, and profit until 2100 that allow us to make policy recommendations. The model exhibits the high impact of global warming on the ecosystem and fishery dynamics. The results show that illegal fishing amplifies the negative effect of global warming, and they suggest that illegal fishing has a greater local economic impact than global warming.

**Keywords** : Small scale fisheries ; IUU ; Climate change ; Demand ; MICE ; French Guiana

## 5.1 Introduction

Marine ecosystems contribute to the basic daily needs of millions of people around the world by providing food, wages, and livelihoods. These ecosystems and fisheries are key to the future of global food security, it is estimated that 600 million households depend on the fisheries sector (FAO, 2022). Small-scale fisheries account for a significant share of global fisheries (Schuhbauer and Sumaila, 2016). The sustainability of these fisheries is therefore essential from a social, economic, and ecological point of view (Béné et al., 2007; Jacquet and Pauly, 2008; FAO, 2020b). However, they face numerous challenges including overfishing, illegal fishing and climate change (Halpern et al., 2008; Badjeck et al., 2010; Srinivasan et al., 2010; Hardy et al., 2013; Halpern et al., 2015).

IUU (Illegal, Unreported and Unregulated) fishing is a major challenge (Sumaila et al., 2006; FAO, 2020a) as it puts a high pressure on ecosystems and impedes the implementation of an effective fishery management (Cisneros-Montemayor et al., 2013; Petrossian, 2019). Global warming also increases the difficulty of said effective fishery management (Cheung et al., 2009; Lam et al., 2020). Indeed, it affects the structure of ecosystems and thus increases vulnerability, economic, ecological, and social risks (Cheung et al., 2009; Doney et al., 2012; Jones and Cheung, 2015; Cuilleret et al., 2022). It adds uncertainty to the future of fisheries (Brander, 2010; Lam et al., 2016), and fishery management stakeholders sometimes feel powerless to deal with this phenomenon. Warming of sea surface temperature can modify the metabolism of marine species, their distribution, their interaction and favour the expansion of invasive species (Lejeusne et al., 2010; Hoegh-Guldberg and Bruno, 2010; Shurin et al., 2012). In this context, the United Nations adopted in 2015, 17 "Sustainable Development Goals" (see [SDG](#)) to be achieved by 2030 in order to face these different challenges and ensure an ecological transition. Thus, SDG 14 points out that reducing illegal fishing is key for the sustainability of marine ecosystems. SDG 13 reaffirms the importance of reducing global warming, including by changing individual and global behaviors. In particular, consumers must be aware that their choices can contribute to the degradation of ecosystems (Myers and Worm, 2003; Pauly and Maclean, 2003; Brunner et al., 2009; Tilman and Clark, 2014; Fischer and Garnett, 2016).

The main objective of our paper is to analyse the impact of IUU fishing and climate change on the sustainability of small-scale fisheries by considering the role of consumer demand on supply. To do this, we use a Model of Intermediate Complexity for Ecosystem Assessment (MICE) to implement an Ecosystem-Based Fishery Management (EBFM). This EBFM approach is recommended by many scientists (Smith et al., 2007; Pulvenis, 2016; Link et al., 2017; Doyen et al., 2017). Indeed, EBFM aims at sustainable manage-

ment of fisheries by taking into account different scales of complexity : ecological (multi-species), socio-economic (demand for fisheries products, IUU fishing) and environmental (climate change). In order to meet the SDGs, reducing the uncertainty in the estimation of catches is paramount (Beddington et al., 2007; Pramod et al., 2008; Worm et al., 2009). Improving the estimation of illegal catches in the context of climate change is therefore a major challenge for effective fishery management.

Finding sustainable solutions to reduce IUU fishing requires an improved understanding of its causes. The causes are to be found in i) economic factors, linked to overcapacity, ineffective management and subsidies, ii) institutional factors, linked to gaps in the international legal framework for the sea, to insufficient level of monitoring, control and surveillance and the existence of tax havens, iii) social factors such as poor economic conditions and prospects in developing countries with sometimes opportunity costs of labour close to zero and finally, iv) the development of organised IUU fishing activities which facilitates the entrance in illegal operations by reducing the risk and cost for the individual fisher (Le Gallic and Cox, 2006).

Our work is part of a food system analysis, as it analyses the influence of consumer preferences and demand on production (legal fishing effort), depending on the climate scenario and the fishing scenario considered, we can estimate the catches production. It shows that IUU fishing amplifies the negative effects of global warming. Our analysis relies on a multi-species and multi-fleet dynamic model, in line with Ecosystem-Based Fishery Management (EBFM). One of the original features of our model is the introduction of demand as a driver of the legal fishing effort for the establishment of scenarios with or without illegal fishing, we also integrate dynamic prices. Global warming modelling is based on the work of Gomes et al. (2021) and Cuilleret et al. (2022). We use data extracted from the [NOAA Earth System Research Laboratory website](#), [Aquamaps](#), an intermediate climate scenario SSP-4.5 and two extreme climate scenarios : RCP 2.6 and 8.5 from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) report (Pörtner et al., 2019; IPCC et al., 2021). The model is calibrated using data of the small-scale fishery in French Guiana, including quarterly time series of fish landings and fishing effort from 2006 to 2018, as in (Cissé et al., 2015; Gomes et al., 2021). We also use data on foreign illegal fishing from Brazil and Suriname in French guianese waters, collected by the customs and the army, as well as reports from the public prosecutor's department of Cayenne and the study (Levrel, 2012). The model makes it possible to evaluate the ecological and economic losses induced by IUU and global warming for the small-scale coastal fishery in this case study. We derive policy recommendations for the case study.

The paper is structured as follows : Section 5.2 introduces the case study by describing the coastal fishery in French Guiana ; Section 5.3 details the bio-economic model,

with the ecological-economic model, a description of the demand and supply side and the calibration methods ; Section 5.4 presents calibration results integrating illegal fishing ; an analysis of different projections with different fishing scenarios under climate change. Section 5.5 contains a discussion of the results, including policy recommendations, conclusion and perspectives.

## 5.2 Case study

French Guiana is located in South America between Suriname and Brazil. More than 30 coastal fish species are harvested and about 15 species, including weakfish, catfish and sharks, represent more than 90% of the production (Cissé et al., 2015). This small-scale fishery is a multi-species and multi-fleet fishery landing about 3000 tonnes of fish per year, worth € 9 million (US\$ 9.78 million) (Ton et al., 2016). In 2018, the fishing sector in French Guiana was composed of 153 boats, with approximately 371 fishers (Ifremer-SIH, 2019). The small-scale coastal fishery uses mostly drift nets and, to a lesser extent, fixed nets. The fishery management system in French Guiana is based on a European regulation (EC 2104/2004) which aims to limit the size of the fleet and a system of fishing license. There is no quota for the species targeted by the small-scale coastal fishery in French Guiana.

In recent years, a new market has appeared in French Guiana with the collection and resale of swim bladders of three coastal species already fished for their flesh, namely Acoupa Weakfish (*Cynoscion acoupa*, AW), Green Weakfish (*Cynoscion virescens*, GW) and Crucifix Sea Catfish (*Sciades proops*, CsC) ([IFREMER Fisheries Information System](#)(SIH)). The swim bladder is an internal pouch of the oesophagus, below the spine of bony fish. This product, which can be sold at high prices on the Asian market (de Mitcheson et al., 2019; Olden et al., 2020; Ben-Hasan et al., 2021), has led to a sharp increase in illegal fishing in the EEZ of French Guiana by the fishers of the bordering countries of Brazil and Suriname. Acoupa Weakfish (AW) is the most targeted species by illegal fishing fleets, because of the high value of its swim bladder. Acoupa Weakfish is nowadays considered vulnerable (Chao, 2021).

Besides, several studies have shown that the French Guiana marine fishing area is affected by global warming, including changes in sea surface temperature (SST) (Sanz et al., 2017; Diop et al., 2018; Gomes et al., 2021; Cuilleret et al., 2022). The case study of Guiana’s small-scale tropical fishery is therefore interesting because it brings together challenges common to many small scale fisheries around the world, namely global warming and illegal fishing.

For this study, we use data from the [IFREMER Fisheries Information System](#). Since



2006, IFREMER observers reconstruct the proceedings of the trip with legal fishers on a daily basis (type of vessel, fishing technology used, fishing effort, landings by species and associated costs). To estimate the legal fishing effort, the SIH uses the monthly activity calendars and counts the number of days spent at sea per vessel. From the landing data for a given effort, IFREMER observers determine the quarterly landings for the different types of fleets and landing points using the rule of three (Weiss et al., 2018).

Figure 5.1 illustrates the model used in this article as the links between the ecosystem, fisheries, distribution networks, climate change and demand to help understand the context.

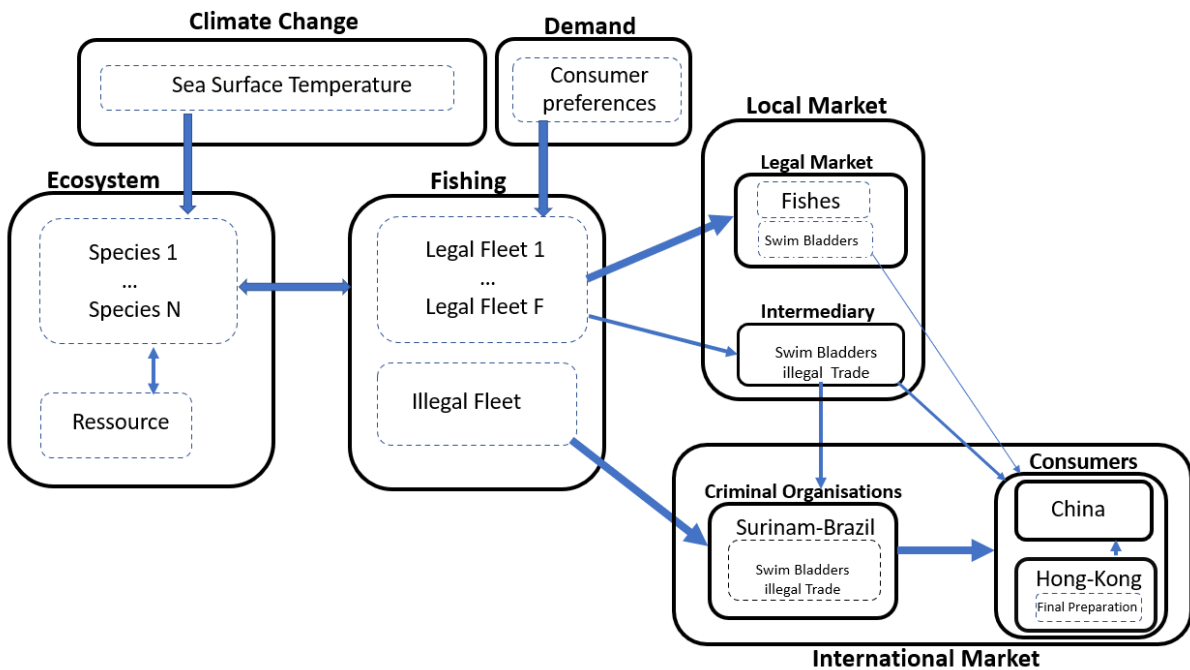


FIGURE 5.1 – Ecosystem, fishing and distribution network

### 5.3 Bio-economic model

Our analysis takes into account global warming and IUU fishing. It relies on a model combining a multispecies resource-based dynamics, demand derived from a CES utility function depending on different fish species, a fishery supply based on the Schaeffer producer function and a market equilibrium.

### 5.3.1 The ecological-economic model

We rely on a Model of Intermediate Complexity for Ecosystem Assessment (MICE) as in (Plagányi et al., 2014; Doyen et al., 2017). It limits complexity by focusing only on the minimal components and interactions necessary to address the research problem, namely IUU fishing under climate change. This type of model is particularly suitable here given the limited number of species studied, and the limited data available, as is often the case for small scale fisheries (Garcia et al., 2008). To integrate climate change in the previous MICE of Chapter 3 and 4, we use the dynamic (5.1) developed in Gomes et al. (2021).

The MICE assumed that the  $N$  fish species compete for the consumption of a common resource<sup>1</sup>, denoted by  $y$ , in line with resource-based models (Tilman and Sterner, 1984; Tilman, 2020). The growth of species is restricted by resource availability.

As in Chapter 3 and 4, fished species are denoted by  $i = 1, \dots, N$  while fleets are denoted by  $f = 1, \dots, F$ . For every species  $i$ , the biomass  $x_i(t + 1)$  at time  $t+1$  depends both on the biomass  $x_i(t)$ , the state of the resource  $y(t)$ , and harvesting  $H_i(t)$  as follows :

$$x_i(t + 1) = x_i(t) \left( 1 - m_i + g_i * \phi_i(\theta(t - \tau_i)) s_i * y(t) \right) - H_i(t). \quad (5.1)$$

In the dynamics (5.1),  $m_i$  stands for the natural mortality rate of the stock  $i$ , parameter  $g_i$  stands for the growth efficiency of  $i$ , which is temperature dependent because of  $\phi_i(\theta(t - \tau_i))$  the biological efficiency parameter, while  $s_i$  is the consumption rate of the predator  $i$  on the resource  $y$ .

To integrate global warming, we use the concept of bioclimate envelopes. Bioclimate envelopes for species, also named environmental niche, relate to physical and biological conditions that are suitable to a given species (Cheung et al., 2008, 2009). To obtain the optimal and suitable temperatures for a species, Candela et al. (2016) uses bioclimatic envelope models by comparing environmental data with maps of relative abundance of the species. From the preferences in terms of sea surface temperature (SST) of the species studied, the biological efficiency for each species  $i$  is determined, this term is represented by the parameter  $\phi_i(\theta)$ . Equation (5.2) verifies that the closer the temperature is to the preferred temperature level of a species, the more important its  $\phi_i(\theta)$  will be, i.e. close to 1 (Figure 5.2). Thus  $\phi_i(\theta(t - \tau_i))$  takes into account the impact of global warming on the growth of a species by including a time delay  $\tau$ .

---

1. In our case study, this common resource includes shrimps and various small fishes.

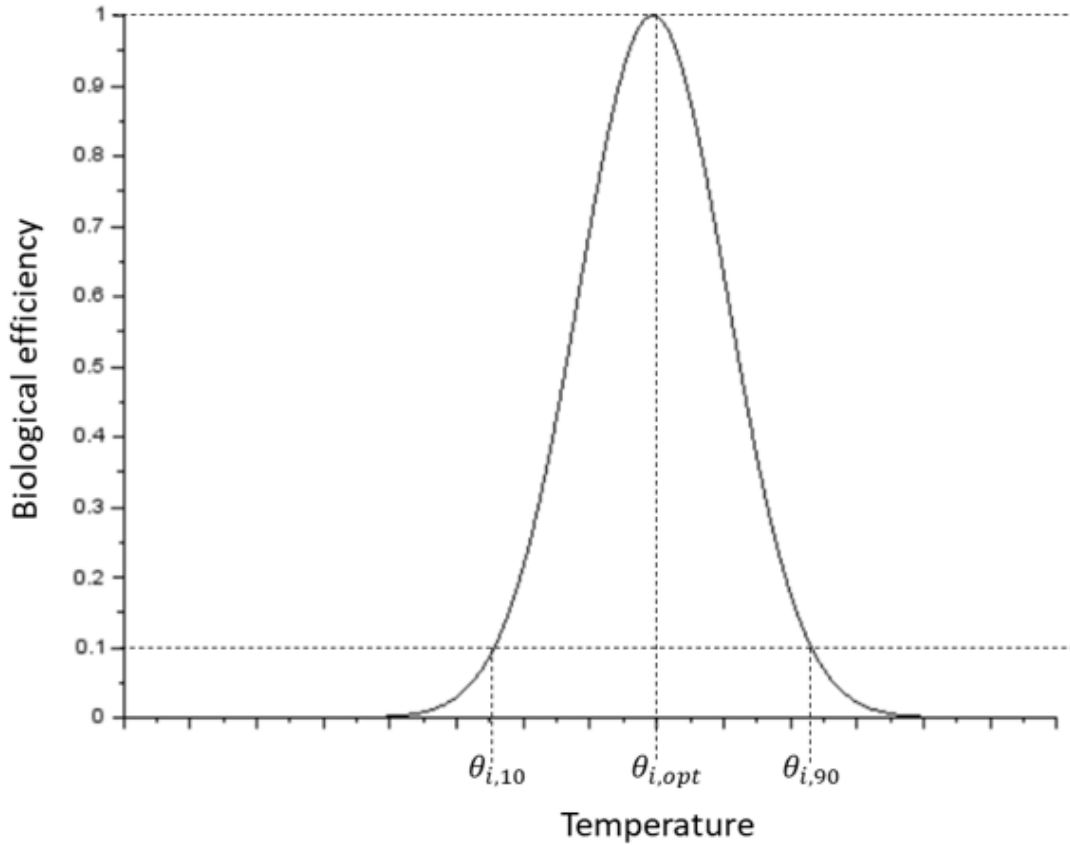


FIGURE 5.2 – Biological efficiency for species  $i$  depending on temperature levels  $\theta_{i,10}, \theta_{i,opt}$  and  $\theta_{i,90}$  Gomes et al. (2021)

In more mathematical terms, the biological efficiency of the species  $i$  depends on the preferred temperature  $\theta_{i,opt}$ ,  $\theta_{i,10}$  the temperature at which the biological efficiency is equal to 10% and  $\theta$ , SST at time  $t$ , through the relation :

$$\phi_i(\theta) = \exp\left[-\left(\frac{\theta - \theta_{i,opt}}{\theta_{i,10} - \theta_{i,opt}}\right)^2 \ln(10)\right] \quad (5.2)$$

The catches  $H_i(t)$  of the species  $i$  at time  $t$  are derived from the harvests  $H_{i,f}(t)$  of the different fleets  $f$  :

$$H_i(t) = \sum_{f=1}^F H_{i,f}(t). \quad (5.3)$$

The catches  $H_{i,f}(t)$  of the stock  $i$  by the fleet  $f$  at time  $t$  are based on the Schaefer production function :

$$H_{i,f}(t) = q_{i,f} e_f(t) x_i(t), \quad (5.4)$$

where the variable  $e_f(t)$  is the fishing effort of fleet  $f$  (time spent at sea) and  $q_{i,f}$  measures

the catchability of the stock  $i$  by the fleet  $f$ . Fleets  $f$  include one legal fleet (aggregated legal fleets) and one IUU fishing "fleet" through one additional "theoretical fleet" of illegal boats.

