



Ifremer



UNIVERSITÉ DE NANTES

# INCERTITUDE ET GESTION ECONOMIQUE DES PÊCHERIES INTERNATIONALES : APPLICATION AU THON ROUGE DE L'ATLANTIQUE

par **Jules Selles**, IFREMER UMR MARBEC - UNIVERSITÉ DE NANTES IEMN-IAE

DIRIGÉE PAR PATRICE GUILLOTREAU & SYLVAIN BONHOMMEAU

## > Jury

**Pr. Jean-Christophe Perreau**  
**Mabel Tidbal**  
**Sébastien Roussel**  
**Pr. Thomas Vallée**  
**Pr. Patrice Guillotreau**  
**Sylvain Bonhommeau**

Professeur, Université de Bordeaux  
Directrice de Recherche, INRA  
Maitre de Conférences, Université de Montpellier  
Professeur, Université de Nantes  
Professeur, Université de Nantes  
Cadre de Recherche, IFREMER







‘L’histoire universelle est aussi, simultanément et indissolublement, un grand jeu de hasard où tout ce qui paraîtra inéluctable dans le passé aura été d’abord imprévisible dans l’avenir.’

Jean d’Ormesson, Comme un chant d’espérance

## REMERCIEMENTS

Je souhaite tout d'abord exprimer ma gratitude à mes directeurs de thèse Patrice Guillotreau et Sylvain Bonhommeau sans qui ce travail n'aurait jamais vu le jour. Ce fut un plaisir et un honneur de travailler sous votre direction. Malgré des débuts hésitants, j'ai énormément appris à vos côtés tout au long de ce parcours. Patrice m'a apporté, parmi tant d'autres éléments, la rigueur scientifique indispensable à toute démarche scientifique, tandis que Sylvain m'a ouvert le chemin de la recherche par sa volonté d'innover, ce qui a valu l'idée originale de cette thèse d'utiliser des jeux comme alternatives à la simulation pour explorer le processus de décision dans la gestion des pêches.

Je remercie également les institutions qui ont soutenu cette thèse : l'IFREMER et l'Université de Nantes qui ont financé ce projet et par l'intermédiaire de Patrice et Sylvain m'ont permis de prétendre au titre de docteur. Je tiens également à remercier Christian Chaboud pour ses précieux avis et conseils ainsi que pour son rôle de directeur de thèse pendant quelques mois ce qui m'a permis d'assurer une continuité au sein de l'UMR MARBEC à Sète.

Mes remerciements s'adressent ensuite aux membres du jury qui ont accepté d'évaluer ce travail. C'est un honneur de compter parmi ce jury : Jean-Christophe Pereau, Mabel Tidball, Sébastien Roussel et Thomas Vallée.

La thèse est un parcours solitaire, mais il est guidé par les lumières des personnes que l'on écoute, avec qui l'on échange et avec qui l'on collabore. Je souhaiterais remercier un certain nombre de personnes que j'ai rencontré au cours de mon parcours et qui m'ont guidé d'une façon ou d'une autre sur ma route. Tout d'abord les membres de mon comité de thèse : Christian Mullon et Olivier Thébaud qui m'ont apporté leurs visions et leurs conseils à une période charnière de mon travail. Je tiens également à remercier les membres du réseau ComMod avec qui j'ai participé à une série de workshops et de conférences et qui m'ont initié aux approches participatives et expérimentales : parmi l'ensemble des membres je remercie particulièrement Bruno Bonté, Nils Ferrand, Stéfano Farolfi et François Bousquet. La mise en place d'une expérimentation implique de nombreuses contraintes et je remercie Dimitri Dubois, Sander de Waard et Julien Lebranchu pour leurs appuis.

L'environnement de travail est également crucial pour la réalisation d'une thèse, je remercie les Sétois de l'UMR MARBEC avec qui j'ai passé la plupart de mon temps, pour la qualité du cadre de travail tant sur le plan intellectuel que pour la bonne humeur ambiante. Ce fut un

honneur de travailler au côté de chercheurs et d'ingénieurs de renoms. Je souhaite remercier directement Catherine Gandrillon pour la relecture des articles et également Isabelle Chéret pour l'aide technique et les discussions réconfortantes. Je remercie également profondément Jacqueline Boursier pour les dernières relectures d'articles avant soumission. Une pensée aux thésards qui m'ont précédé et qui sont maintenant docteurs et sur la voie de devenir de futurs grands chercheurs en écologie marine: Camille, Pablo, Laurianne, Robert, Mariana, Fabien, Alexandra et Inès. Je laisse une mention spéciale à l'équipage dirigé par Laurent et assisté par Taha, Marc, Philippe. Je remercie également les Nantais du LEMNA pour leur accueil sur la fin de la thèse, ce fut très instructif d'évoluer parmi les économistes et de quitter les fonds marins. Bon courage aux doctorants qui ne sont pas encore au bout du parcours : Clément, Jean-Baptiste, Minh, Qwan, Eric, Jeremy, Racine, Karim et félicitations aux docteurs: Eléazar, Ahn et Nikola. Et je remercie Jean-Baptiste Rahahison et Gaelle Rodriguez pour leurs aides et leurs patiences dans toutes les démarches administratives et financières.

Je remercie les membres de l'Association Française d'Halieutique pour les bons moments scientifiques et humains lors des colloques et des réunions de travail. Au passage félicitations aux amis halieutes et ceux rencontrés à l'occasion de conférences qui sont devenus docteurs : Pierre, Juliette, Audric, Alice, Aurianne et les autres.

Enfin je souhaiterais laisser un petit mot aux amis et à la famille pour leur soutien indéfectible et leur présence. Simplement merci.

A mes parents, à mon frère et sa nouvelle famille, à Véronique et Hervé, et oui la thèse s'achève pour de vrai !

A Salomé mon talent du marketing pharmaceutique, il ne reste plus qu'à se trouver une nouvelle destination et de préférence avec un peu de soleil !