As in Tilman model of mechanistic resource-based species competition (Tilman and Sterner, 1984; Tilman, 2020), the dynamics of the biomass  $y(t)$  of the resource depends on the consumption of the different fish species through the relation :

$$y(t+1) = y(t) \left( 1 - \sum_{i=1}^N s_i x_i(t) \right) + I(t) \quad (5.5)$$

where  $I(t)$  is the external input (source) for this resource.

### 5.3.2 Demand, Supply and market equilibrium

We use the results obtained in Chapter 4 for the supply and demand part of the model.

Here, we used the Constant Elasticity Substitution (CES) utility function type to capture consumer demand (Sato, 1975; Tohamy and Mixon Jr, 2004; Quaas and Requate, 2013; Stoeven, 2014; Quaas et al., 2020), the utility of consumers depends on several fish species  $i = 1, \dots, n$  :

$$U(Q(t), a) = \left( \sum_{i=1}^n a_i Q_i(t)^\sigma \right)^{\frac{1}{\sigma}}, \quad (5.6)$$

where  $Q_i(t)$  stands for the quantity of species  $i$  requested at time  $t$  while parameter  $a_i > 0$  refers to the consumer preferences. The higher  $a_i$  is, the higher the consumer appreciates this product. The parameter  $\sigma$  represents constant elasticity of substitution. When  $\sigma < 1$ , the products are weakly substitutable, which means a preference for diversity (Quaas and Requate, 2013), on the contrary,  $\sigma > 1$  means that the products are closer substitutes.

Consumers are here assumed to be myopic and rational. More specifically, they are supposed to maximize with respect to quantities  $Q_i(t)$  the difference between their utility arising from  $Q_i(t)$  minus their costs of buying  $Q_i(t)$  which depend on price  $p(t) = (p_1(t), \dots, p_n(t))$  as follows :

$$\max_{Q_1(t), \dots, Q_n(t)} U(Q_1(t), \dots, Q_n(t), a) - \sum_i p_i(t) Q_i(t) \quad (5.7)$$

Applying first order optimality conditions, we obtain the relation :

$$p_i(t) = \frac{\partial U}{\partial Q_i}(Q_i^*, a) = \left( \sum_{j=1}^n a_j Q_j^*(t)^\sigma \right)^{\frac{1}{\sigma}-1} a_i Q_i^*(t)^{\sigma-1}, \quad (5.8)$$

where  $Q_i^*(t)$  refers to the optimal quantity of species  $i$  at time  $t$ . Equation (5.8) relates to a multispecies inverse demand function as the price emerges as a function of quantities of the different species. The use of this inverse demand allows for an endogenisation of fish prices with respect to consumer preferences  $a_i$  and quantities  $Q_i(t)$ , that is to say dynamic prices (Barten and Bettendorf, 1989; Eales et al., 1997; Holt and Bishop, 2002). From the inverse demand formulation (5.8), we can also derive an explicit formulation for the preference parameters  $a_i$  with respect to  $Q$  and  $p$  as proved in Appendix 5.7.2.

We now focus on the supply side. We draw the reader's attention to the fact that this following part of the model only applies to the legal fishing fleet. Profit of the legal fleet is defined as the difference between the income induced by fishing and cost of operating :

$$\pi(t) = \sum_i p_i(t)H_i(t) - C(e(t)), \quad (5.9)$$

where  $p_i(t)$  is again the price of species  $i$ , while  $C$  is the cost function of fishing effort. We here assumed that the cost function is quadratic as in (Clark et al., 2006; Péreau et al., 2012; Pizarro and Schwartz, 2018)

$$C(e) = c_0 + c_1e + \frac{c_2}{2}e^2 \quad (5.10)$$

Above,  $c_0$  stands for the fixed cost, while  $c_1$  are cost parameters that can relate to fuel or ice consumption for operating. Quadratic cost  $c_2$  can be related to risk aversion (Tromeur et al., 2021). As in Chapter 4, we assume the same condition of pure competition (Arrow and Debreu, 1954), Supply is equal to Demand. We have :

$$H_i(t) = Q_i^*(t), \quad (5.11)$$

where demand  $Q_i^*(t)$  is characterized above in (5.8). By integrating the inverse demand function (5.8) into the profit (5.9), as in Chapter 4, we obtain :

$$\pi(x(t), e(t)) = e(t)U\left(Cpue(x(t)), a\right) - C(e(t)) \quad (5.12)$$

where the vector of captures by unit of effort  $Cpue(x(t))$  is defined by

$$Cpue_i(x(t)) = q_i x_i(t) \quad (5.13)$$

Now we consider that, in the fishery, fishers are price-taker, myopic and rational (Péreau et al., 2012). Myopic means that fishers act without considering the consequences of their

actions on the future. Thus, the agents optimize their individual profit as follows :

$$\max_{e(t) \geq 0} \pi(x(t), e(t)). \quad (5.14)$$

Applying again first order optimality conditions on profit formulation (5.12) and assuming for now that the optimal effort  $e^*(t)$  is positive, we can explicitly determine the optimal effort :

$$e^*(t) = \frac{U\left(Cpue(x(t)), a\right) - c_1}{c_2} \text{ with } U\left(Cpue(x), a\right) = \left(\sum_{j=1}^n a_j (q_j x_j(t))^\sigma\right)^{\frac{1}{\sigma}} \quad (5.15)$$

### 5.3.3 Calibration Method

In line with Cissé et al. (2015); Gomes et al. (2021), the MICE described previously has been calibrated using quarterly data and time series of landing and fishing effort from the [IFREMER Fisheries Information System](#) for the legal fleets of the small scale fishery in French Guiana.

As in Chapter 3, we also rely on Levrel (2012) where a global annual data of illegal fishing catches is given to estimate the historical values for illegal fishing. As legal and illegal fishers use the same fishing technology, we consider that the proportion of each species in illegal catches at each time  $t$  is equal to the distribution of this species in legal catches at each time  $t$ <sup>2</sup>. We use these proportions to calculate illegal fishing by species, and not only a global amount according to Equation (5.16).

$$H_{i,IUU}^{data}(t) = H_{IUU}^{data}(t) * \frac{H_i^{data}(t)}{\sum_i^{N=3} H_i^{data}(t)} \quad (5.16)$$

We are aware of the limitations of using these estimations as historical IUU data, but they represent an acceptable proxy and allow us to conduct an exploratory analysis of the impact of illegal fishing on the ecosystem and the catches of French Guianese fishers<sup>3</sup>.

Once we obtain this estimation of illegal catches, the calibration of the MICE is realized by applying a least squares method in order to minimize the distance between historical catches and the catches estimated by our model. The period of calibration we use here to estimate the parameters goes from  $t_0 = 2006$  to  $t_1 = 2011$  (decomposed in quarters) i.e

2. To give the reader an idea, on average from 2006 to 2012, AW represents around 59.3% of legal catches, GW around 24.6% and CSC around 16.1% ([IFREMER Fisheries Information System](#)(SIH))

3. Unfortunately, we cannot use the data available on ([Global Fishing Watch](#)), as small scale illegal fishing fleets are rarely equipped with AIS and the data collected by satellites and land-based receivers is not sufficient. Furthermore, the available data does not allow us to distinguish between coastal fishing and offshore fishing.

24 observations, as there are no missing values. This reads as follows :

$$\min_{m_i, q_{i,f}, a_{res,i}, g_i, x_i(t_0), I(t), e_{IUV}(t)} \sum_{t=t_0}^{t_1} \sum_{i=1}^{N=3} \sum_{f=1}^{F=4} (H_{i,f}^{data}(t) - H_{i,f}(t))^2. \quad (5.17)$$

The parameters to be identified in (5.17) are the natural mortality rate  $m_i$  of each species  $i$ , the catchability  $q_{i,f}$  of each species relative to each fleet  $f$ , the terms of interaction  $s_i$  between the species and the resource, the growth efficiency  $g_i$  of each species, the initial biomass  $x_i(t_0)$  of each species, the external input of the resource  $I(t)$  as well as the fishing effort of illegal fleet  $e_{IUV}(t)$  (in days).

So, to identify the value of the sigma coefficient  $\sigma$  and  $c_2$ , the proxy of risk aversion, we apply a least squares method to minimize the distance between historical effort and the effort estimated by our model, according to equation (5.15), from 2006 to 2017, i.e 48 observations, as there are no missing values <sup>4</sup> :

$$\min_{\sigma, c_2} \sum_{t=t_0}^{t_1} (e^{data}(t) - e(t)^*)^2 \quad (5.18)$$

Furthermore, we used a genetic algorithm from the Scilab software <sup>5</sup> to solve numerically the minimization problem (5.17) and (5.18). The parameters estimated in the minimisation problems (5.17) and (5.18) are shown in the Table 5.2 in the Appendix 5.7.1.

---

4. We have chosen to estimate the parameters  $\sigma$  and  $c_{2,f}$  from  $t_0=2006$  to  $t_1=2017$ , as the calculation over a longer period of data allows for more reliability in the estimated parameter. To do this, from 2011 to 2017, we use the parameters estimated in the maximisation problem (5.17) and a logarithmic regression for the projection of illegal effort,  $e_{IUV}$ .

5. See <https://www.scilab.org>. Genetic Algorithms were developed to solve optimization problems based on the mechanics of natural selection and genetics (Cerf, 1998). The genetic algorithm starts with an initial population of random individuals (i.e. a set of parameters) and will successively generate populations of individuals from this point in order to improve the population, i.e optimize. This numerical optimization method has already been adopted several times in bio-economics and more precisely in fisheries management with the least square method (Mardle et al., 2000; Cissé et al., 2015; Gomes et al., 2021; Cuilleret et al., 2022)

## 5.4 Results

### 5.4.1 Calibration results

Figure 5.3 shows the results of the catch and aggregated legal effort trajectories obtained from the minimization problem (5.17) and (5.18) in green and the historical biomass and the historical aggregated legal effort trajectories in blue.

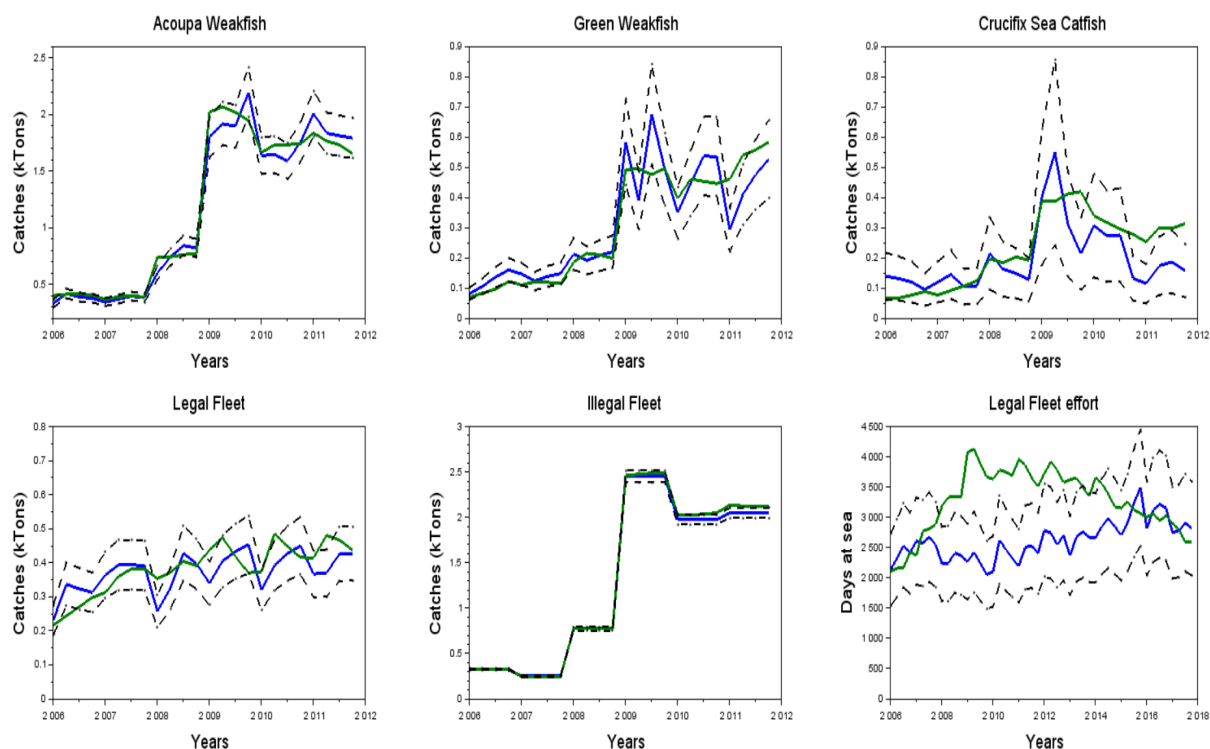


FIGURE 5.3 – Comparison of the catches by species and by fleet from the first quarter of 2006 to the last quarter of 2011. The green line represents the catches,  $H(t)$ , derived from the model. The blue line represents the historical data,  $H^{data}(t)$ . The dotted black lines represent the confidence intervals (see equation (5.21)).

To quantify more explicitly the quality of our modeling and of its calibration, we compute the mean relative distance  $\varepsilon_k$  on catches by fleet and by species between the data and the estimation :

$$\varepsilon_k = \frac{1}{t_1 - t_0} \sum_{t=t_0}^{t_1} \left| \frac{H_k^{data}(t) - H_k(t)}{H_k(t)} \right| \quad (5.19)$$



and on effort for legal fleet between the data and the estimation :

$$\varepsilon_k = \frac{1}{t_1 - t_0} \sum_{t=t_0}^{t_1} \left| \frac{e_{legal}^{data}(t) - e_{legal}(t)}{e_{legal}(t)} \right| \quad (5.20)$$

Results of equations (5.19) and (5.20) are presented in Table 5.1. It can be seen that the aggregate mean relative error is low  $\epsilon_k = 0.05$ , and also for the key species of the Guiana fishery, AW, is equal to  $\epsilon_k = 0.06$ .

TABLE 5.1 – Comparison of mean relative error,  $\varepsilon_k$  (Equation (5.19)), taking into account illegal catches, or not.

k	Mean relative error $\epsilon_k$
AW	0.06
GW	0.19
CC	0.34
Legal	0.13
Illegal	0.01
Effort	0.21
Aggregated	0.05

On Figure 5.3, are also plotted (dotted black lines) the confidence intervals  $CI_k$  derived from mean-relative-error deviation from central values  $\sigma_k$  through : In (5.19), the error  $\varepsilon_k$  can relate to  $k = f$  for catches by fleet or  $k = i$  for catches by species.

$$CI_k = [1 - 2 * \sigma_k, 1 + 2 * \sigma_k] * H_k^{data}(t) \quad (5.21)$$

### 5.4.2 Projections

The integration of climate change in the model relies on the following works Gomes et al. (2021), Cuilleret et al. (2022) and Gomes (2022). In the following projection, we use three different climate scenarios : the intermediate climate scenario SSP-4.5, the optimistic climate scenario 2.6, and the pessimistic climate scenario 8.5 proposed by the IPCC (Pörtner et al., 2019; IPCC et al., 2021), to determine the evolution of the sea surface temperature (SST). The increase in sea temperature is determined quarterly and denoted by the parameter  $\Delta_{\theta(t)}$ . In French Guiana, there are rainy and dry seasons, seasonal temperature variations have an important impact on the SST (Hilsenroth et al., 2021).

This is why we add seasonality, as in (Cuilleret et al., 2022), on the temperature variation proposed by the IPCC, denoted by the parameter  $\epsilon_X$ . Mathematically, the evolution of the SST is expressed as follows :

$$\theta(t + 1) = \theta(t) + \Delta_{\theta(t)} + \epsilon_X \quad (5.22)$$

The values of parameters  $\Delta_{\theta(t)}$  and  $\epsilon_X$  can be found in Table 5.7 in the appendix 5.7.5 according to the chosen scenario. Figures 5.11, 5.12, 5.13 in the appendix 5.7.6 show the evolution of the temperature according to the equation (5.22) and the chosen scenario.

We propose three different fishing scenarios ; one where illegal fishing is present (BAU scenario), one where illegal fishing is reduced by half compared to the BAU scenario and one where illegal fishing is considered to be null (NI scenario). We apply these three fishing scenarios to the three climate scenarios mentioned above.

In the projection with the BAU scenario, efforts from 2018 to 2100 for the aggregated legal fleets use equation (5.15). For the illegal fishing, we use a predictive projection based on a logarithmic trend regression on fishing efforts estimated during the calibration phase<sup>6</sup>. Thus, this projection with IUU fishing is globally characterized from 2018 to 2100 by :

$$e_{Legal}(t) = \frac{U\left(Cpue(x), a\right) - c_1}{c_2} .. \quad (5.23)$$

$$e_{IUU}(t) = \alpha_1 \ln(t) - \alpha_0 \quad (5.24)$$

with  $\alpha_1 = 1894.2$  and  $\alpha_0 = 936.3$ . All the other parameters for the prediction arise from the calibration. This BAU scenario is shown in black in Figure 5.4, Figure 5.6, Figure 5.7 and Figure 5.8.

We propose a second hypothetical scenario where illegal fishing effort is reduced by half compared to the BAU scenario. Thus, this projection with reduced IUU fishing is globally characterized from 2018 to 2100 by :

$$e_{Legal}(t) = \frac{U\left(Cpue(x), a\right) - c_1}{c_2} .. \quad (5.25)$$

$$e_{IUU}(t) = \frac{\alpha_1 \ln(t) - \alpha_0}{2} \quad (5.26)$$

with  $\alpha_1 = 1894.2$  and  $\alpha_0 = 936.3$ . This scenario with halved illegal fishing is shown in green in Figure 5.4, Figure 5.6, Figure 5.7 and Figure 5.8.

---

6.  $e_{IUU}(t)$  is the value of the effort (expressed in days of fishing) estimated by the logarithmic trend regression and t is expressed in quarters.  $R^2$  is equal to 0.58 for this regression.

We now consider a theoretical projection without illegal fishing, called No Illegal scenario (NI scenario). Such scenario corresponds to the prevention of the illegal fishing effort over the projection period from 2018 to 2100, as follows :

$$e_{Legal}(t) = \frac{U\left(Cpue(x), a\right) - c_1}{c_2} \dots \quad (5.27)$$

$$e_{IUU}^{NI}(t) = 0 \quad (5.28)$$

This scenario NI is shown in blue Figure 5.4, Figure 5.6, Figure 5.7 and Figure 5.8. From the inverse demand formulation (5.8), we derive an estimation for the current preference parameters  $a_i$ . We rely on prices  $p_i(t_0)$  and catches  $Q_i(t_0)$  at year  $t_0 = 2006$  detailed in Table 5.2. As proved in Appendix 5.7.2, we can indeed write :

$$a_i = p_i(t_0)Q_i(t_0)^{1-\sigma} \left( \sum_{j=1}^n p_j(t_0)Q_j(t_0)^{\sigma-1} \right) \quad (5.29)$$

Table 5.7.1 displays the estimated values  $a_i$  for the three species AW, GW and CsC.

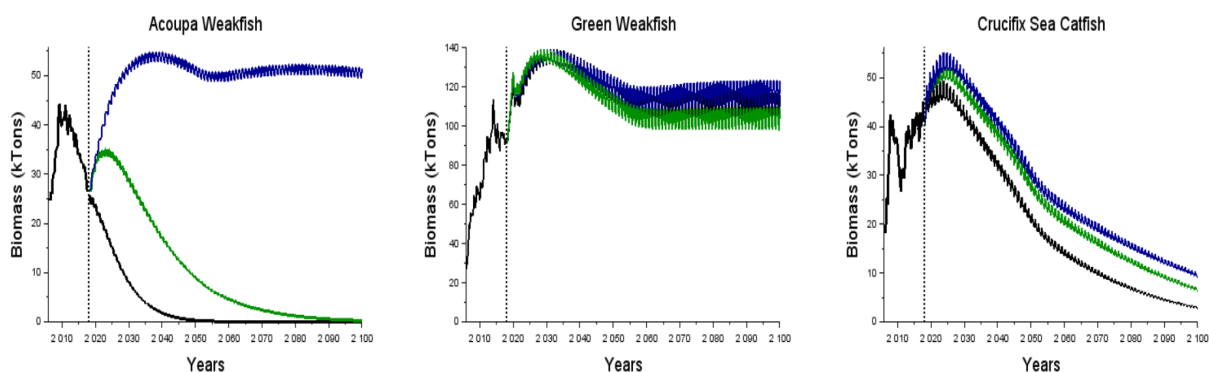
#### 5.4.2.1 Biomass

Figure 5.4 shows the evolution of the biomass of the different species according to the chosen fishing scenario and climate scenario.

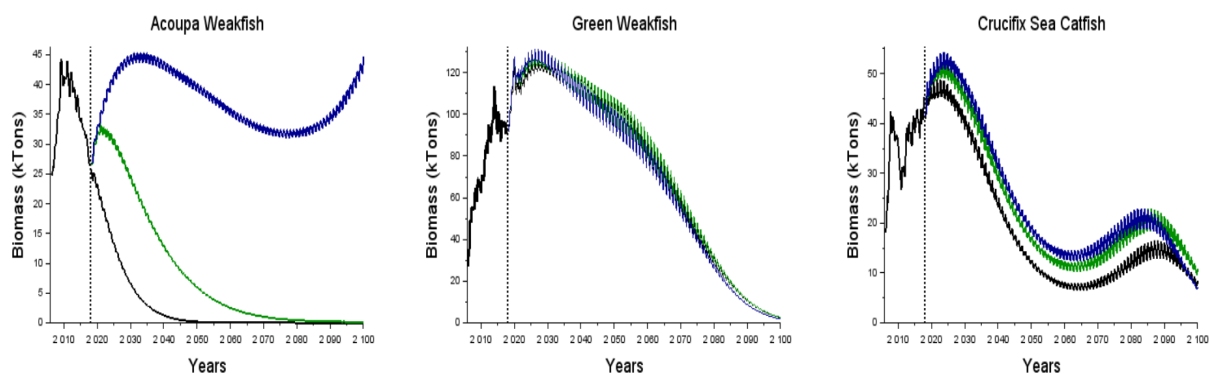
Global warming has a significant effect on species biomass, the greater the global warming is, the more species suffer from it. The optimistic climate scenario RCP 2.6, Figure 5.4a, allows the maintenance of 2 species until the end of the modelling in 2100 in the case of the NI scenario. The pessimistic climate scenario RCP8.5, Figure 5.4c, leads to a progressive decline in the biomass of all species regardless of the fishing scenario considered, although this decline is much slower for AW and CsC in the case of the NI scenario. The intermediate climate scenario SSP2-4.5, Figure 5.4b leads to the predominance of AW in the case of suppression of illegal fishing.

The AW biomass is the one that benefits the most from the end or reduction of illegal fishing regardless of the climate scenario envisaged. Illegal fishing has a very important impact on the AW, which leads to its rapid vanishing. It is the species with the highest economic value and therefore the main target of illegal fishing, particularly because of the high value of its swim bladder. In the presence of illegal fishing, the GW Biomass is slightly higher than in the case of suppression of illegal fishing, this is due to the increase in competition for the resource coming from the increase in the AW biomass. Despite a more favourable SST for CsC, this species remains less biologically efficient than the other two species and sees its biomass decrease. It benefits however from the end of illegal

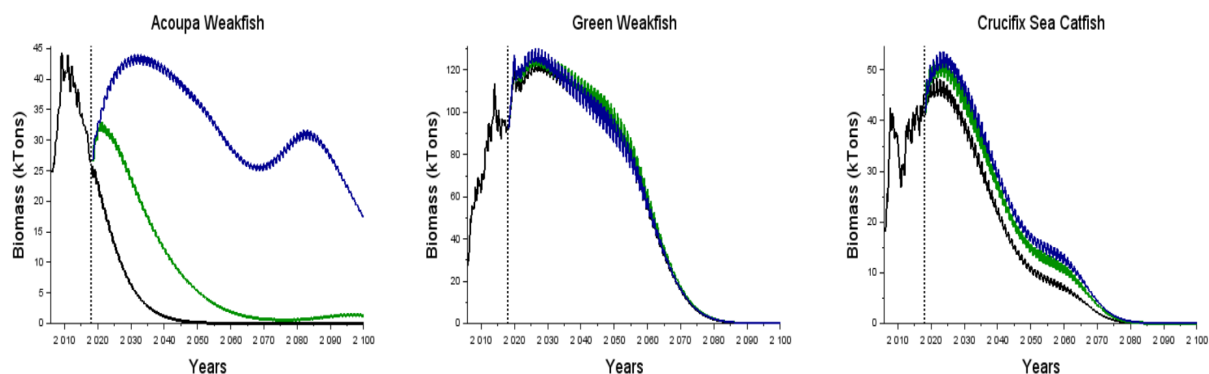
fishing.



(a) OPTIMISTIC CLIMATE SCENARIO : Species biomass trajectories for AW, GW and CSC from 2006 to 2100 with the optimistic scenario **RCP 2.6** from IPCC with seasonality.



(b) INTERMEDIATE CLIMATE SCENARIO : Species biomass trajectories for AW, GW and CSC from 2006 to 2100 with the climate scenario **SSP2-4.5** from IPCC with seasonality.



(c) PESSIMISTIC CLIMATE SCENARIO : Species biomass trajectories for AW, GW and CSC from 2006 to 2100 with the pessimistic scenario **RCP 8.5** from IPCC with seasonality.

FIGURE 5.4 – The black line represents the historical period and the BAU scenario. The green line represents the scenario where illegal fishing effort is halved (compared to the BAU scenario). The blue line represents the NI scenario. The black dotted line represents the beginning of the projected trajectories.

To facilitate the comparison between the different fishing scenarios and the different climate scenarios studied, Figure 5.5 presents with histograms the average biomass of the 3 species studied in the model from the beginning of the projected trajectories, in 2018, until the end of the projection period in 2100; as well as the maximum and minimum biomass reached by each of the species over this same period. This graph confirms the very positive result that eliminating illegal fishing has on the AW, this species is the main target of illegal fishing. We notice that illegal fishing has a much stronger negative impact on it than climate change. Logically, the RCP 2-6 scenario provides a more favourable situation for the three species than the intermediate climate scenario SSP2-4.5 and even more so than the pessimistic climate scenario RCP 8.6. However, climate change has a greater impact on CsC and GW than illegal fishing, as CsC and GW are subject to less illegal fishing pressure than AW. The CsC nevertheless benefits greatly from the reduction or elimination of illegal fishing. For the GW, the suppression of illegal fishing leads to greater competition for the resource from the AW, so that the reduction in illegal fishing has a mixed effect on its biomass.

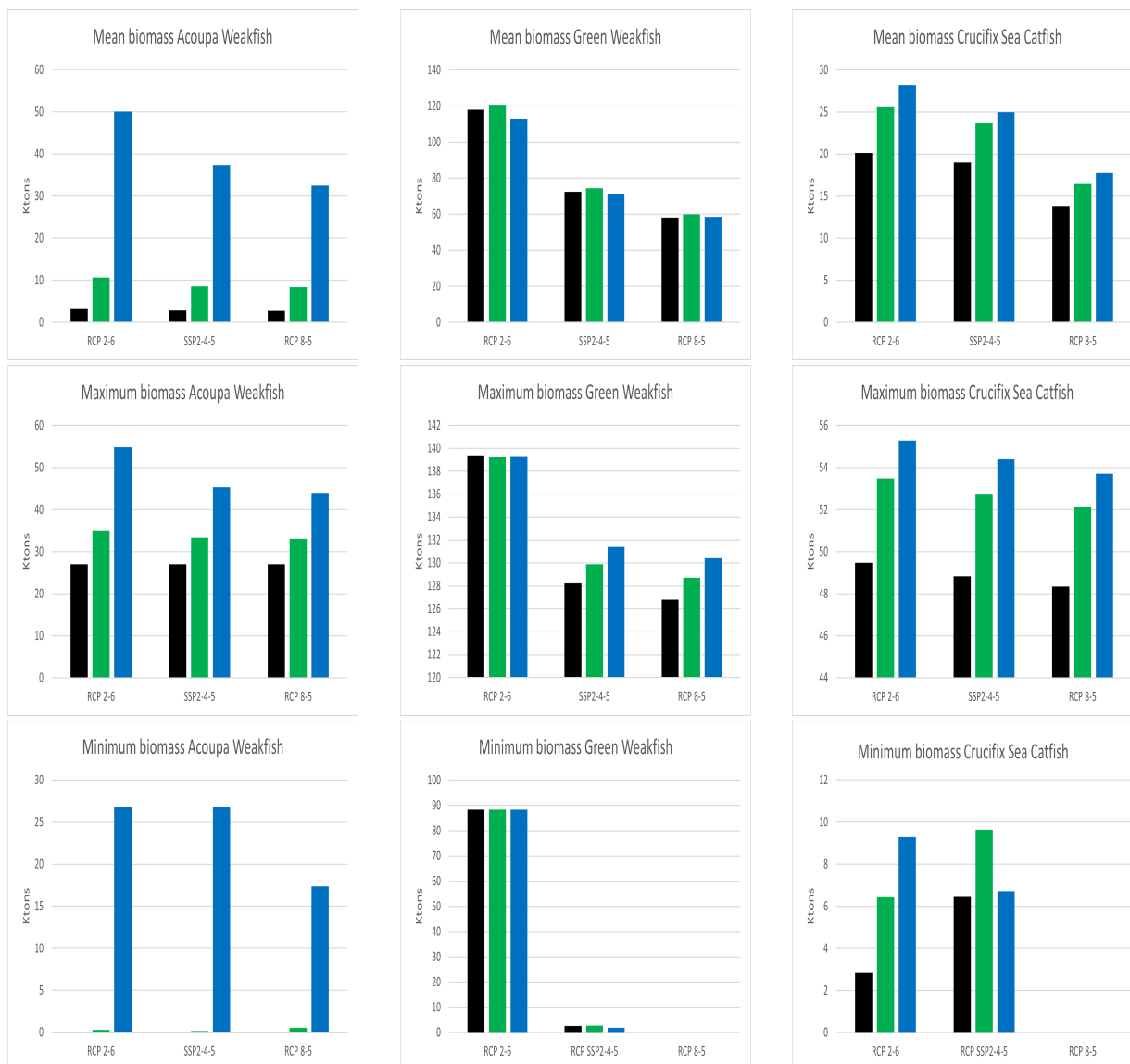


FIGURE 5.5 – Average, maximum and minimum biomass between 2018 and 2100. The black column represents the BAU scenario. The green column represents the scenario where illegal fishing effort is halved (compared to the BAU scenario). The blue column represents the NI scenario.