# TABLE DES MATIERES

<b>1 INTRODUCTION</b>	<b>1</b>
1.1 TRAGEDIE DES COMMUNS .....	2
1.2 CARACTERISTIQUES INHERENTES A LA GESTION DES RESSOURCES HALIEUTIQUES .....	3
1.3 SPECIFICITE DES PECHERIES INTERNATIONALES.....	6
1.3.1 Aperçu de la gestion des stocks partagés	6
1.3.2 État d'exploitation des pêcheries internationales	11
1.4 OBJECTIFS DE LA THESE.....	15
1.5 CAS D'ETUDE: LE STOCK EST DE THON ROUGE ATLANTIQUE ( <i>THUNNUS THYNNUS</i> ).....	16
1.5.1 Biologie et écologie du thon rouge de l'Atlantique	17
1.5.2 Exploitation et valeur économique du stock	18
1.5.3 Evaluation et incertitude sur l'état du stock	21
1.5.4 Aperçu de la gestion du stock : un échec de la coopération ?	24
1.6 APPROCHES METHODOLOGIQUES .....	30
1.6.1 Modélisation bioéconomique: un outil pour la gestion des pêcheries internationales	30
1.6.2 Etude des interactions stratégiques dans la gestion des stocks partagés: l'approche par la théorie des jeux	36
1.6.3 Economie expérimentale et gestion des stocks partagés: une approche complémentaire à la théorie des jeux	41
1.6.4 Structure de la thèse	45
1.7 REFERENCES.....	49
<b>2 FISHERIES MANAGEMENT: WHAT UNCERTAINTIES MATTER?</b>	<b>65</b>
2.1 INTRODUCTION.....	68
2.2 FISHERY MANAGEMENT AND UNCERTAINTIES .....	70
2.2.1 Adaptive management, HCRs and MSE	70
2.3 UNCERTAINTY IN FISHERY MANAGEMENT .....	73
2.3.1 Environmental conditions uncertainty	74
2.3.2 Observational uncertainty	74
2.3.3 Model and parameter uncertainty	75
2.3.4 Economic, political and social uncertainty	75
2.3.5 Decisional uncertainty	76
2.3.6 Behavioural uncertainty	76
2.4 EFFECT OF UNCERTAINTIES ON OPTIMAL FISHERY MANAGEMENT: DOES PRECAUTIONARY MANAGEMENT PREVAIL IN FACE OF UNCERTAINTIES? .....	78
2.4.1 Optimal fishery management problem	78
2.4.2 Uncertainty and precautionary management	80

2.4.3 <i>Decisional uncertainty- the case of shared fisheries management</i>	90
2.5 CONCLUSION .....	92
2.6 REFERENCES.....	95
2.7 SUPPLEMENTARY MATERIALS.....	110
2.7.1 <i>Appendix 2.1</i>	110
2.7.2 <i>Appendix 2.2</i>	111
<b>3 OPTIMAL BIOECONOMIC MANAGEMENT OF THE EASTERN ATLANTIC BLUEFIN TUNA FISHERY: WHERE DO WE STAND AFTER THE RECOVERY PLAN? 113</b>	
3.1 INTRODUCTION.....	116
3.2 MATERIAL AND METHODS .....	119
3.2.1 <i>The Age-Structured model</i>	119
3.2.2 <i>The East Atlantic Bluefin tuna (EABFT) fishery</i>	121
3.2.3 <i>Numerical analysis</i>	125
3.3 RESULTS.....	127
3.3.1 <i>Optimal management of Eastern Atlantic Bluefin tuna (EABFT)</i>	127
3.3.2 <i>Effect of stock estimation uncertainties</i>	132
3.4 DISCUSSION.....	133
3.4.1 <i>Toward a new management target</i>	134
3.4.2 <i>Fishing selectivity</i>	135
3.4.3 <i>Global supply and international market</i>	135
3.4.4 <i>Stock estimation uncertainties</i>	136
3.5 CONCLUSION .....	137
3.6 REFERENCES.....	139
3.7 SUPPLEMENTARY MATERIALS.....	146
3.7.1 <i>Appendix 3.1</i>	146
3.7.2 <i>Appendix 3.2</i>	147
3.7.3 <i>Appendix 3.3</i>	148
3.7.4 <i>Appendix 3.4</i>	149
3.7.5 <i>Appendix 3.5</i>	150
<b>4 INFLUENCE OF TIPPING POINTS IN THE SUCCESS OF INTERNATIONAL FISHERIES MANAGEMENT: AN EXPERIMENTAL APPROACH 153</b>	
4.1 INTRODUCTION.....	156
4.2 EXPERIMENTAL SETTING .....	159
4.2.1 <i>Experimental design</i>	159
4.2.2 <i>Experimental procedure</i>	164



4.2.3 <i>Formulating hypothesis</i>	166
4.2.4 <i>Statistical Analysis</i>	169
4.3 RESULTS .....	171
4.3.1 <i>Overall exploitation management decision patterns</i>	171
4.3.2 <i>Exploring predictors for cooperation</i>	176
4.4 DISCUSSION .....	178
4.5 REFERENCES .....	181
4.6 SUPPLEMENTARY MATERIALS .....	187
4.6.1 <i>Appendix 4.1</i>	187
4.6.2 <i>Appendix 4.2</i>	191
4.6.3 <i>Appendix 4.3</i>	192
4.6.4 <i>Appendix 4.4</i>	193
4.6.5 <i>Appendix 4.5</i>	194
4.6.6 <i>Appendix 4.6</i>	195
4.6.7 <i>Appendix 4.7</i>	196
4.6.8 <i>Appendix 4.8</i>	198
4.6.9 <i>Appendix 4.9</i>	199
<b>5 CONCLUSION</b>	<b>201</b>
5.1 PRINCIPAUX RESULTATS ET RECOMMANDATIONS POUR LA GESTION .....	201
5.2 CONTRIBUTIONS METHODOLOGIQUES .....	206
5.3 PERSPECTIVES DE RECHERCHE .....	208
5.3.1 <i>Une alternative à la MSE pour la mise en place d'une gestion adaptative</i>	208
5.3.2 <i>Vers une meilleure compréhension de l'action collective dans les systèmes socio-écologiques</i>	211
5.4 RÉFÉRENCES .....	213

## LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1.1: TYPOLOGIE DES INSTRUMENTS DE GESTION (ADAPTE DE L'OCDE 2006).....	4
TABLEAU 1.2: SUIVI ET CONTROLE DES ACTIVITES DE PECHE APPLICABLE AUX CPC DE L'ICCAT EXPLOITANT LE STOCK EST DE THON ROUGE ATLANTIQUE. ....	29
TABLE 3.1: PARAMETERS USED IN THE MODEL.....	123
TABLE 4.1: MODEL PARAMETERS.....	161
TABLE 4.2: EXPERIMENTAL DESIGN. ....	164
TABLE 4.3: DESCRIPTION OF VARIABLES USED FOR ANALYSIS. ....	171
TABLE 4.4: COMPARISON OF PROPORTIONS AND AVERAGES ACROSS TREATMENTS.....	172
TABLE 4.5: GENERALISED ESTIMATING EQUATION REGRESSION FOR THE AVERAGE PROBABILITY OF MAKING A MYOPIC HARVEST DECISION. ....	177

## LISTE DES FIGURES

- FIGURE 1.1: REPRESENTATION SCHEMATIQUE DE L'EXTENSION SPATIALE DES DIFFERENTS TYPES DE STOCKS PARTAGES (MAGUIRE ET AL. 2006): LES STOCKS DE GRANDS MIGRATEURS (1), LES STOCKS CHEVAUCHANTS (2, 7, 8), LES STOCKS TRANSFRONTALIERS (TRES PEU PRESENTS EN HAUTE MER) QUI INCLUENT LES STOCKS DEMERSAUX (5, 6) ET LES STOCKS PELAGIQUES (4), ET ENFIN LES STOCKS DE HAUTE MER EXCLUSIFS (3). ..... 7
- FIGURE 1.2: ORGANISATIONS REGIONALES DE GESTION DES PECHEES THONIERES (TORGPs) ET CONTEXTE LEGISLATIF INTERNATIONAL (ADAPTE D'APRES JUAN-JORDA ET AL. 2016). LA FRISE INDIQUE LES DATES DE CREATION DES TORGPs ET LES BOITES INDIQUENT LES DATES DE CREATIONS ET D'APPLICATION DES LEGISLATIONS INTERNATIONALES. .... 9
- FIGURE 1.3: ORGANISATIONS REGIONALES DE GESTION DES PECHEES THONIERES (TORGPs, LODGE ET AL. 2007). ICCAT: COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA CONSERVATION DES THONIDES DE L'ATLANTIQUE, IOTC: COMMISSION DE THONS DE L'OCEAN INDIEN, WCPFC: COMMISSION DES PECHEES DU PACIFIQUE OCCIDENTAL ET CENTRAL, IATTC: COMMISSION INTERAMERICAINE DES THONS TROPICAUX, CCSBT: COMMISSION POUR LA CONSERVATION DU THON ROUGE DU SUD. .... 10
- FIGURE 1.4: PROPORTION DES CAPTURES ET DE LA VALEUR AU DEBARQUEMENT DES PECHERIES INTERNATIONALES SUR LES VALEURS TOTALES DE 1950 A 2006 (TEH & SUMAILA 2015). 12
- FIGURE 1.5: ÉTAT D'EXPLOITATION DES STOCKS PARTAGES EN 2004. LES ETATS D'EXPLOITATION CORRESPONDENT A: SOUS-EXPLOITE (U), MODEREMENT EXPLOITE (M), PLEINEMENT EXPLOITE (F), SUREXPLOITE (O), EN RETABLISSEMENT (R). ÉTAT EFFECTUE A PARTIR DES 27% DE STOCKS DONT L'ÉTAT D'EXPLOITATION EST DISPONIBLE (MAGUIRE ET AL. 2006). .... 12
- FIGURE 1.6: CAPTURES ET TRAJECTOIRE DE BIOMASSE FECONDE RELATIVE A 1954 DES PRINCIPAUX GROUPES TAXONOMIQUES DE SCOMBRIDAE (JUAN-JORDA ET AL. 2011). .... 15
- FIGURE 1.7 : DISTRIBUTION SPATIALE DES STOCKS EST ET OUEST DE THON ROUGE ATLANTIQUE (ZONE GRISEE) ET PRINCIPALES ROUTES MIGRATOIRES (FLECHES NOIRES). LA LIGNE VERTICALE EN TIRET ROUGE REPRESENTA LA DELIMITATION DE GESTION DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA CONSERVATION DES THONIDES DE L'ATLANTIQUE (ICCAT) ENTRE LE STOCK EST ET OUEST. LES PRINCIPALES ZONES DE