5.4.2.2 Economic and social results

Figure 5.6, Figure 5.7, Figure 5.8 show the evolution of the fishing effort expressed in days at sea for the legal and illegal fleets, the profit of the legal fleet, and the legal and illegal catches in Ktons. The price  $p_i$  used includes the value of swim bladders<sup>7</sup>. This price is dynamic according to equation (5.8).

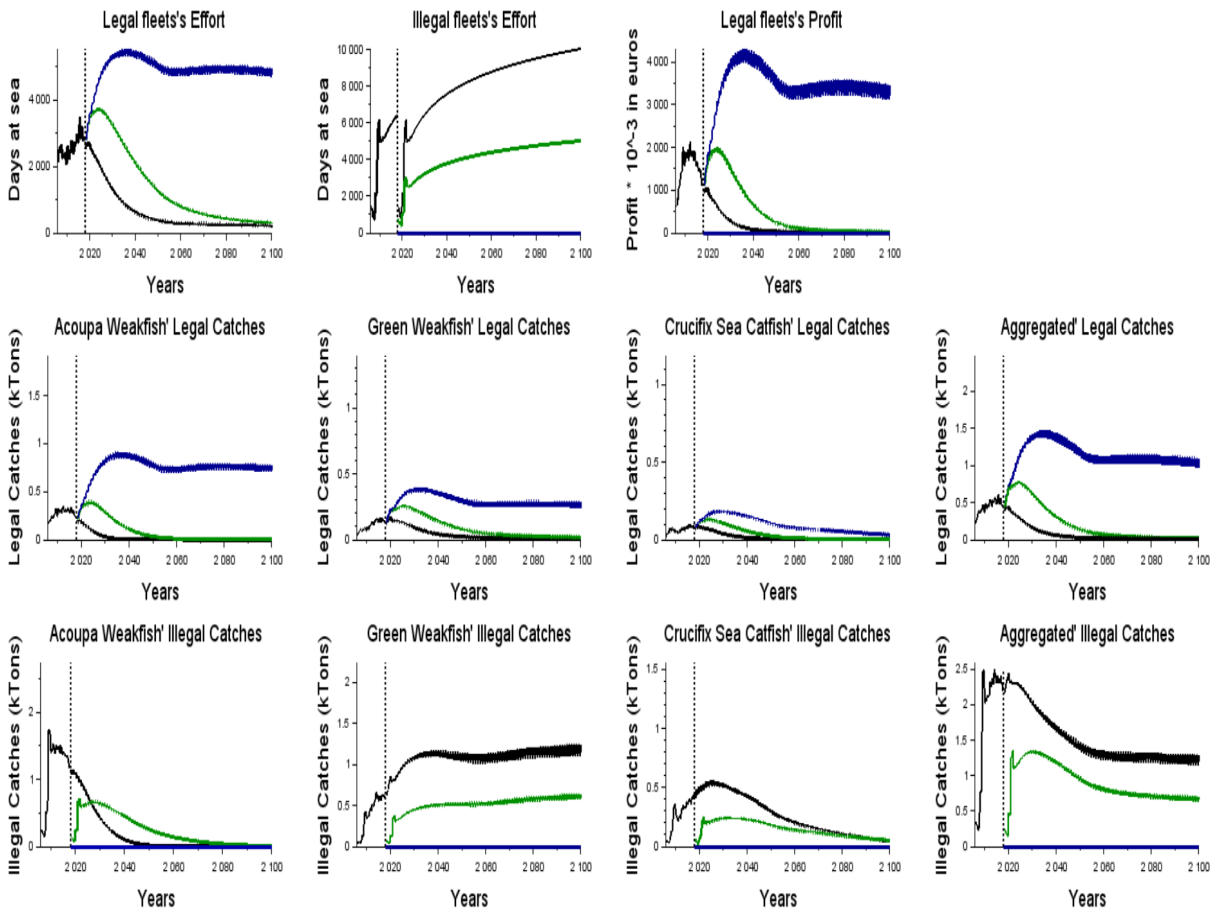


FIGURE 5.6 – OPTIMISTIC CLIMATE SCENARIO : Effort, Profit and Catches trajectories from 2006 to 2100 with the optimistic scenario **RCP 2.6** from IPCC with seasonality. The black line represents the historical period and the BAU scenario. The green line represents the scenario where illegal fishing effort is halved (compared to the BAU scenario). The blue line represents the NI scenario. The black dotted line represents the beginning of the projected trajectories.

7.  $p_i = \frac{\gamma_i - 1}{\gamma_i} * p_i^{flesh} + \frac{1}{\gamma_i} * p_i^{SB}$ , see values of  $p_i^{flesh}$ ,  $p_i^{SB}$  and  $\gamma_i$  in Table 5.3 of the appendix 5.7.1. The ratio  $\gamma_i$  relates to the quantity of fresh swim bladders extracted from each fish  $i$ .

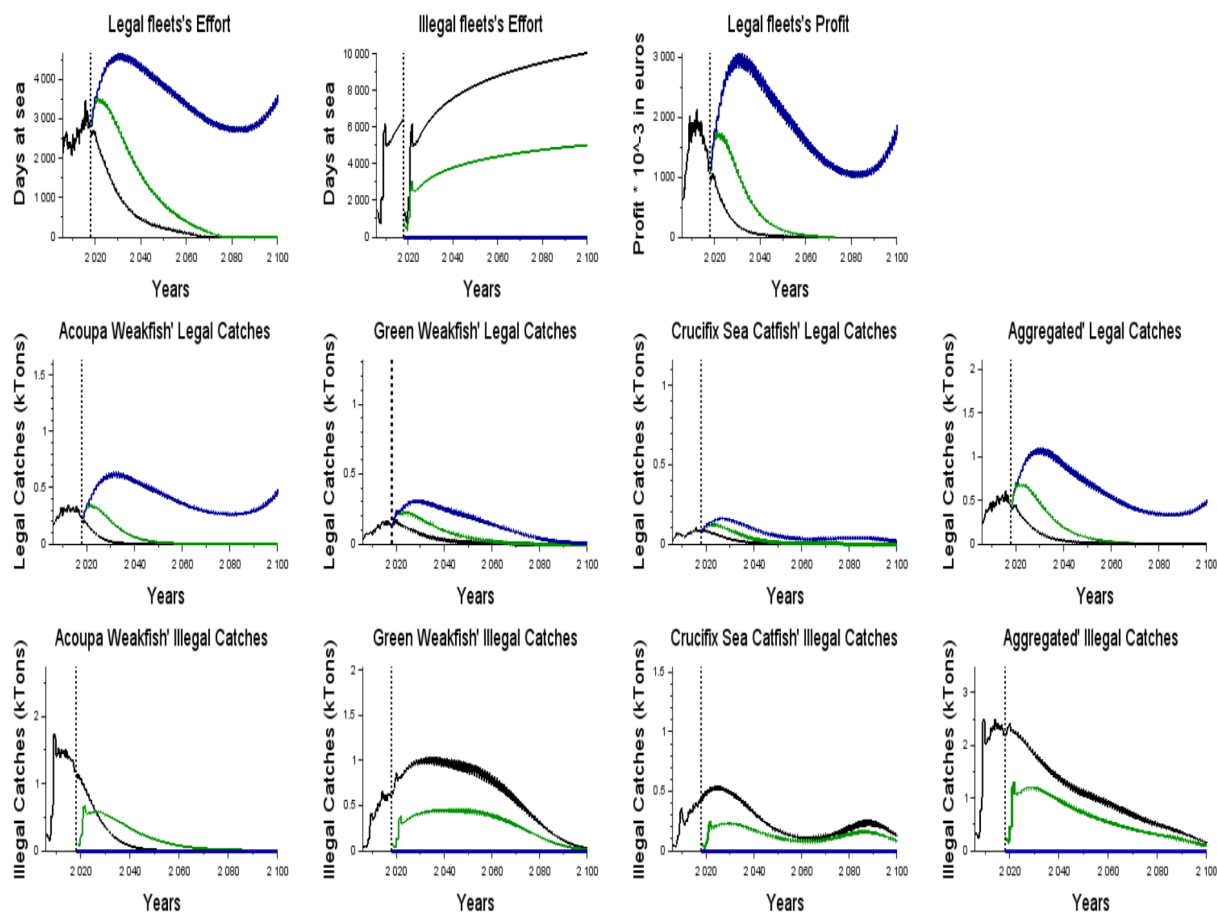


FIGURE 5.7 – INTERMEDIATE CLIMATE SCENARIO : Effort, Profit and Catches trajectories from 2006 to 2100 with the intermediate scenario **SSP2-4.5** from IPCC with seasonality.

The black line represents the historical period and the BAU scenario. The green line represents the scenario where illegal fishing effort is halved (compared to the BAU scenario). The blue line represents the NI scenario. The black dotted line represents the beginning of the projected trajectories.



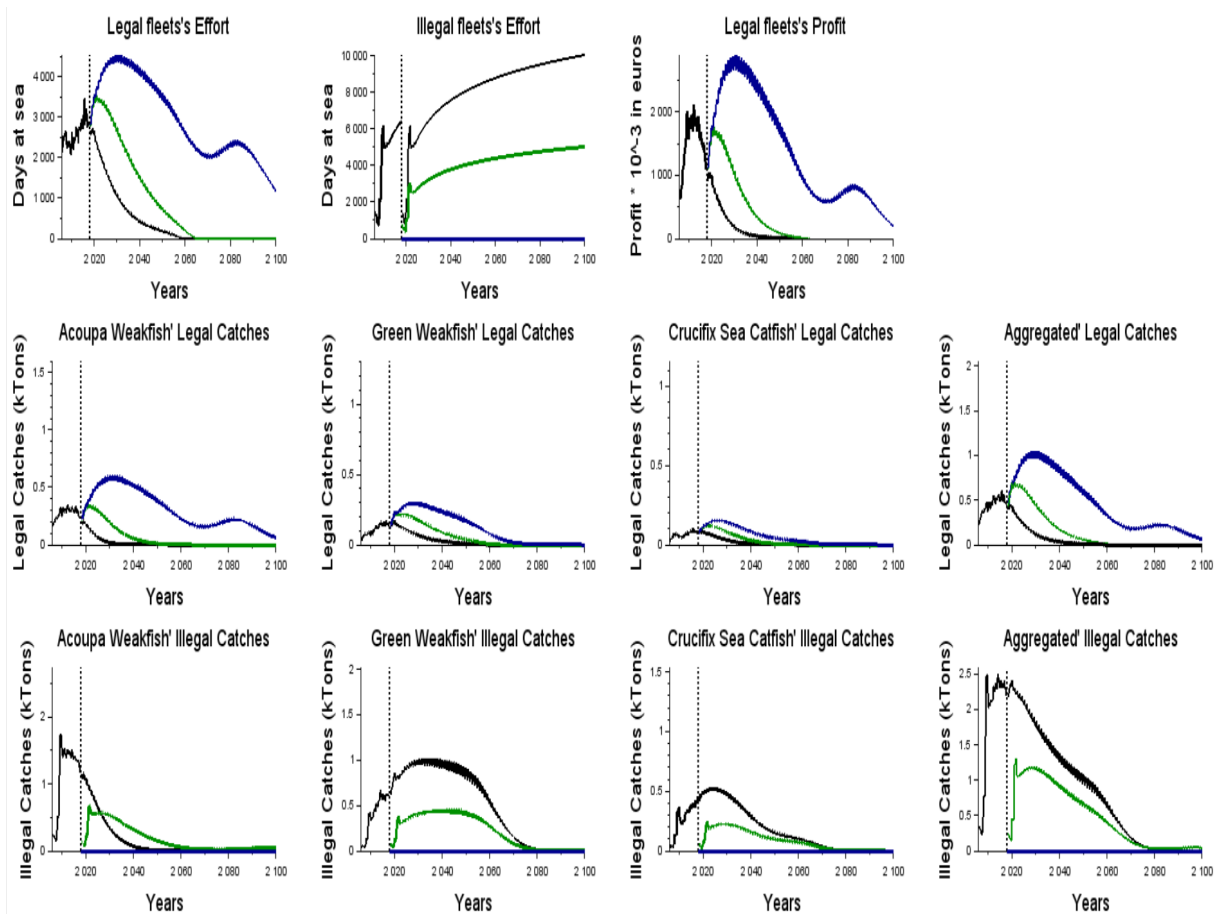


FIGURE 5.8 – PESSIMISTIC CLIMATE SCENARIO : Effort, Profit and Catches trajectories from 2006 to 2100 with the pessimistic scenario **RCP 8.5** from IPCC with seasonality.

The black line represents the historical period and the BAU scenario. The green line represents the scenario where illegal fishing effort is halved (compared to the BAU scenario). The blue line represents the NI scenario. The black dotted line represents the beginning of the projected trajectories.

Illegal fishing has a very significant impact on legal fishing in terms of fishing effort, catches and profits. Illegal fishing amplifies the negative effects of global warming. Indeed, in the top left corner, in Figure 5.7 and 5.8, we can see that the strong presence of illegal fishing in the BAU scenario leads to the closure of legal fishing.

In Figure 5.8, RCP 8.5 pessimistic climate scenario, the production of the legal fleets becomes zero in the last quarter of 2057 for the BAU scenario, in the second quarter of 2064 for the scenario with a decrease in illegal fishing. In the case of the SSP2-4.5 scenario, Figure 5.6, legal fishing becomes zero in the last quarter of 2065 for the BAU scenario, zero in the last quarter of 2074 in the case of a reduction in IUU fishing. The decrease in illegal fishing leads to an improvement of the situation but only the situation of total elimination of illegal fishing allows the maintenance of the legal fishing effort throughout

the projection period until 2100 in the RCP 8.5 and SSP2-4.5 scenarios. In the case of the optimistic climate scenario RCP 2.6, legal effort and legal catches are maintained regardless of the fishing scenario used, but, over the whole projection period, for the NI scenario, the average global legal catch level is 21.8 times higher than the BAU scenario and for the scenario where illegal fishing is divided by 2, it is 3.98 times higher. Global warming and illegal fishing weaken the Guianese food system. The reduction, or better, the suppression of illegal fishing allows to maintain a positive level of catches.

The Figures 5.6 ,5.7 and 5.8 show the trajectories of the quarterly profits (first row, third column) according to the scenarios considered. The excessive fishing pressure generated by IUU fishing leads to zero profits for the legal fleet. The loss of profit due to illegal fishing is therefore very significant. The RCP 8.5 scenario leads to a drop in profit no matter the fishing scenario considered, but the profits remain positive in the NI scenario. The scenario of closure of illegal fishing, leads to a stabilisation of profits in the case of the RCP 2.6 scenario, and a slight increase in profits at the end of the SSP2-4.5 simulation <sup>8</sup>. The pressure from illegal fishing works against itself and leads to a gradual decline of catches because of the strong effect it has on ecosystems (see last row of the Figures 5.6,5.7 and 5.8).

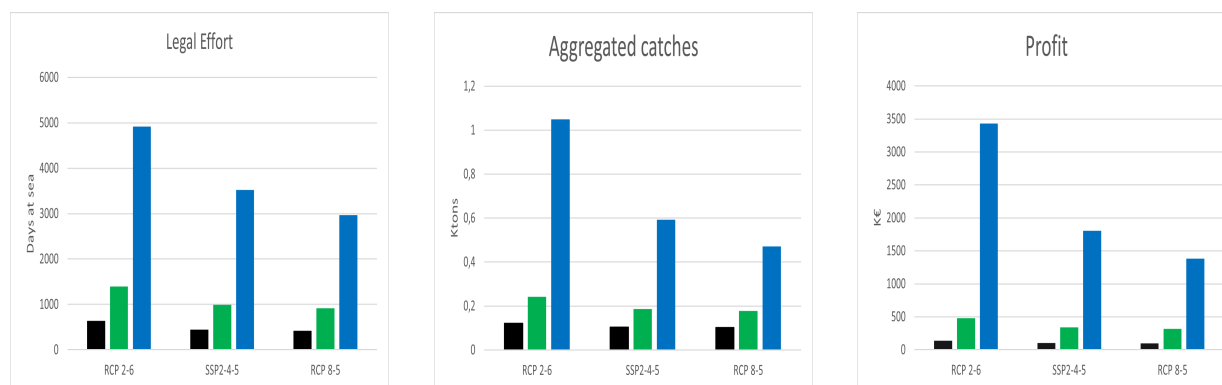


FIGURE 5.9 – Average effort, Average aggregated catches and average profit between 2018 and 2100. The black column represents the BAU scenario. The green column represents the scenario where illegal fishing effort is halved (compared to the BAU scenario). The blue column represents the NI scenario.

Figure 5.9 shows a comparative example of the economic and social factor on the same histogram. This graph highlights the very important gain of the suppression of illegal fishing for the small Guianese coastal fishery, mainly due to the rebuilding of the stock of AW. Global warming certainly has a very strong impact on the economy of the EEZ, but its impact from an economic and social point of view is less important than that of illegal fishing. In the short term and at a local level, it is therefore possible to

<sup>8</sup>. See Appendix 5.7.7 for a comparison in terms of average aggregated catches and profit in a table

preserve the French Guiana fishery by limiting the impact of illegal fishing on this EEZ, by controlling illegal fishing. The resources committed must be significant, as a simple reduction in illegal fishing (although beneficial) is not enough. These controls will therefore have a very positive impact on food security, especially by maintaining catches, but also by allowing higher profits.

## 5.5 Conclusion, Recommendations and Perspectives

This article is part of the "food system" analysis in the sense that it links demand, supply and environment. Food systems include at least all activities related to food production, processing, packaging, distribution and consumption (Tendall et al., 2015; HLPE, 2017). They are further endangered by global changes (global warming, pollution) (Ericksen, 2008) and increasingly repeated shocks (like the recent COVID 19 crisis) (Béné, 2020). The results highlight the impact of illegal fishing on the Guianese fish production, economy and ecosystem by integrating the issue of climate change via two extreme climate scenarios (RCP 2.6 and RCP 8.5) and an intermediate climate scenario (SSP2-4.5) from the IPCC. Using the results of Chapter 4, the influence of the consumer on supply, i.e. on legal fishing effort and the integration of dynamic pricing by means of an inverse demand are studied. This resource-based model developed from a MICE, Model of Intermediate Complexity for Ecosystem Assessment, proposes for the first time a model studying the Guianese small-scale fishery and his production by incorporating the problems of global warming, demand and IUU fishing.

The climate scenario considered has a strong impact on the dynamics of the biomasses and fisheries. We notice that only in the case of the most optimistic climate scenario, 2.6, the simple decrease of IUU fishing or the BAU scenario lead to the maintenance of legal fishing until 2100. The scenario of a decrease in illegal fishing is not sufficient to allow for the sustainability of the legal fleet in the case of the pessimistic climate scenario 8.5 and the intermediate climate scenario SSP2-4.5. On the other hand, no matter the climate scenario, the total elimination of illegal fishing leads to the systematic maintenance of the legal fishing fleet. This last chapter completes and confirms the results proposed in Chapter 3 of the thesis. Illegal fishing amplifies the issue of global warming and controlling illegal fishing helps to preserve legal fishing. The scenarios suggest that illegal fishing has a greater local economic impact than global warming. Efforts to control IUU fishing and cooperation between the countries of the Guiana shelves must be significant, as a simple reduction in illegal fishing effort is not enough to preserve the small-scale fishery of French Guiana. The policy recommendations proposed earlier in Chapter 3 are supported by the results presented here. We recommended allocating more human and financial resources

to the control of IUU fishing in view of the scale of the phenomenon and the strong economic and ecological impact of IUU fishing. We also recommended an increased cooperation between the Guiana Shield states to curb IUU fishing. In addition, improving the fishing infrastructure would help the French Guianese fishing industry by facilitating landing, ice and fuel supplies.

This study confirms the results obtained in previous studies regarding the strong impact of climate change on the French Guiana EEZ (Diop et al., 2018; Gomes et al., 2021; Cuilleret et al., 2022). Given the vulnerability of fishers and ecosystems to this challenge, complementary measures can be envisaged. Marine protected areas play a key role in protecting marine ecosystems (Laffoley et al., 2019; Rodríguez-Rodríguez, 2019) and the resilience of ecosystems is greatly increased by the presence of marine protected areas (Grafton et al., 2009; Bates et al., 2019). Therefore, the development of the marine part of the natural protected area of "la réserve naturelle du grand connétable" could have a very positive impact to fight against the effects of climate change. In addition, to ensure food security in the future, diversifying the production mode of the fishery food system can improve its resilience. This adds flexibility, particularly by increasing the possibilities of substitution between different products for the producer and the consumer. A healthy aquaculture production activity, which does not pollute the environment and does not contribute to the collapse of wild stocks, increases the resilience of the food system (Troell et al., 2014). Aquaculture could be a solution for French Guiana. This proposal needs to be studied because aquaculture brings many benefits but also many drawbacks that need to be studied on a case-by-case basis (Jennings et al., 2016; Béné et al., 2016).

Although this article proposes promising new results, they should nevertheless be taken with caution. Indeed, they contain some uncertainties, particularly about the dynamics of the resource, which should be refined. Regarding the inclusion of illegal fishing, it would be necessary to work with a stronger and more robust data set. Furthermore, with regard to the integration of demand for the estimation of legal fishing effort, a more accurate estimation of  $c_2$ , which is the proxy for risk aversion, and  $\sigma$ , the elasticity of substitution, should be taken into account. The problem of the cost of energy on the small Guianese coastal fishery put forward by Cuilleret et al. (2022) as well as the importance of the role of the mangrove put forward in the work of Gomes (2022) could be integrated. It would be interesting to propose more normative management scenarios such as optimal or viable strategies and to incorporate uncertainty into the model (Doyen et al., 2019).

## 5.6 Acknowledgments

This work was supported by the following research projects : SEAVIEW (funded by the Belmont Forum, ANR-14-JPF1-0003), ENTROPIC (CNRS 80PRIME) and SEASIDE (ANR MRSEI). The support from the University of Bordeaux and IFREMER is also gratefully acknowledged.

## Bibliographie

- Arrow, K. J. and Debreu, G. (1954). Existence of an equilibrium for a competitive economy. *Econometrica : Journal of the Econometric Society*, pages 265–290.
- Badjeck, M.-C., Allison, E. H., Halls, A. S., and Dulvy, N. K. (2010). Impacts of climate variability and change on fishery-based livelihoods. *Marine policy*, 34(3) :375–383.
- Barten, A. P. and Bettendorf, L. J. (1989). Price formation of fish : An application of an inverse demand system. *European Economic Review*, 33(8) :1509–1525.
- Bates, A. E., Cooke, R. S., Duncan, M. I., Edgar, G. J., Bruno, J. F., Benedetti-Cecchi, L., Côté, I. M., Lefcheck, J. S., Costello, M. J., Barrett, N., et al. (2019). Climate resilience in marine protected areas and the ‘protection paradox’. *Biological Conservation*, 236 :305–314.
- Beddington, J. R., Agnew, D. J., and Clark, C. W. (2007). Current problems in the management of marine fisheries. *science*, 316(5832) :1713–1716.
- Ben-Hasan, A., de Mitcheson, Y. S., Cisneros-Mata, M. A., Jimenez, É. A., Daliri, M., Cisneros-Montemayor, A. M., Nair, R. J., Thankappan, S. A., Walters, C. J., and Christensen, V. (2021). China’s fish maw demand and its implications for fisheries in source countries. *Marine Policy*, 132 :104696.
- Béné, C. (2020). Resilience of local food systems and links to food security—a review of some important concepts in the context of covid-19 and other shocks. *Food security*, 12(4) :805–822.
- Béné, C., Arthur, R., Norbury, H., Allison, E. H., Beveridge, M., Bush, S., Campling, L., Leschen, W., Little, D., Squires, D., et al. (2016). Contribution of fisheries and aquaculture to food security and poverty reduction : assessing the current evidence. *World Development*, 79 :177–196.
- Béné, C., Macfadyen, G., and Allison, E. H. (2007). *Increasing the contribution of small-scale fisheries to poverty alleviation and food security*. Number 481. Food & Agriculture Org.
- Brander, K. (2010). Impacts of climate change on fisheries. *Journal of Marine Systems*, 79(3-4) :389–402.
- Brunner, E. J., Jones, P. J., Friel, S., and Bartley, M. (2009). Fish, human health and marine ecosystem health : policies in collision. *International Journal of Epidemiology*, 38(1) :93–100.

- Candela, L., Castelli, D., Coro, G., Pagano, P., and Sinibaldi, F. (2016). Species distribution modeling in the cloud. *Concurrency and Computation : Practice and Experience*, 28(4) :1056–1079.
- Cerf, R. (1998). Asymptotic convergence of genetic algorithms. *Advances in Applied Probability*, 30(2) :521–550.
- Chao, L., N. M. . W. J. (2021). Cynoscion acoupa. the iucn red list of threatened species 2021 : e.t154875a46924613.
- Cheung, W. W., Lam, V. W., and Pauly, D. (2008). Dynamic bioclimate envelope model to predict climate-induced changes in distribution of marine fishes and invertebrates. *Modelling Present and Climate-shifted Distributions of Marine Fishes and Invertebrates*, 16(3) :5–50.
- Cheung, W. W., Lam, V. W., Sarmiento, J. L., Kearney, K., Watson, R., and Pauly, D. (2009). Projecting global marine biodiversity impacts under climate change scenarios. *Fish and Fisheries*, 10(3) :235–251.
- Cisneros-Montemayor, A. M., Cisneros-Mata, M. A., Harper, S., and Pauly, D. (2013). Extent and implications of iuu catch in mexico’s marine fisheries. *Marine Policy*, 39 :283–288.
- Cissé, A., Doyen, L., Blanchard, F., Béné, C., and Péreau, J.-C. (2015). Ecoviability for small-scale fisheries in the context of food security constraints. *Ecological Economics*, 119 :39 – 52.
- Clark, C. W., Clark, C. W., et al. (2006). *The worldwide crisis in fisheries : economic models and human behavior*. Cambridge University Press.
- Cuilleret, M., Doyen, L., Gomes, H., and Blanchard, F. (2022). Resilience management for coastal fisheries facing with global changes and uncertainties. *Economic Analysis and Policy*, 74 :634–656.
- de Mitcheson, Y. S., To, A. W.-l., Wong, N. W., Kwan, H. Y., and Bud, W. S. (2019). Emerging from the murk : threats, challenges and opportunities for the global swim bladder trade. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 29(4) :809–835.
- Diop, B., Sanz, N., Duplan, Y. J. J., Blanchard, F., Pereau, J.-C., Doyen, L., et al. (2018). Maximum economic yield fishery management in the face of global warming. *Ecological Economics*, 154 :52–61.

- Doney, S. C., Ruckelshaus, M., Emmett Duffy, J., Barry, J. P., Chan, F., English, C. A., Galindo, H. M., Grebmeier, J. M., Hollowed, A. B., Knowlton, N., et al. (2012). Climate change impacts on marine ecosystems. *Annual review of marine science*, 4 :11–37.
- Doyen, L., Armstrong, C., Baumgärtner, S., Béné, C., Blanchard, F., Cisse, A. A., Cooper, R., Dutra, L., Eide, A., Freitas, D., Gourguet, S., Gusmao, F., Hardy, P.-Y., Jarre, A., Little, L., Macher, C., Quaas, M., Regnier, E., Sanz, N., and Thébaud, O. (2019). From no whinge scenarios to viability tree. *Ecological Economics*, 163 :183–188.
- Doyen, L., Béné, C., Bertignac, M., Blanchard, F., Cissé, A. A., Dichmont, C., Gourguet, S., Guyader, O., Hardy, P.-Y., Jennings, S., et al. (2017). Ecoviability for ecosystem-based fisheries management. *Fish And Fisheries*, 18(6) :1056–1072.
- Eales, J., Durham, C., and Wessells, C. R. (1997). Generalized models of japanese demand for fish. *American Journal of Agricultural Economics*, 79(4) :1153–1163.
- Ericksen, P. J. (2008). What is the vulnerability of a food system to global environmental change? *Ecology and Society*, 13(2).
- FAO (2020a). Fao. 2020. the state of world fisheries and aquaculture 2020. sustainability in action. rome.
- FAO (2022). *The state of world fisheries and aquaculture 2022. Towards Blue Transformation*. Rome.
- FAO, R. (2020b). Fao yearbook : Fishery and aquaculture statistics, 2018.
- Fischer, C. G. and Garnett, T. (2016). *Plates, pyramids, and planets : developments in national healthy and sustainable dietary guidelines : a state of play assessment*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Garcia, S. M., Allison, E. H., Andrew, N., Béné, C., Bianchi, G., de Graaf, G., Kalikoski, D., Mahon, R., and Orensanz, J. (2008). *Towards integrated assessment and advice in small-scale fisheries : principles and processes*, volume 515. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Gomes, H. (2022). *Gestion écosystémique et durabilité des pêcheries artisanales tropicales face aux changements globaux*. PhD thesis, Université de Guyane.
- Gomes, H., Kersulec, C., Doyen, L., Blanchard, F., Cisse, A. A., and Sanz, N. (2021). The major roles of climate warming and ecological competition in the small-scale coastal fishery in french guiana. *Environmental Modeling & Assessment*, pages 1–21.



- Grafton, R. Q., Kompas, T., and Van Ha, P. (2009). Cod today and none tomorrow : the economic value of a marine reserve. *Land Economics*, 85(3) :454–469.
- Halpern, B. S., Frazier, M., Potapenko, J., Casey, K. S., Koenig, K., Longo, C., Lowndes, J. S., Rockwood, R. C., Selig, E. R., Selkoe, K. A., et al. (2015). Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world’s ocean. *Nature communications*, 6(1) :1–7.
- Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D’Agrosa, C., Bruno, J. F., Casey, K. S., Ebert, C., Fox, H. E., et al. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *science*, 319(5865) :948–952.
- Hardy, P.-Y., Béné, C., Doyen, L., and Schwarz, A.-M. (2013). Food security versus environment conservation : A case study of solomon islands’ small-scale fisheries. *Environmental Development*, 8 :38–56.
- Hilsenroth, J., Grogan, K. A., and Frazer, T. K. (2021). Assessing the effects of increasing surface seawater temperature on black pearl production in french polynesia : A bioeconomic simulation. *Ecological Economics*, 181 :106914.
- HLPE, N. (2017). food systems : a report by the high level panel of experts on food security and nutrition of the committee on world food security. *Rome : Committee on World Food Security*, page 152.
- Hoegh-Guldberg, O. and Bruno, J. F. (2010). The impact of climate change on the world’s marine ecosystems. *Science*, 328(5985) :1523–1528.
- Holt, M. T. and Bishop, R. C. (2002). A semiflexible normalized quadratic inverse demand system : An application to the price formation of fish. *Empirical Economics*, 27(1) :23–47.
- Ifremer-SIH (2019). Activité des navires de pêche quartier maritime cayenne 2018.
- IPCC, Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pirani, A., Connors, S. L., Péan, C., Berger, S., Caud, N., Chen, Y., Goldfarb, L., Gomis, M., Huang, M. and Leitzell, K., Lonnoy, E., Matthews, J., Maycock, T., Waterfield, T., Yelekçi, O., Yu, R., and Zhou, B. (2021). Climate change 2021 : the physical science basis. *IPCC 2021 : Climate change 2021 : Contribution of working group I to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*, page 2.
- Jacquet, J. and Pauly, D. (2008). Funding priorities : big barriers to small-scale fisheries. *Conservation Biology*, 22(4) :832–835.