FRAYAGE (EN JAUNE) SONT LOCALISEES EN MER MEDITERRANEE ET DANS LE GOLFE DU MEXIQUE (FROMENTIN & POWERS 2005). .....	18
FIGURE 1.8 : EXPORTATION ET IMPORTATION MOYENNE DE 2005 A 2011 DE THON ROUGE ATLANTIQUE ISSUE DU STOCK EST PAR PAYS (EN HAUT) ET IMPORTATION EN TONNES PAR LE JAPON ET LES PRINCIPAUX IMPORTATEURS EUROPEENS EN POURCENTAGE DE L'IMPORTATION JAPONAISE (GAGERN ET AL. 2013). .....	19
FIGURE 1.9 : CAPTURES DU STOCK EST THON ROUGE ATLANTIQUE PAR METIERS ET PAR ZONES GEOGRAPHIQUES (ICCAT 2017). HISTORIQUE DE LA BIOMASSE FECONDE (SSB EN 1000 T), DE LA MORTALITE PAR PECHE (F) APPLIQUEE AUX AGES 10 PLUS ET 2-5 ISSUS DE L'EVALUATION DU STOCK (ANALYSE PAR VPA, ICCAT 2017). .....	21
FIGURE 1.10 : ÉTAT DU STOCK DE THON ROUGE ATLANTIQUE (STOCK EST) EN 2016 ESTIME PAR L'EVALUATION DU STOCK (ANALYSE PAR VPA) SELON 3 SCENARIOS DE RECRUTEMENT (FAIBLE EN ROUGE, INTERMEDIAIRE EN VERT ET ELEVE EN BLEU) EN CONSIDERANT UNE SELECTIVITE AUX AGES MOYENNE DE 2012 A 2014 ET L'INCERTITUDE ASSOCIE AUX ESTIMATIONS ('BOOTSTRAP', ICCAT 2017). .....	24
FIGURE 1.11 : ORGANIGRAMME DE L'ICCAT. ....	26
FIGURE 1.12 : HISTORIQUE DES CAPTURES ET DES MESURES DE GESTION APPLIQUEES AU STOCK EST DE THON ROUGE ATLANTIQUE (ADAPTE D'APRES FROMENTIN ET AL. 2014). LES ACRONYMES LL ET PS FONT REFERENCES AUX PALANGRIERS ('LONGLINERS') ET SENNEURS ('PURSE SEINERS') RESPECTIVEMENT ET BCD RENVOIE AU DOCUMENT VISANT A TRACER CHAQUE CAPTURE DE THON ROUGE ('BLUEFIN TUNA CATCH DOCUMENT').	28
FIGURE 1.13: MODELE BIOECONOMIQUE DE GORDON-SCHAEFER. ....	31
FIGURE 1.14: EXEMPLE D'HCR BASE SUR L'ESTIMATION DE LA BIOMASSE FECONDE (SSB) DANS LE CADRE DE L'APPROCHE DE PRECAUTION. LA PHASE 1 CORRESPOND A UNE PERIODE DE MORATOIRE DE L'ACTIVITE DE PECHE LORSQUE QUE LA BIOMASSE FECONDE EST INFERIEURE AU POINT DE REFERENCE LIMITE (SSB <sub>LIMITE</sub> ). LA PHASE 2 CORRESPOND A UNE PERIODE DE RECONSTRUCTION DU STOCK AVEC POUR CIBLE SSB <sub>CIBLE</sub> . UNE FOIS SSB <sub>CIBLE</sub> ATTEINT, LA PHASE 3 DEMARRE AVEC L'OBJECTIF DE MAINTENIR UN NIVEAU DE MORTALITE PAR PECHE CONSTANT (F <sub>CIBLE</sub> ). .....	34
FIGURE 1.15: ENSEMBLE DES EQUILIBRES DU JEU COOPERATIF AVEC ET SANS TRANSFERT MONETAIRE (MUNRO ET AL. 2004). .....	39

FIGURE 1.16: REPRESENTATION CONCEPTUELLE DES VARIABLES INDIVIDUELLES ET STRUCTURELLES (NON-EXHAUSTIF) QUI AFFECTENT LA COOPERATION LORS D'UN DILEMME SOCIAL (ADAPTE D'APRES OSTROM 2007 ET POTEETE ET AL. 2010).....	43
FIGURE 2.1: CONCEPTUAL FRAMEWORK OF MANAGEMENT STRATEGY EVALUATION (MSE) (ADAPTED FROM KELL ET AL. 2007) AND AN EXAMPLE OF A PRECAUTIONARY CONSTANT CATCH HARVEST CONTROL RULE INCORPORATING BIOMASS TARGET ( $B_{TARGET} > B_{MSY}$ ), BUFFER AREA AND LIMIT (ADAPTED FROM FROESE ET AL. 2010) WITH A HYPOTHETICAL EQUILIBRIUM YIELD (Y) FROM A SURPLUS PRODUCTION MODEL. ....	71
FIGURE 2.2: CONCEPTUAL DECISION-MAKING STRUCTURE IN FISHERIES MANAGEMENT (ADAPTED FROM COCHRANE 2000). ....	73
FIGURE 2.3: SCHEMATIC DIAGRAM OF THE RULE-BASED ADAPTIVE MANAGEMENT CYCLE AND SOURCES OF UNCERTAINTIES THAT CAN UNDERMINE FISHERIES MANAGEMENT (ADAPTED FROM FULTON ET AL 2011). ....	77
FIGURE 2.4: BASIC CONTROL RULES AND HOW FISHING MORTALITY GENERALLY CHANGES WITH BIOMASS FOR EACH TYPE OF RULES (FROM DEROBA & BENCE, 2008).....	82
FIGURE 3.1: RELATIONSHIP BETWEEN THE STEADY STATE HARVEST (IN TONS) AND SPAWNING STOCK BIOMASS (SSB IN TONS) FOR THE EASTERN ATLANTIC BLUEFIN TUNA (EABFT). THE SOLID LINE REPRESENTS THE REFERENCES RECRUITMENT CASE CORRESPONDING TO THE MEDIUM RECRUITMENT SCENARIO OF ICCA WHICH CORRESPONDS TO DATA ON SPAWNING STOCK BIOMASS AND RECRUITMENT FOR THE YEARS 1970 TO 2010. THE UPPER DASHED LINE REFERS TO THE HIGH RECRUITMENT SCENARIO CORRESPONDING TO THE PERIOD 1990 TO 2010, AND THE LOWER DOTTED LINE SHOWS THE LOW RECRUITMENT SCENARIO CORRESPONDING TO THE PERIOD 1970 TO 1980.....	128
FIGURE 3.2: HISTORICAL AND OPTIMAL MANAGEMENT OF EASTERN ATLANTIC BLUEFIN TUNA (EABFT) WITH A 2% DISCOUNT RATE FOR EACH RECRUITMENT LEVEL AND SUPPLY SCENARIOS. HISTORICAL DATA ARE COLLECTED FROM ICCAT (2017) FOR THE PERIOD 1970–2014. EACH PANEL PRESENTED THE OPTIMAL ECONOMIC MANAGEMENT OF THE EABFT FOR 5 DIFFERENT SCENARIOS: REFERENCE, HIGH AND LOW RECRUITMENT, LOW AND HIGH SUPPLY SCENARIOS. FOR EACH SCENARIO, THE OPTIMAL SSB PATH UNDER THE OPTIMAL HARVEST SELECTED FOR THE PERIOD 2014-2064 AND THE RESULTING BIOMASS (TONS), PROFIT (€) AND PRICE (€/KG) FROM THE FISHERY ARE SHOWN. ....	130

FIGURE 3.3: STEADY STATE STOCK NUMBER AND HARVEST PER AGE CLASS FOR THE REFERENCE DYNAMIC MEY AND DYNAMIC MEY WITH ENDOGENOUS SELECTIVITY.....	131
FIGURE 3.4: DEPENDENCE OF THE STEADY STATE SPAWNING STOCK BIOMASS (SSB IN TONS) ON THE DISCOUNT RATE. THE DOTTED LINE REPRESENTS THE OPTIMAL STEADY STATE FOR THE SELECTED MODEL PARAMETERS. ....	132
FIGURE 3.5: RESULTS OF 500 INDEPENDENT SIMULATIONS OF THE CLOSED-LOOP OPTIMISATION MODEL WITH DIFFERENT LEVEL OF UNIFORMLY DISTRIBUTED STOCK ESTIMATION UNCERTAINTIES ( $\sigma m = 0; 0.3; 0.6; 0.9 \wedge 1.2$ ). ON THE TOP CHARTS, THE OPTIMAL PATH OF SPAWNING STOCK BIOMASS (SSB IN TONS) FROM 2014 TO 2064. ON THE BOTTOM CHARTS, THE OPTIMAL PATH OF HARVEST (IN TONS) FROM 2014 TO 2064. THE GREY SHADED REGION REPRESENTS THE STANDARD DEVIATIONS. ....	133
FIGURE 4.1: PROFIT ( $10^7\text{€}$ ) AS A FUNCTION OF STOCK ( $10^4$ TONS) AND HARVEST LEVEL ( $10^4$ TONS). ....	162
FIGURE 4.2: LOGISTIC RESOURCE GROWTH ( $10^4$ TONS). ....	163
FIGURE 4.3: TIME SERIES OF RESOURCE STOCK SIZE (BIOMASS IN UNITS) BY TREATMENTS (T0, T1 AND T2). THE GREY DASHED LINE CORRESPONDS TO THE THRESHOLD $B_{LIM}$ IN T1 AND THE SHADED AREA TO THE UNCERTAINTY RANGE AROUND THE POTENTIAL VALUE OF $B_{LIM}$ IN T2. ....	173
FIGURE 4.4: PROPORTION OF HARVEST AS A FRACTION OF MYOPIC STRATEGY OVERTIMES BY TREATMENTS (T0, T1 AND T2) SUMMARISED INTO A CATEGORICAL VARIABLE: ‘MYOPIC’ IF THE RATIO OF THE HARVEST CHOICE OVER THE MYOPIC STRATEGY IS LARGER OR EQUAL TO 1 AND ‘NONMYOPIC’ IF THE RATIO IS SMALLER TO 1. ....	174
FIGURE 4.5: TIME SERIES OF MEAN HARVEST, PLEDGE DECISIONS AND MEAN RESULTING RESOURCE STOCK SIZE, PROFIT, INTENDED BEHAVIOUR AND BELIEF ERROR BY TREATMENTS (T0, T1 AND T2).....	175
FIGURE 4.6: FREQUENCY OF SUBJECT TYPES FOR THE WHOLE EXPERIMENTS AND BY TREATMENTS (T0, T1 AND T2). CLASSIFICATION OF SUBJECTS BASED ON THEIR HIGHEST FREQUENCY BELIEF ERRORS (OPTIMISTIC: BELIEF < OTHER HARVESTS, REALISTIC: BELIEF = OTHER HARVESTS AND PESSIMISTIC: BELIEF > OTHER HARVESTS) AND INTENDED HARVEST BEHAVIOURS (FREE-RIDER: HARVEST > PLEDGES / (N-1), CONSENSUAL: HARVEST = PLEDGES / (N-1) AND ALTRUISTIC: HARVEST < PLEDGES / (N-1)). ....	176

FIGURE 5.1: PHASES ITERATIVES DE LA GESTION ADAPTATIVE (D'APRES WILLIAMS 2011). LES ACTIONS DE GESTION SONT BASEES SUR LES OBJECTIFS, L'ETAT DES RESSOURCES ET LA COMPREHENSION DU SYSTEME EXPLOITE. LES DONNEES DE SUIVI SONT UTILISEES POUR EVALUER LES IMPACTS DES DECISIONS DE GESTION ET LES RESULTATS DE L'EVALUATION GUIDENT LA PRISE DE DECISION EN ESTIMANT L'ADEQUATION DES MODELES EMPLOYES.209

# 1 INTRODUCTION

La pêcherie du thon rouge de l'Atlantique est une figure archétypale de la surexploitation qui affecte les ressources halieutiques et plus particulièrement les pêcheries internationales. Au début de ce siècle, toutes les prévisions scientifiques annonçaient l'effondrement inéluctable de ce stock. Face à la perspective d'un horizon funeste, une prise de conscience des acteurs a entraîné une sévère réduction des quotas de pêche et l'objectif de redressement a pu être atteint au-delà des espérances. Pourquoi un tel revirement ? Comment est-on passé d'une absence quasi-totale de coopération et d'une extinction annoncée du stock à une pêcherie prospère, durable et coopérative ? Après la phase de crise aigüe, quels sont les facteurs ayant concouru à rendre cette pêcherie mieux régulée et plus durable ?