- Jennings, S., Stentiford, G. D., Leocadio, A. M., Jeffery, K. R., Metcalfe, J. D., Katsiadaki, I., Auchterlonie, N. A., Mangi, S. C., Pinnegar, J. K., Ellis, T., et al. (2016). Aquatic food security : insights into challenges and solutions from an analysis of interactions between fisheries, aquaculture, food safety, human health, fish and human welfare, economy and environment. *Fish and Fisheries*, 17(4) :893–938.
- Jones, M. C. and Cheung, W. W. (2015). Multi-model ensemble projections of climate change effects on global marine biodiversity. *ICES Journal of Marine Science*, 72(3) :741–752.
- Laffoley, D., Baxter, J. M., Day, J. C., Wenzel, L., Bueno, P., and Zischka, K. (2019). Marine protected areas. In *World seas : An environmental evaluation*, pages 549–569. Elsevier.
- Lam, V. W., Allison, E. H., Bell, J. D., Blythe, J., Cheung, W. W., Frölicher, T. L., Gassalla, M. A., and Sumaila, U. R. (2020). Climate change, tropical fisheries and prospects for sustainable development. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1(9) :440–454.
- Lam, V. W., Cheung, W. W., Reygondeau, G., and Sumaila, U. R. (2016). Projected change in global fisheries revenues under climate change. *Scientific Reports*, 6(1) :1–8.
- Le Gallic, B. and Cox, A. (2006). An economic analysis of illegal, unreported and unregulated (iuu) fishing : Key drivers and possible solutions. *Marine Policy*, 30(6) :689–695.
- Lejeusne, C., Chevaldonné, P., Pergent-Martini, C., Boudouresque, C. F., and Pérez, T. (2010). Climate change effects on a miniature ocean : the highly diverse, highly impacted mediterranean sea. *Trends in ecology & evolution*, 25(4) :250–260.
- Levrel, A. (2012). Estimation de la pêche illégale étrangère en guyane française. *Unité biodiversité*.
- Link, J. S., Thébaud, O., Smith, D. C., Smith, A. D., Schmidt, J., Rice, J., Poos, J. J., Pita, C., Lipton, D., Kraan, M., et al. (2017). Keeping humans in the ecosystem.
- Mardle, S., Pascoe, S., and Tamiz, M. (2000). An investigation of genetic algorithms for the optimization of multi-objective fisheries bioeconomic models. *International Transactions in Operational Research*, 7(1) :33–49.
- Myers, R. A. and Worm, B. (2003). Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature*, 423(6937) :280.

- Olden, J. D., Vitule, J. R., Cucherousset, J., and Kennard, M. J. (2020). There's more to fish than just food : Exploring the diverse ways that fish contribute to human society. *Fisheries*, 45(9) :453–464.
- Pauly, D. and Maclean, J. (2003). *In a perfect ocean : the state of fisheries and ecosystems in the North Atlantic Ocean*, volume 1. Island Press.
- Péreau, J.-C., Doyen, L., Little, L., and Thébaud, O. (2012). The triple bottom line : Meeting ecological, economic and social goals with individual transferable quotas. *Journal of Environmental Economics and Management*, 63(3) :419–434.
- Petrosian, G. A. (2019). *The Last Fish Swimming : The Global Crime of Illegal Fishing*. ABC-CLIO.
- Pizarro, J. and Schwartz, E. S. (2018). The valuation of fisheries rights : A real options approach. Working Paper 25140, National Bureau of Economic Research.
- Plagányi, É. E., Punt, A. E., Hillary, R., Morello, E. B., Thébaud, O., Hutton, T., Pillans, R. D., Thorson, J. T., Fulton, E. A., Smith, A. D., et al. (2014). Multispecies fisheries management and conservation : tactical applications using models of intermediate complexity. *Fish and Fisheries*, 15(1) :1–22.
- Pörtner, H.-O., Roberts, D. C., Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Tignor, M., Poloczanska, E., Mintenbeck, K., Alegria, A., Nicolai, M., Okem, A., et al. (2019). Technical summary. *IPCC special report on the ocean and cryosphere in a changing climate*. Available : [www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/3/2019/11/04\\_SROCC\\_TS\\_FINAL.pdf](http://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/3/2019/11/04_SROCC_TS_FINAL.pdf). (July 2020), page 61.
- Pramod, G., Pitcher, T. J., Pearce, J., and Agnew, D. (2008). Sources of information supporting estimates of unreported fishery catches (iuu) for 59 countries and the high seas.
- Pulvenis, J.-F. (2016). Fisheries and aquaculture topics :the state of world fisheries and aquaculture (SOFIA) in :FAO fisheries and aquaculture department [online].
- Quaas, M. F., Baumgärtner, S., Drupp, M. A., and Meya, J. N. (2020). Intertemporal utility with heterogeneous goods and constant elasticity of substitution. *Economics Letters*, 191 :109092.
- Quaas, M. F. and Requate, T. (2013). Sushi or fish fingers ? Seafood diversity, collapsing fish stocks, and multispecies fishery management. *Scandinavian Journal of Economics*, 115 :381–422.

- Rodríguez-Rodríguez, D. (2019). Marine protected areas : Attempting the sustainability of the seas. In *World seas : An environmental evaluation*, pages 475–489. Elsevier.
- Sanz, N., Diop, B., Blanchard, F., and Lampert, L. (2017). On the influence of environmental factors on harvest : the french guiana shrimp fishery paradox. *Environmental Economics and Policy Studies*, 19(2) :233–247.
- Sato, R. (1975). The most general class of ces functions. *Econometrica : Journal of the Econometric Society*, pages 999–1003.
- Schuhbauer, A. and Sumaila, U. R. (2016). Economic viability and small-scale fisheries—a review. *Ecological Economics*, 124 :69–75.
- Shurin, J. B., Clasen, J. L., Greig, H. S., Kratina, P., and Thompson, P. L. (2012). Warming shifts top-down and bottom-up control of pond food web structure and function. *Philosophical Transactions of the Royal Society B : Biological Sciences*, 367(1605) :3008–3017.
- Smith, A., Fulton, E., Hobday, A., Smith, D., and Shoulder, P. (2007). Scientific tools to support the practical implementation of ecosystem-based fisheries management. *ICES Journal of Marine Science*, 64(4) :633–639.
- Srinivasan, U. T., Cheung, W. W., Watson, R., and Sumaila, U. R. (2010). Food security implications of global marine catch losses due to overfishing. *Journal of Bioeconomics*, 12(3) :183–200.
- Stoeven, M. T. (2014). Enjoying catch and fishing effort : The effort effect in recreational fisheries. *Environmental and Resource Economics*, 57(3) :393–404.
- Sumaila, U. R., Alder, J., and Keith, H. (2006). Global scope and economics of illegal fishing. *Marine Policy*, 30(6) :696–703.
- Tendall, D. M., Joerin, J., Kopainsky, B., Edwards, P., Shreck, A., Le, Q. B., Krütli, P., Grant, M., and Six, J. (2015). Food system resilience : Defining the concept. *Global Food Security*, 6 :17–23.
- Tilman, D. (2020). *Resource Competition and Community Structure. (MPB-17), Volume 17*. Princeton University Press.
- Tilman, D. and Clark, M. (2014). Global diets link environmental sustainability and human health. *Nature*, 515(7528) :518–522.
- Tilman, D. and Sterner, R. W. (1984). Invasions of equilibria : tests of resource competition using two species of algae. *Oecologia*, 61(2) :197–200.

- Tohamy, S. M. and Mixon Jr, J. W. (2004). Illustrating consumer theory with the CES utility function. *The Journal of Economic Education*, pages 251–258.
- Ton, C., Magraoui, A., Blanchard, F., Baulier, L., Andre, H., Grigoletto, F., and Mansuy, E. (2016). Structure et dynamique de la biodiversité halieutique dans les eaux guyanaises-projet study-rapport final.
- Troell, M., Naylor, R. L., Metian, M., Beveridge, M., Tyedmers, P. H., Folke, C., Arrow, K. J., Barrett, S., Crépin, A.-S., Ehrlich, P. R., Gren, , Kautsky, N., Levin, S. A., Nyborg, K., Österblom, H., Polasky, S., Scheffer, M., Walker, B. H., Xepapadeas, T., and de Zeeuw, A. (2014). Does aquaculture add resilience to the global food system? *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(37) :13257–13263.
- Tromeur, E., Doyen, L., Tarizzo, V., Little, L. R., Jennings, S., and Thébaud, O. (2021). Risk averse policies foster bio-economic sustainability in mixed fisheries. *Ecological Economics*, 190 :107178.
- Weiss, J., Demanèche, S., and Guyader, O. (2018). Méthodologie de collecte de données et d'estimation des efforts et débarquements des pêcheries côtières. Technical report, Rapport SIH-Ifremer.
- Worm, B., Hilborn, R., Baum, J. K., Branch, T. A., Collie, J. S., Costello, C., Fogarty, M. J., Fulton, E. A., Hutchings, J. A., Jennings, S., et al. (2009). Rebuilding global fisheries. *science*, 325(5940) :578–585.

## 5.7 Appendix

### 5.7.1 Estimated and Given Parameters for the bioeconomic model

TABLE 5.2 – Estimated parameters of the bioeconomic model for the case study in French Guiana.

Parameters	Unit	Species $i = 1$	Species $i = 2$	Species $i = 3$
		AW	GW	CsC
Interaction species - resource $s_i * 10^6$		2.5	7.8	6.8
Catchability $q_{legal} * 10^6$		3	0.52	0.68
Catchability $q_{illegal} * 10^6$		6.9	1.03	1.57
Natural mortality $m_i * 10$		0.21	0.57	0.63
Growth efficiency $g_i * 10$		1.9	0.5	0.6
Initial stock $x_i(t_0 = 2006)$	Tons	24793	27238	18588.9
$a_i$		3284	1190	590
Initial Resource $y(t_0)$	Tons	590970		
Resource input $\bar{I}$	Tons	318 931		
$e_{I\bar{U}}$	Days	3387.5438		
Utility elasticity of substitution $\sigma$		0.9		
Risk aversion proxy $c_2$		0.279		

In Table 5.2, the low level of substitution between species,  $\sigma < 1$ , is explained by the strong differentiation of swim bladder prices. The inclusion of illegal fishing and climate change leads to a higher vulnerability to risk and therefore a higher value of the parameter related to risk aversion,  $c_2$ , than without these factors (See Chapter 4).

In Table 5.3, the ratio  $\gamma_i$  relates to the quantity of fresh swim bladders extracted from each fish  $i$ . It is used to calculate the prices integrating swim bladder and fish flesh,  $p_i$ , from  $p_i^{flesh}$  and  $p_i^{SB}$ <sup>9</sup>. From reports from the public prosecutor's department of Cayenne in 2017, we obtain data of  $p_i^{SB}$ .  $a_i$  values are obtained from Section 5.3.2. Variable costs  $c_1$  and fixed costs  $c_0$  come from Cissé et al. (2015). Other parameters,  $Q_i^{data}(t_0 = 2006)$ ,  $p_i^{flesh}(t_0 = 2006)$ ,  $\gamma_i$  are issued from the [IFREMER Fisheries Information System](#).

9.  $p_i = \frac{\gamma_i - 1}{\gamma_i} * p_i^{flesh} + \frac{1}{\gamma_i} * p_i^{SB}$ , see values of  $p_i^{flesh}$ ,  $p_i^{SB}$  and  $\gamma_i$  in Table 5.3

TABLE 5.3 – Given parameters of the bioeconomic model for the case study in French Guiana.

Parameters	Unit	Species $i = 1$	Species $i = 2$	Species $i = 3$
		AW	GW	CsC
Initial catches $Q_i^{data}(t_0 = 2006)$	Tons	156	50	75
Fish flesh prices $p_i^{flesh}(t_0 = 2006)$	(€/Kilo)	3.4	1.9	1.6
Swim bladder prices $p_i^{SB}(t_0 = 2006)$	(€/Kilo)	100	32.5	2
$p_i(t_0 = 2006)$	(€/Kilo)	8.23	3.43	1.62
$\gamma_i$		20	20	30
Variable costs $c_1$	(€/Days $_f$ )	95		
Fixed costs $c_0$	(€/Quarter)	1640		

### 5.7.2 Consumer preferences for ‘business as usual’ scenario

We want to prove the explicit formulation for the preference parameters  $a_i$  depending on quantities and prices :

$$a_i(Q) = p_i Q_i^{1-\sigma} \left( \sum_{j=1}^n p_j Q_j \right)^{\sigma-1} \quad (5.30)$$

From Section 5.3.2 and first order optimality conditions (5.8), we have

$$\frac{1}{\sigma} \left( \sum_{j=1}^n a_j Q_j^\sigma \right)^{\frac{1}{\sigma}-1} a_i \sigma Q_i^{\sigma-1} = p_i \quad (5.31)$$

This is equivalent to

$$a_i Q_i^\sigma \left( \sum_{j=1}^n a_j Q_j^\sigma \right)^{\frac{1}{\sigma}-1} = p_i Q_i \quad (5.32)$$

and yields

$$\sum_{i=1}^n a_i Q_i^\sigma \left( \sum_{j=1}^n a_j Q_j^\sigma \right)^{\frac{1}{\sigma}-1} = \sum_{i=1}^n p_i Q_i \quad (5.33)$$

Furthermore, as  $\sum_{j=1}^n a_j Q_j = \sum_{i=1}^n a_i Q_i$  we can deduce that

$$\left( \sum_{j=1}^n a_j Q_j^\sigma \right)^{\frac{1}{\sigma}} = \sum_{i=1}^n p_i Q_i \quad (5.34)$$

or equivalently

$$\sum_{j=1}^n a_j Q_j^\sigma = \left( \sum_{j=1}^n p_j Q_j \right)^\sigma \tag{5.35}$$

Combining (5.35) and (5.31), we obtain :

$$p_i = a_i Q_i^{\sigma-1} \left( \sum_{j=1}^n p_j Q_j \right)^{1-\sigma} \tag{5.36}$$

Thus, we can conclude.

### 5.7.3 Prediction with historical effort for legal fleet and trend effort for illegal

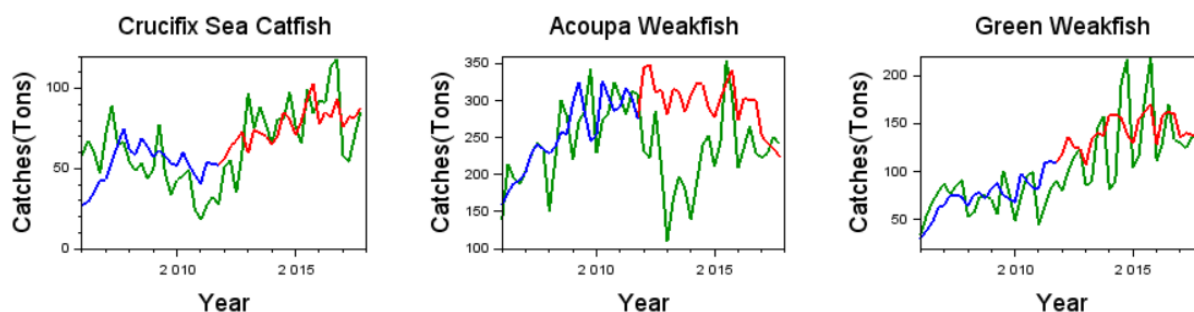


FIGURE 5.10 – Comparison by species for the legal fleet from 2006 to 2017 (48 quarters). The blue line represents calibration. The green line represents the historical data. The red line represents simulated trajectory with historical effort.

### 5.7.4 Maritime law enforcement

$H_{IUU}^{data}$  is derived from (Levrel, 2012).



TABLE 5.4 – Data gives by AEM (Action Etat en Mer, Maritime law enforcement)

Year	$\hat{H}_{IUU}^{seized}$ in tons	$H_{IUU}^{data}$ in tons	Checked Boats	Seized net in kilometers
2007		1000		42.8
2008	33	3100		68.5
2009	60.8	9800		49.1
2010		7900		89.8
2011	24.2	8200		47.25
2012	51.62		112	76.5
2013	69.5		107	143.7
2014	47.18			127.9
2015	86			156
2016	109.743		138	276
2017	127.996		148	259
2018	85.734 (including 848kg of swim bladders)		158	216
2019	80.649 (including 1073kg of swim bladders)		173	255

### 5.7.5 Temperature Data used

The integration of climate change into the model is based on Gomes et al. (2021), Cuilleret et al. (2022) and Gomes (2022).

TABLE 5.5 –  $\tau_i$  for each stock  $i$  (Gomes et al., 2021)

Parameters	Acoupa Weakfish (AW)	Green Weakfish (GW)	Crucifix Catfish (CrC)
$\tau_i$ (months)	12	48	0

For every species, temperature reference levels in Table 5.6  $\theta_{i,opt}$ ,  $\theta_{i,10}$  and  $\theta_{i,90}$  are extracted from [Aquamaps](#).

Observed sea surface temperature data (SST) are extracted from the NOAA Earth System Research Laboratory website (<https://www.esrl.noaa.gov/>).

TABLE 5.6 – Temperatures  $\theta_{i,10}$ ,  $\theta_{i,opt}$ ,  $\theta_{i,90}$  for each stock  $i$  (Aquamaps)

Temperature (°C)	Acoupa Weakfish (AW)	Green Weakfish (GW)	Crucifix Catfish (CrC)
$\theta_{i,10}$	23.56 °C	26.9 °C	27.38 °C
$\theta_{i,opt}$	25.94 °C	27.59 °C	27.9 °C
$\theta_{i,90}$	28.32 °C	28.28 °C	28.42 °C

TABLE 5.7 – Parameters for climate Scenarios (NOAA, (Gomes et al., 2021; Cuilleret et al., 2022))

Parameters	Scenario RCP 2.6	Scenario SSP2-4.5	Scenario 8.6
$\Delta\theta(t_1^{2005} < t \leq t_1^{2040})$	$3.56^\circ\text{C} \times 10^{-3}$	$5^\circ\text{C} \times 10^{-3}$	$5.275^\circ\text{C} \times 10^{-3}$
$\Delta\theta(t_1^{2040} < t < t_1^{2100})$	$0.45^\circ\text{C} \times 10^{-3}$	$3.75^\circ\text{C} \times 10^{-3}$	$8.15^\circ\text{C} \times 10^{-3}$
$\theta(2005)$	27.41°C		
$\theta(2040)$	28.05°C		
$\epsilon_1$	-0.61°C		
$\epsilon_2$	-0.06°C		
$\epsilon_3$	0.46°C		
$\epsilon_4$	0.21°C		

### 5.7.6 Temperature evolution according to the climate scenario from equation (5.22)

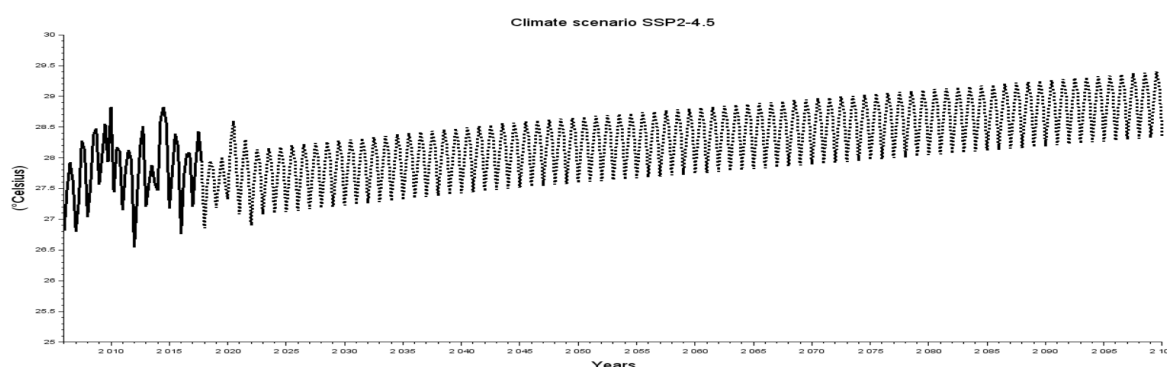


FIGURE 5.11 – The black line represents historical temperature. The dotted black line represents estimated SST with the intermediate scenario **SSP2-4.5** from IPCC and seasonality.

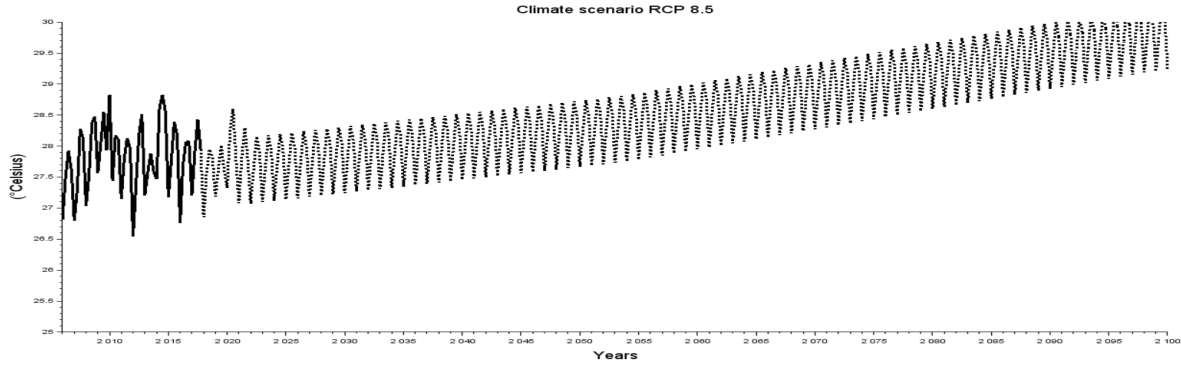


FIGURE 5.12 – The black line represents historical temperature. The dotted black line represents estimated SST with the pessimistic scenario **RCP 8.5** from IPCC and seasonality.

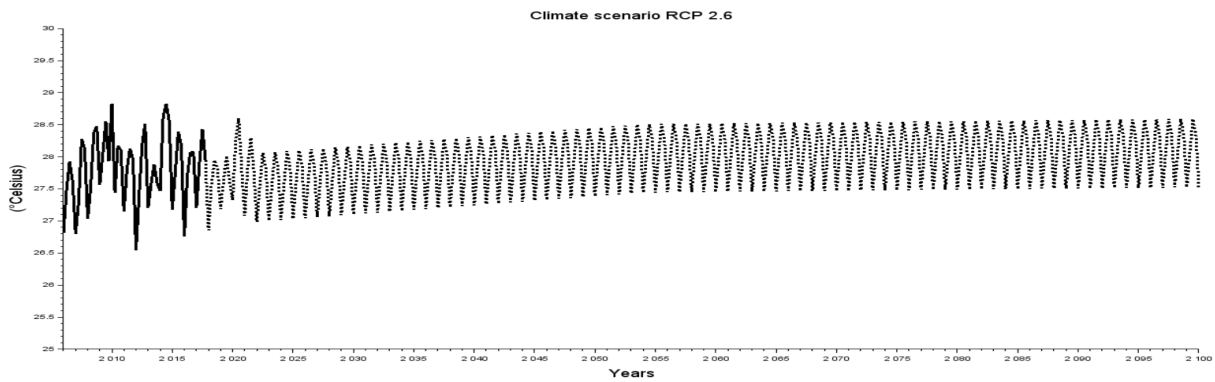


FIGURE 5.13 – The black line represents historical temperature. The dotted black line represents estimated SST with the optimistic scenario **RCP 2.6** from IPCC and seasonality.

### 5.7.7 Table of comparison

Table 5.9 and Table 5.8 show a comparison in terms of average aggregated catches and profit. The most favourable situations, i.e with no illegal fishing or illegal fishing halved, lead to a strong increase in profits and catches in comparison with  $\bar{\pi}_{BAU}^{SSP2-4.5}$  and  $\bar{H}_{BAU}^{SSP2-4.5}$ . In Table 5.8 and Table 5.9, we have chosen to show the comparison of average profit and average catches over the period from 2018 to 2057 only, because from 2057 in the BAU fishing scenario, in the case of the pessimistic climate scenario RCP 8.5, the legal fishery effort falls to zero.

Scenario	Climate scenario		
	RCP 2.6	SSP 2-4.5	RCP 8.5
Illegal fishing halved	*12	* 6.4	* 5.4
BAU	*1.9	<b>216.7 K€</b>	* 0.8
NI	* 134	* 78.5	* 64

TABLE 5.8 – Multiplier factor between the average profit by quarter of the aggregated legal fleet according to the applied scenario and the average profit of the reference scenario : BAU scenario in the case of the intermediate climate scenario SSP2-4.5

Scenario	Climate scenario		
	RCP 2.6	SSP 2-4.5	RCP 8.5
Illegal fishing halved	*7	*4.2	*3.6
BAU	*1.7	<b>0.11 Ktons</b>	*0.8
NI	*44.7	*27.4	*23

TABLE 5.9 – Multiplier factor between the average aggregated catches by quarter of the aggregated legal fleet according to the applied scenario and the average aggregated catches of the reference scenario : BAU scenario in the case of the intermediate climate scenario SSP2-4.5



# Conclusion générale

Les travaux présentés dans cette thèse participent au développement de solutions conduisant à la durabilité des pêches, de la biodiversité marine et des systèmes alimentaires halieutiques. Ainsi, les modèles bioéconomiques élaborés ont permis d'intégrer différentes composantes majeures des systèmes alimentaires et des pêcheries : la dynamique de la biodiversité, la pêche, la pêche illégale, les consommateurs et le changement climatique. Ils nous ont permis d'étudier le rôle essentiel de la demande dans la durabilité bioéconomique des pêcheries artisanales tropicales et des systèmes alimentaires halieutiques.

Les résultats et recommandations politiques proposées dans cette thèse s'appuient sur des modèles bioéconomiques de complexité intermédiaire (MICE) multi-espèces, multi-flottes reposant sur une dynamique biologique basée sur une ressource commune. Dans le Chapitre 3, les résultats ont mis en lumière l'impact fort de la pêche illégale sur la durabilité bioéconomique de la pêche côtière artisanale de Guyane française. Nous avons également analysé l'influence des consommateurs sur la durabilité bioéconomique des pêcheries et des systèmes alimentaires halieutiques dans le Chapitre 4. Notre étude se fonde sur un modèle bioéconomique liant la demande, la pêche et la biodiversité halieutique via l'élaboration d'un scénario d'effort optimal s'appuyant sur les préférences des consommateurs, s'inscrivant ainsi dans l'approche des systèmes alimentaires. Ces travaux nous permettent de déterminer des conditions analytiques de durabilité sur les préférences des consommateurs, menant à l'élaboration d'un écolabel. Une application numérique nous a permis d'illustrer ces résultats pour le cas d'étude guyanais. Le Chapitre 5 réunit les précédents travaux, intégrant la pêche illégale et les préférences des consommateurs au modèle bioéconomique, tout en incluant 3 scénarios climatiques du GIEC, tenant ainsi compte du réchauffement climatique. Ces travaux confirment le rôle très négatif du réchauffement climatique pour l'écosystème, la pêche artisanale et le système alimentaire de Guyane française. Ils soulignent qu'à un niveau local, la pêche illégale a plus d'influence que le réchauffement climatique sur les volumes de captures et les profits. Des recommandations de politiques publiques ont pu émerger de ces travaux, notamment de solutions basées à la fois sur des mécanismes de marché et sur la nature.

Ces résultats ont permis une avancée dans la compréhension et l'analyse d'enjeux

majeurs des pêcheries via des scénarios exploratoires avec ou sans pêche illégale, ou un scénario normatif novateur s'appuyant sur les préférences des consommateurs. Néanmoins, une comparaison avec des scénarios normatifs de types MMEY (Multi-Maximum Economic Yield) ou MMSY (Multi-Maximum Sustainable Yield) ou plus encore d'écoviabilité (Guillen et al., 2013; Voss et al., 2014; Oubraham and Zaccour, 2018; Doyen et al., 2017, 2019; Tromeur and Doyen, 2019; Tromeur et al., 2021), est une perspective intéressante. En effet, ces types de scénarios de pêche prennent eux aussi en compte le caractère multi-espèces d'une pêcherie. De plus, ils permettent notamment d'obtenir des objectifs ou niveaux d'efforts satisfaisant des contraintes bioéconomiques, comme la maximisation des profits totaux (MMEY), la maximisation des captures totales (MMSY) ou la détermination d'un noyau de viabilité (DeLara and Doyen, 2008; Schuhbauer and Sumaila, 2016; Lagarde et al., 2018; Oubraham and Zaccour, 2018; Briton et al., 2020; Tromeur et al., 2021).

Nos recherches tiennent compte du réchauffement climatique via la température de la surface de la mer dans la dynamique biologique, mais l'inclusion de variabilités environnementales supplémentaires renforcerait le réalisme du modèle. Ainsi, considérer l'influence des variations de surface de mangrove dans la dynamique biologique pourrait être intéressant, des travaux en ce sens sont en cours pour le cas d'étude de la pêcherie côtière guyanaise (Gomes, 2022). En effet, il a été démontré que dans le cas des pêcheries artisanales tropicales, la présence de mangrove atténue les effets du réchauffement climatique et participe notamment au maintien de la biodiversité (Barbier, 2016; Diop et al., 2018). Ces variabilités environnementales pourraient jouer un rôle sur la dynamique de la ressource de notre modèle, il serait donc pertinent de les intégrer pour affiner ladite dynamique. Toujours dans un souci de réalisme, proposer des modélisations où les coûts variables suivent une dynamique propre, pour le prix du carburant par exemple (Gourguet et al., 2013; Cuilleret et al., 2022), pourrait avoir un effet marqué à long terme, notamment sur les dynamiques d'effort de pêche légale élaborées dans les Chapitres 4 et 5. De plus, puisque les modèles bioéconomiques utilisés ici considèrent un nombre limité d'espèces, intégrer d'autres espèces et des interactions trophiques directes pourrait permettre de mieux prendre en compte la complexité écologique du modèle. Compte tenu du niveau actuel de connaissances, concernant les interactions trophiques entre espèces dans l'écosystème guyanais, pour les espèces intégrées dans les modèles, il est considéré que l'impact de ces interactions est très faible (Cissé et al., 2015). Cependant, il est important de garder à l'esprit qu'augmenter la complexité d'un modèle, par l'ajout de nombreuses variables, peut nuire à sa bonne compréhension et limite les possibilités d'analyse de l'impact d'un facteur précis (Collie et al., 2016) ou l'aide à la décision.

Dans les Chapitres 4 et 5, diversifier le profil des consommateurs dans le modèle bio-

conomique permettrait de mieux représenter la diversité des comportements humains. En effet, les décisions d'achat des consommateurs ne s'appuient pas uniquement sur des composantes économiques (Civero et al., 2021). De fait, la représentation des préférences des consommateurs à travers leur fonction d'utilité doit refléter plus ou moins fidèlement de multiples déterminants non économiques, notamment éthiques ou culturels (Brécard et al., 2009). La fonction d'utilité CES appliquée dans cette thèse limite les paramètres pris en compte dans son élaboration. Sa simplicité est un atout pour l'application aux cas d'étude où les données relatives à la demande sont faibles, comme c'est le cas en Guyane française. Van't Veld (2020) propose différentes fonctions d'utilité permettant de prendre en compte divers comportements des consommateurs en vue de développer des écolabels.

Au niveau du cas d'étude guyanais, afin d'améliorer la compréhension de la demande en produits halieutiques, il conviendrait de réaliser des enquêtes auprès des consommateurs. Cela permettrait d'obtenir des données robustes concernant la demande et améliorerait la modélisation des comportements de consommation guyanais, et de ce fait, la gestion de la pêcherie côtière de Guyane française. Un objectif pourrait être d'examiner l'impact des produits d'importation sur la vente des produits locaux, et dans quelle mesure les produits d'importation peuvent se substituer à la production domestique. De même, une base de données plus complète concernant la pêche illégale, ainsi que les coûts liés à son contrôle, pourrait nous permettre de proposer une analyse plus fine de la pêche illégale et de son impact. De telles données pourraient être obtenues par le biais d'une meilleure communication et d'échanges renforcés avec l'armée.

Les problématiques abordées dans cette thèse sont communes à un grand nombre de pêcheries artisanales et systèmes alimentaires halieutiques dans le monde (Le Gallic and Cox, 2006; Lam et al., 2020). Les méthodologies et résultats de ces travaux peuvent donc s'étendre à un nombre conséquent d'autres systèmes. Les modèles bio-économiques MICE élaborés, les scénarios de pêche, climatiques et de préférences des consommateurs utilisés, ainsi que les résultats mathématiques et numériques obtenus, nous ont permis d'avancer des recommandations de politiques publiques. Ainsi, cette thèse développe des outils méthodologiques importants, qui contribuent à la prise de décision pour la durabilité des pêcheries artisanales tropicales et des systèmes alimentaires halieutiques durables.