La trajectoire de la pêcherie du thon rouge de l'Atlantique soulève des questions scientifiques majeures quant au rôle de l'incertitude dans la dynamique et la gestion des stocks, ainsi que sur la capacité des États à coopérer dans un contexte informationnel aussi limité. Cette thèse mobilise la théorie économique des ressources renouvelables communes et tente d'apporter des éléments de réponse aux questions de gouvernance et de gestion des pêcheries suscitées par le cas exemplaire du thon rouge de l'Atlantique. Ce travail contribue plus largement à la prise en compte de l'incertitude et de ses effets dans l'analyse des systèmes socio-écologiques exploités.



### 1.1 Tragédie des communs

Les ressources halieutiques appartiennent à la catégorie des ressources naturelles renouvelables communes qui ont en commun deux attributs majeurs: une forte rivalité entre les exploitants et une non-exclusivité qui découle de la difficulté d'exclure de potentiels utilisateurs (Ostrom et al. 1994). Pour ce type de ressources, les enjeux sont importants. Si aucune mesure de gestion n'est prise, l'exploitation des ressources communes conduit inexorablement à une situation de surexploitation, que l'on appelle communément la "tragédie des communs", illustrée par Hardin (1968). Face à la demande croissante pour les ressources naturelles<sup>1</sup> et les services environnementaux, la nécessité de borner l'exploitation est cruciale afin d'éviter une généralisation de la surexploitation des ressources naturelles. L'exploitation durable des océans fait d'ailleurs partie des objectifs de développement durable adoptés par les pays membres des Nations Unies (UN 2008) qui sont repris dans de nombreux accords internationaux (Heino & Enberg 2008).

La notion de ressource commune se fonde généralement sur l'article de Gordon (1954) dans le cas des pêcheries. Les ressources communes doivent néanmoins se distinguer des ressources en accès libre ou publiques par l'appropriation qui peut en être faite par un groupe identifié d'utilisateurs. Sous certaines conditions, la propriété commune peut tout à fait converger vers les mêmes résultats que ceux d'une exploitation optimale centralisée (Ostrom, 1990). Lorsque les ressources sont en accès libre, les incitations économiques individuelles conduisent à pêcher le plus rapidement possible afin de maximiser les profits à court terme<sup>2</sup>. Cette "course au poisson", bien que rationnelle d'un point de vue individuel, s'oppose à l'intérêt collectif et conduit à la dissipation de la rente.

---

<sup>1</sup> En 2016 la production mondiale de ressources aquatiques s'élève à plus de 160 million de tonnes dont une production issue des captures d'espèces marines qui stagne à 80 millions de tonnes sur la dernière décennie (FAO, 2018).

<sup>2</sup> Ce comportement est la conséquence d'externalités négatives qui accompagnent l'exploitation d'une ressource commune. Une externalité apparaît lorsque l'activité d'un utilisateur de la ressource (i.e. une firme) modifie les conditions de production d'un autre utilisateur sans contrepartie sur le marché. Lorsque plusieurs utilisateurs exploitent un même stock, ils génèrent des externalités négatives croisées. L'effort de pêche de chaque firme réduit la disponibilité de la ressource pour les autres firmes à court ("crowding externalities") et long terme ("stock externalities") en influençant la dynamique de la ressource. D'autres types d'externalités négatives sont susceptibles d'intervenir et d'aggraver la concurrence entre les utilisateurs de la ressource (e.g. "technological externalities", "ecological externalities", Seijo 1998).

En théorie, la tragédie des communs peut donc être réduite à la conséquence du libre accès. Elle provient d'une défaillance de marché qui repose sur l'absence de droits de propriété. En principe, elle peut donc être évitée par la définition de droits de propriété ou de droits d'accès accordés par une autorité centralisée, en général représentée par l'État. Ostrom (1990) a mis en avant des solutions ne reposant pas sur le marché pour réguler l'accès à la ressource, notamment la possibilité d'une gestion communautaire sous des conditions institutionnelles particulières. Cependant, la complexité des systèmes socio-écologiques à une vaste échelle spatiale rend difficile la gestion des ressources communes.

### 1.2 Caractéristiques inhérentes à la gestion des ressources halieutiques

Les ressources halieutiques ont des caractéristiques spécifiques qui permettent de mettre en lumière leur difficulté de gestion. La plus évidente provient de la difficulté d'allocation, a priori, de la ressource à de potentiels propriétaires. Cette spécificité, associée à la forte productivité des grands stocks exploités historiquement, a, par exemple, ancré le libre accès comme régime de propriété pour les stocks de haute mer<sup>3</sup> (Scott 2007). Pour faire obstacle aux incitations individuelles qui conduisent à la surexploitation en condition de libre accès, la gestion des pêcheries se met en place autour de deux principaux axes de gestion. D'une part, des mesures techniques qui sont dédiées à la préservation des stocks halieutiques, de leurs capacités productives et reproductives, et d'autre part des mesures de régulation de l'accès destinées à allouer et à ajuster la capacité de pêche (Boncoeur et al. 2006). Cette dichotomie peut s'affiner en considérant le moyen d'application de la régulation: une application réglementaire, ou un ajustement des incitations économiques basées sur le marché ou sur un système de taxe (OCDE 2006, Tableau 1.1). Cette classification permet de mettre en évidence les différents régimes de propriétés appliqués aux ressources halieutiques. Quatre régimes peuvent être distingués: la propriété d'État, commune, privée ou le régime de libre accès. Les instruments réglementaires découlent d'une propriété étatique ou communautaire dans lesquels les devoirs, les règles et les normes d'utilisation et d'accès sont déterminés

---

<sup>3</sup> Stocks qui s'étendent au-delà des Zones Economiques Exclusives (ZEEs).

## Chapitre 1: Introduction

respectivement par une institution gouvernementale ou par un groupe d'utilisateurs disposant de la propriété de la ressource.