## Bibliographie

- Barbier, E. B. (2016). The protective service of mangrove ecosystems : A review of valuation methods. *Marine pollution bulletin*, 109(2) :676–681.
- Brécard, D., Hlaimi, B., Lucas, S., Perraudeau, Y., and Salladarré, F. (2009). Determinants of demand for green products : An application to eco-label demand for fish in europe. *Ecological economics*, 69(1) :115–125.
- Briton, F., Macher, C., Merzeréaud, M., Le Grand, C., Fifas, S., and Thébaud, O. (2020). Providing integrated total catch advice for the management of mixed fisheries with an eco-viability approach. *Environmental Modeling & Assessment*, 25(3) :307–325.
- Cissé, A., Doyen, L., Blanchard, F., Béné, C., and Péreau, J.-C. (2015). Ecoviability for small-scale fisheries in the context of food security constraints. *Ecological Economics*, 119 :39 – 52.
- Civero, G., Rusciano, V., Scarpato, D., and Simeone, M. (2021). Food : not only safety, but also sustainability. the emerging trend of new social consumers. *Sustainability*, 13(23) :12967.
- Collie, J. S., Botsford, L. W., Hastings, A., Kaplan, I. C., Largier, J. L., Livingston, P. A., Plagányi, É., Rose, K. A., Wells, B. K., and Werner, F. E. (2016). Ecosystem models for fisheries management : finding the sweet spot. *Fish and Fisheries*, 17(1) :101–125.
- Cuilleret, M., Doyen, L., Gomes, H., and Blanchard, F. (2022). Resilience management for coastal fisheries facing with global changes and uncertainties. *Economic Analysis and Policy*, 74 :634–656.
- DeLara, M. and Doyen, L. (2008). *Sustainable management of natural resources : mathematical models and methods*. Springer Science & Business Media.
- Diop, B., Blanchard, F., and Sanz, N. (2018). Mangrove increases resiliency of the french guiana shrimp fishery facing global warming. *Ecological Modelling*, 387 :27–37.
- Doyen, L., Armstrong, C., Baumgärtner, S., Béné, C., Blanchard, F., Cisse, A. A., Cooper, R., Dutra, L., Eide, A., Freitas, D., et al. (2019). From no whinge scenarios to viability tree. *Ecological Economics*, 163 :183–188.
- Doyen, L., Béné, C., Bertignac, M., Blanchard, F., Cissé, A. A., Dichmont, C., Gourguet, S., Guyader, O., Hardy, P.-Y., Jennings, S., et al. (2017). Ecoviability for ecosystem-based fisheries management. *Fish And Fisheries*, 18(6) :1056–1072.

- Gomes, H. (2022). *Gestion écosystémique et durabilité des pêcheries artisanales tropicales face aux changements globaux*. PhD thesis, Université de Guyane.
- Gourguet, S., Macher, C., Doyen, L., Thébaud, O., Bertignac, M., and Guyader, O. (2013). Managing mixed fisheries for bio-economic viability. *Fisheries Research*, 140 :46–62.
- Guillen, J., Macher, C., Merzereaud, M., Bertignac, M., Fifas, S., and Guyader, O. (2013). Estimating  $msy$  and  $mey$  in multi-species and multi-fleet fisheries, consequences and limits : an application to the bay of biscay mixed fishery. *Marine Policy*, 40 :64–74.
- Lagarde, A., Doyen, L., Ahad-Cissé, A., Caill-Milly, N., Gourguet, S., Le Pape, O., Macher, C., Morandeau, G., and Thébaud, O. (2018). How does  $mmy$  mitigate the bioeconomic effects of climate change for mixed fisheries. *Ecological Economics*, 154 :317–332.
- Lam, V. W., Allison, E. H., Bell, J. D., Blythe, J., Cheung, W. W., Frölicher, T. L., Gassalla, M. A., and Sumaila, U. R. (2020). Climate change, tropical fisheries and prospects for sustainable development. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1(9) :440–454.
- Le Gallic, B. and Cox, A. (2006). An economic analysis of illegal, unreported and unregulated (iuu) fishing : Key drivers and possible solutions. *Marine Policy*, 30(6) :689–695.
- Oubraham, A. and Zaccour, G. (2018). A survey of applications of viability theory to the sustainable exploitation of renewable resources. *Ecological economics*, 145 :346–367.
- Schuhbauer, A. and Sumaila, U. R. (2016). Economic viability and small-scale fisheries—a review. *Ecological Economics*, 124 :69–75.
- Tromeur, E. and Doyen, L. (2019). Optimal harvesting policies threaten biodiversity in mixed fisheries. *Environmental Modeling & Assessment*, 24(4) :387–403.
- Tromeur, E., Doyen, L., Tarizzo, V., Little, L. R., Jennings, S., and Thébaud, O. (2021). Risk averse policies foster bio-economic sustainability in mixed fisheries. *Ecological Economics*, 190 :107178.
- Van't Veld, K. (2020). Eco-labels : Modeling the consumer side. *Annual Review of Resource Economics*, 12 :187–207.
- Voss, R., Quaas, M. F., Schmidt, J. O., and Hoffmann, J. (2014). Regional trade-offs from multi-species maximum sustainable yield ( $mmsy$ ) management options. *Marine Ecology Progress Series*, 498 :1–12.



# Table des figures

1.1	Objectifs de développement durable (Source : ONU, Département des affaires économiques et sociales) . . . . .	2
1.2	Production mondiale de la pêche et de l'aquaculture (excluant les algues) (Source : (FAO, 2022)) . . . . .	4
1.3	Évolution de la situation des stocks halieutiques mondiaux de 1974 à 2019 (Source : (FAO, 2022)) . . . . .	5
1.4	Graphique comparatif entre les pêcheries industrielles et artisanales (Source : (Isaacs, 2016)) . . . . .	8
1.5	Changements moyens en pourcentage dans les captures potentielles d'ici 2050 dans le cadre d'un scénario climatique pessimiste RCP 8.5 (Source : (Cheung et al., 2016)) . . . . .	9
1.6	Modèle bio-économique mono-spécifique de Gordon-Schaefer. . . . .	13
1.7	Graphique conceptuel des systèmes alimentaires (Source : (Béné et al., 2019b)) . . . . .	20
1.8	Carte de la prévalence de l'insécurité alimentaire modérée ou forte dans le monde en 2021 (Source : <a href="#">FAO</a> ) . . . . .	21
2.1	Carte de Guyane française avec points de débarquements de la pêche artisanale (Source : (Cuilleret et al., 2022)) . . . . .	40
2.2	Flottes de pêche artisanale guyanaise (Source (Ifremer., 2019, 2020b,a,c))	43
2.3	Graphique conceptuel des différentes composantes des modèles bioéconomiques développés. . . . .	49
2.4	Graphique calibration . . . . .	51
2.5	Activité biologique (Source : (Gomes, 2022)) . . . . .	55
2.6	Graphique comparatif de durabilité bioéconomique, résultats Chapitre 3, avec ou sans pêche illégale . . . . .	58
2.7	Trajectoires de la biomasse $x_i(t)$ pour les trois espèces AW, GW et CsC, de l'effort de pêche, des captures agrégées, du profit et de l'utilité de 2006 à 2100 selon trois scénarios en fonction des préférences des consommateurs $a_i$ . . . . .	61
2.8	Effort moyen, captures agrégées moyennes et bénéfice moyen entre 2018 et 2100. . . . .	62
3.1	Map of French Guiana in South America. . . . .	85
3.2	Conceptual model of the marine ecosystem, the fishing activities including IUU fishing, and the distribution network relating to both (fresh) fish and swim bladder markets. . . . .	87

3.3	Comparison of the catches by species and by fleet from the first quarter of 2006 to the last quarter of 2011. . . . .	91
3.4	Comparison between historical and modeled trajectories of catches by fleet from 2006 to 2018. . . . .	94
3.5	Species biomass trajectories for AW, GW and CSC from 2006 to 2018. . . . .	96
3.6	Catch trajectories for the different legal fleets (CC,CCA,T) and Illegal fleet from 2006 to 2018. . . . .	97
3.7	Estimation of the aggregated monetary values from 2012 to 2017 over the species AW, GW, CSC in millions of euros in terms of : (left hand-side) flesh fish $LV(t)$ ; (right hand-side) : swim bladders $LV^{SB}(t)$ due to illegal bladder trade. Red lines represent the historical situation. Blue lines represent the situation of projection NI without illegal fishing. . . . .	98
3.8	Comparison by fleet for the Acoupa Weakfish . . . . .	112
3.9	Comparison by fleet for the Crucifix Sea Catfish . . . . .	112
3.10	Comparison by fleet for the green weakfish . . . . .	113
3.11	Relative change in average catch per quarter $\bar{H}$ ,with variations in input parameters by 1% increments from -10% to +10%. . . . .	114
3.12	Relative change in average Biomass per quarter,with variations in input parameters by 1% increments from -10% to +10%. . . . .	114
3.13	Comparison by fleet for the Acoupa Weakfish from 2006 to 2017 (48 quarters).115	
3.14	Comparison by fleet for the Crucifix Sea Catfish from 2006 to 2017 (48 quarters). . . . .	116
3.15	Comparison by fleet for the Green Weakfish from 2006 to 2017 (48 quarters).116	
3.16	Comparison by species from 2006 to 2017 (48 quarters) . . . . .	117
4.1	Biomass trajectories $x_i(t)$ for the three species AW, GW and CsC from 2006 to 2100 across three scenarios depending on consumer preferences $a_i$ . . . . .	137
4.2	Trajectories of fishing effort, aggregated catches (over species), profit and utility from 2006 to 2100 across three scenarios depending on consumer preferences $a_i$ . . . . .	139
4.3	Trajectories of prices $p_i(t)$ of fished species AW, GW and CsC (in €/ Kilo) from 2006 to 2100 across three scenarios depending on consumer preferences $a_i$ . . . . .	140
4.4	Comparison of aggregated catches from the first quarter of 2006 to the last quarter of 2017. . . . .	155
4.5	Calibration effort . . . . .	156
4.6	Resource requirement for the BAU scenario. . . . .	156
5.1	Ecosystem, fishing and distribution network . . . . .	164
5.2	Biological efficiency for species i depending on temperature levels $\theta_{i,10},\theta_{i,opt}$ and $\theta_{i,90}$ Gomes et al. (2021) . . . . .	166
5.3	Chapter 5 : Comparison of the catches by species and by fleet from the first quarter of 2006 to the last quarter of 2011. . . . .	171
5.4	Comparison of biomass trajectories according to the illegal fishing scenario considered and the chosen climate scenario . . . . .	175
5.5	Average, maximum and minimum biomass between 2018 and 2100. . . . .	177

---

5.6	Effort, Profit and Catches trajectories from 2006 to 2100 with the optimistic climate scenario RCP 2.6 from IPCC with seasonality. . . . .	178
5.7	Effort, Profit and Catches trajectories from 2006 to 2100 with the intermediate climate scenario SSP2-4.5 from IPCC with seasonality . . . . .	179
5.8	Effort, Profit and Catches trajectories from 2006 to 2100 with the pessimistic climate scenario RCP 8.5 from IPCC with seasonality . . . . .	180
5.9	Average effort, Average aggregated catches and average profit between 2018 and 2100. . . . .	181
5.10	Comparison by species for the legal fleet from 2006 to 2017 (48 quarters). The blue line represents calibration. The green line represents the historical data. The red line represents simulated trajectory with historical effort. . .	195
5.11	Temperature evolution according to the climate scenario <b>SSP2-4.5</b> . . . .	197
5.12	Temperature evolution according to the climate scenario <b>RCP 8.5</b> . . . .	198
5.13	Temperature evolution according to the climate scenario <b>RCP 2.6</b> . . . .	198



# Liste des tableaux

1.1	Typologie des instruments de gestion. Tableau adapté de (OECD, 2012)	11
2.1	Trois espèces majoritairement pêchées par la pêche côtière guyanaise (Source : <a href="#">Fish base</a> )	42
3.1	Comparison of mean relative error, $\varepsilon_k$ (Equation (3.7)), taking into account illegal catches, or not.	92
3.2	Mean relative errors $\varepsilon_k$ over calibration (2006-2011) and prediction (2012-2017) periods.	95
3.3	Details on Estimated Parameters	113
3.4	Data gives by AEM (Action Etat en Mer, Maritime law enforcement)	118
4.1	Parameters of the bioeconomic model for the case study in French Guiana.	134
4.2	BAU consumer preferences $a_i^{BAU}$ and the sustainable preferences $a_i^*$ .	136
5.1	Comparison of mean relative error, $\varepsilon_k$ (Equation (5.19)), taking into account illegal catches, or not.	172
5.2	Estimated parameters of the bioeconomic model for the case study in French Guiana.	193
5.3	Given parameters of the bioeconomic model for the case study in French Guiana.	194
5.4	Data gives by AEM (Action Etat en Mer, Maritime law enforcement)	196
5.5	$\tau_i$ for each stock $i$ (Gomes et al., 2021)	196
5.6	Temperatures $\theta_{i,10}$ , $\theta_{i,opt}$ , $\theta_{i,90}$ for each stock $i$ ( <a href="#">Aquamaps</a> )	197
5.7	Parameters for climate Scenarios ( <a href="#">NOAA</a> , (Gomes et al., 2021; Cuilleret et al., 2022))	197
5.8	Multiplier factor between the average profit by quarter of the aggregated legal fleet according to the applied scenario and the average profit of the reference scenario : BAU scenario in the case of the intermediate climate scenario SSP2-4.5	199
5.9	Multiplier factor between the average aggregated catches by quarter of the aggregated legal fleet according to the applied scenario and the average aggregated catches of the reference scenario : BAU scenario in the case of the intermediate climate scenario SSP2-4.5	199





# Liste des abréviations

- AEM** : Action de l'État en mer  
**APAA** : Année internationale de la pêche et de l'aquaculture artisanales  
**AW** : Acoupa weakfish (Acoupa Rouge)  
**BAU** : Business as usual  
**CC** : Canots Créoles  
**CCA** : Canots Créoles Améliorés  
**CE** : Commission européenne  
**CES** : Constant elasticity of substitution  
**CEREMA** : Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement  
**CPUE** : Captures by unit of effort  
**CRPM** : Code rural et de la pêche maritime  
**CRPME** : Comité régional des pêches maritimes et des élevages marins  
**CSA** : Comité de la Sécurité Alimentaire Mondiale  
**CsC** : Crucifix sea catfish (Machoiran Blanc)  
**CSIRO** : Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation  
**EAL** : Elephant Action League's  
**EBFM** : Ecosystem-based fisheries management  
**EEZ** : Exclusive Economic Zone (voir ZEE)  
**FAG** : Forces armées en Guyane  
**FAO** : Food and Agriculture Organization of United Nations / Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture  
**GES** : Gaz à effet de serre  
**GIEC** : Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (voir IPCC)  
**GW** : Green weakfish (Acoupa aiguille)  
**HLPE** : High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition  
**IEDOM** : Institut d'émission des départements d'outre-mer  
**IFAD** : International Fund for Agricultural Development  
**IFREMER** : Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer  
**INN** : Illégale, non déclarée et non réglementée (voir IUU)  
**INRAE** : Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement  
**IPBES** : The Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services / Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques  
**IPCC** : Intergovernmental Panel on Climate Change (voir GIEC)

**IPES-Food** : International Panel of Experts on Sustainable Food Systems  
**IUU** : Illegal, unreported, and unregulated (voir INN)  
**LV** : Landed value  
**MEA** : Millenium Ecosystem Assessment  
**MEY** : Maximum economic yield (voir RME)  
**MICE** : Models of Intermediate Complexity for Ecosystem assessments  
**MSY** : Maximum sustainable yield (voir RMD)  
**NI** : No Illegal scenario  
**NOAA** : National Oceanic and Atmospheric Administration (Agence américaine d'observation océanique et atmosphérique)  
**OECD** : Organisation for Economic Co-operation and Development (voir OCDE)  
**OCDE** : Organisation de coopération et de développement économiques (voir OECD)  
**ODD** : Objectif de développement durable (voir SDG)  
**OMS** : Organisation mondiale de la santé (voir WHO)  
**ONU** : Organisation des Nations unies  
**ORGP** : Organisations régionales de gestion de la pêche (voir RFMO)  
**PCP** : Politique commune de la pêche  
**RCT** : Rational Choice Theory  
**RFMO** : Regional fisheries management organisations (voir ORGP)  
**RMD** : Rendement maximal durable (voir MSY)  
**RME** : Rendement Maximal Économique (voir MEY)  
**SAPEA** : Science Advice For Policy By European Academies  
**SB** : Swim bladder  
**SDG** : Sustainable Development Goals (voir ODD)  
**SIH** : Système d'informations halieutiques - Ifremer  
**SSF** : Small-Scale fisheries  
**SST** : Sea Surface Temperature  
**T** : Tapouilles  
**TAC** : Total Allowable Catch/ Total Admissible de Capture  
**UE** : Union Européenne  
**UNCLOS** : United Nations Convention on the Law of the Sea / Convention des Nations unies sur le droit de la mer  
**WCED** : World Commission on Environment and Development  
**WHO** : World Health Organization (voir OMS)  
**ZEE** : Zone Économique Exclusive (voir EEZ)