Les mesures techniques sont nécessaires pour contraindre une exploitation efficace d'un point de vue biologique et économique. La mise en place d'un total admissible de capture (TAC), qui est un des éléments clés de la gestion des pêcheries (Arnason 2009), nécessite au préalable la définition d'un objectif de gestion reposant sur des fondements biologiques, et/ou socio-économiques. Néanmoins, la mise en place d'un TAC seul n'élimine pas la concurrence dans l'accès à la ressource qui conduit à une surcapacité et, in fine, à la dissipation de la rente. Dans ce contexte où la ressource appartient à celui qui la capture, la compétition est exacerbée et se traduit notamment par des conflits d'usage.

Tableau 1.1: Typologie des instruments de gestion (adapté de l'OCDE 2006).

Type d'instrument de régulation	Variable de contrôle	
	Effort de pêche (contrôle des intrants)	Capture (contrôle de la production)
Réglementaire (mesures techniques)	Sélectivité des engins Taille/Quantité des engins de pêche Restrictions spatio-temporelles <sup>‡</sup>	TAC <sup>†</sup> Taille de première capture
Réglementaire (contrôle de l'accès)	Licences <sup>χ</sup> non-transférables Quotas individuels non-transférables Droits territoriaux	Quotas communautaires Quotas individuels non-transférables
Contrôle économique basé sur le marché (contrôle de l'accès)	Quotas individuels transférables Licences <sup>χ</sup> individuels transférables	Quotas individuels transférables
Contrôle économique non basé sur le marché (contrôle de l'accès)	Taxes à l'effort de pêche Subventions à l'effort de pêche	Taxes au débarquement Subventions

<sup>†</sup> Total admissible de capture

<sup>‡</sup> Ces mesures comprennent des fermetures saisonnières et géographiques qui peuvent se mettre en place sous forme d'aires marines protégées (AMPs).

<sup>χ</sup> Système restreignant le nombre de navires autorisés, leurs capacités et leurs temps de pêche (efforts).

La régulation de l'accès peut se concevoir réglementairement soit par un contrôle de l'effort de pêche reposant sur un système de licences de pêche, soit par un contrôle de la production (débarquements) avec la mise en place de 'droits de pêche' individuels. Les droits de pêche (quotas) correspondent généralement à un pourcentage de TAC sans possibilité de transfert. Les licences et les droits de pêche constituent les principaux outils de gestion de la réglementation d'accès aux ressources halieutiques (Scott 1989; Pearse 1992). Par opposition aux méthodes réglementaires, la création de droits de propriété privés est fondée sur les incitations économiques et se classe parmi les méthodes de contrôle économique dérivées du marché (Boncoeur et al. 2006). Dans une économie spécifique, l'allocation optimale des

## Chapitre 1: Introduction

ressources est dépendante de la détermination de droits de propriété (Demsetz 1967 ; Hannesson 1991; Arnason 2000, 2007). La qualité du titre repose sur les droits qui accompagnent la propriété sur la ressource, les restrictions accompagnant ces droits, et les sanctions correspondant à leur violation. Ces droits, pour être complets, doivent satisfaire un certain nombre de conditions (Scott 1988; Arnason 2007). La sécurité du titre doit permettre au détenteur du droit de l'utiliser, de voir celui-ci garanti par la justice en cas de violation. L'exclusivité du titre doit assurer la capacité du détenteur du droit à utiliser et gérer sa ressource sans interférence extérieure. La permanence du titre doit assurer la pérennité du droit de propriété. Enfin, le détenteur du droit doit être en capacité d'échanger son droit. Une parfaite transférabilité implique également la possibilité de subdiviser son droit et de ne subir aucune restriction d'échange. La justification économique sous-jacente aux approches fondées sur les droits de propriété se base sur le travail de Coase (1960), dans lequel l'auteur analyse la pertinence de l'utilisation de droits de propriété et du marché pour résoudre les problèmes découlant de la différence des coûts privés et sociaux dans le cas de pollution environnementale.

Toutefois, les conditions de l'existence d'un marché optimal au sens de l'allocation des ressources ne sont pas satisfaites dans le cas des pêcheries. Le coût d'exclusion de potentiels utilisateurs de la ressource peut être très élevé et dépend de l'extension géographique et des fluctuations d'abondance des stocks exploités (e.g. Munro 2007). Par ailleurs, la gestion des ressources halieutiques engage également des coûts de transaction élevés liés notamment à sa gestion qui implique un niveau d'information élevé sur le niveau de la ressource, sa dynamique ainsi que sur le suivi de l'activité de pêche. De nombreux types d'incertitude jouent un rôle dans la gestion des pêches et augmentent les coûts de transaction. Les fluctuations environnementales, la méconnaissance des processus biologiques clés, mais aussi l'incertitude de mesure (observation), l'incertitude liée au processus économique ou encore l'incertitude inhérente au choix de modélisation à la base des recommandations scientifiques sont autant de facteurs qui entravent le niveau d'information disponible pour la gestion des stocks halieutiques (Hilborn & Peterman 1996 ; Peterman 2004 ; Fulton et al. 2011). Lorsque les décisions de gestion doivent être fondées sur des estimations quantitatives tirées de modèles de pêche, il est souhaitable que l'incertitude soit quantifiée. L'application des

mesures de régulation réglementaires précédemment citées engage également des coûts d'application qui peuvent être importants (i.e. coûts de transaction<sup>4</sup>, Abdullah 1998 : Nielsen 2003). Le contrôle de l'activité de pêcheries hauturières, souvent largement étendue géographiquement, peut s'avérer très coûteux et peu efficace ; l'amplification du phénomène de la pêche illégale, notamment pour les pêcheries de haute mer en est un exemple (e.g. Sumaila 2006).

### 1.3 Spécificité des pêcheries internationales

#### 1.3.1 Aperçu de la gestion des stocks partagés

Les stocks halieutiques peuvent être classés en cinq catégories (Munro et al. 2004, Maguire et al. 2006, Figure 1.1) selon leurs extensions spatiales au sein des zones de droits. Les stocks domestiques peuvent-être exploités par différents acteurs économiques, mais sont présents au sein d'une Zone Economique Exclusive (ZEE) d'un État côtier. Les stocks transfrontaliers se déplacent entre plusieurs ZEEs d'États côtiers, alors que les stocks chevauchants et de grands migrateurs (i.e. thonidés) se déplacent ou migrent sur de grandes distances entre plusieurs ZEEs d'États côtiers ainsi qu'en haute mer. Enfin, les stocks de haute mer exclusifs ont une aire de répartition qui se limite à la haute mer.

Cette classification reflète un gradient de difficulté de gestion croissant (Munro et al. 2004). La présence d'un stock au sein de différentes juridictions accroît les difficultés de coordination de l'exploitation du stock en question. Face aux difficultés de gestion qu'implique un stock domestique, l'intervention de différents États dans l'exploitation d'une ressource impose la création d'accords de pêche communs.

---

<sup>4</sup> Les coûts de transaction font référence au coût associé à la gestion d'une pêcherie : coût de l'information, prise de décision, contrôle et exécution des réglementations (Abdullah et al. 1998).

# Chapitre 1: Introduction

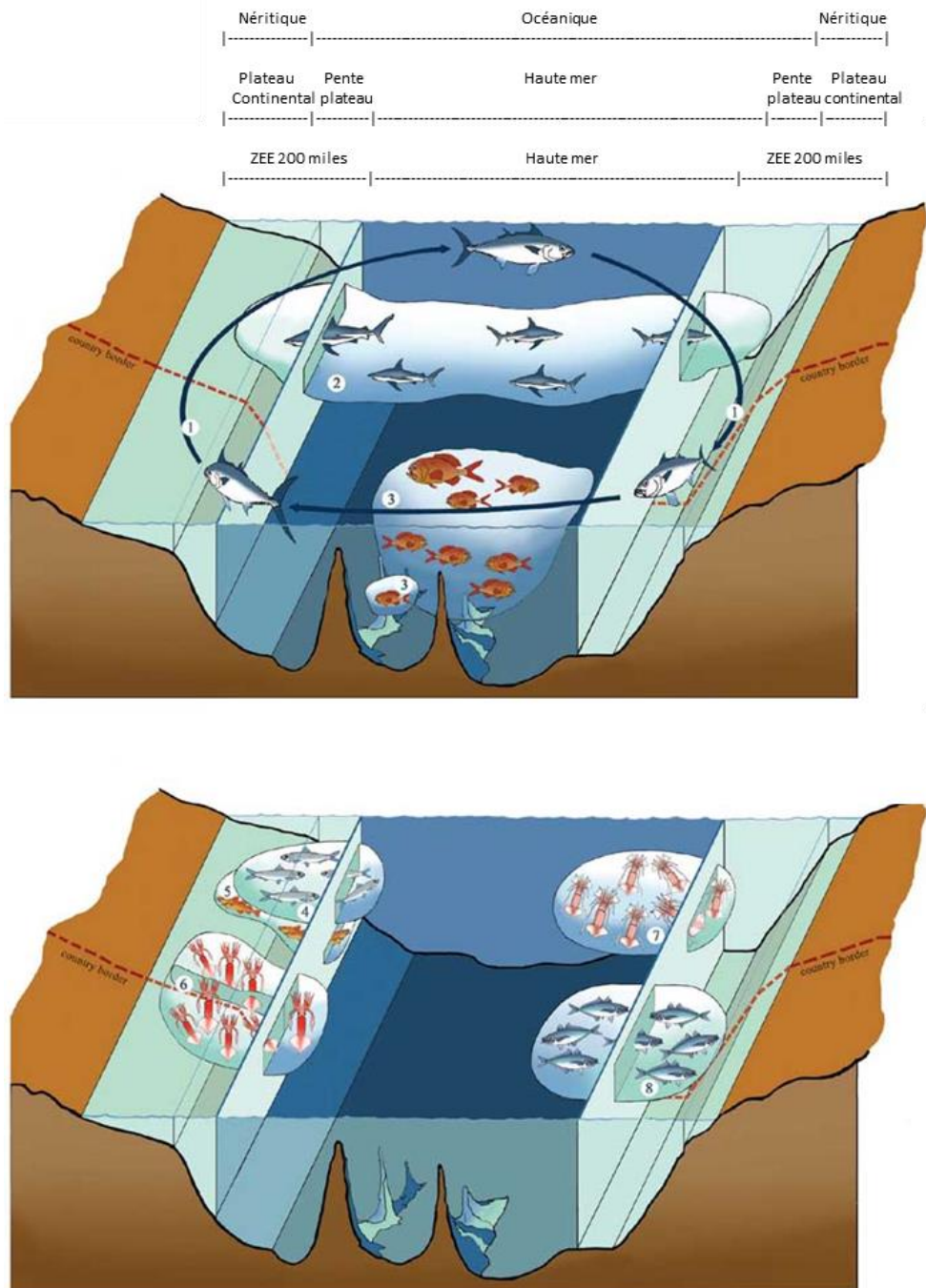


Figure 1.1: Représentation schématique de l'extension spatiale des différents types de stocks partagés (Maguire et al. 2006): les stocks de grands migrateurs (1), les stocks chevauchants (2, 7, 8), les stocks transfrontaliers (très peu présents en haute mer) qui incluent les stocks démersaux (5, 6) et les stocks pélagiques (4), et enfin les stocks de haute mer exclusifs (3).

La question de la gestion des pêcheries internationales est devenue importante suite aux premières conventions des Nations Unies sur le droit de la Mer de 1982 (United Nations

## Chapitre 1: Introduction

Convention on the Law Of the Sea UNCLOS, UN 1982). Cette convention a inclus dans la législation internationale le devoir de coopération<sup>5</sup> entre les États côtiers pour les stocks transfrontaliers afin d'assurer la conservation de la ressource. La haute mer était considérée comme un bien commun ouvert à toutes les nations. A cette époque, la problématique de la gestion des stocks également présents en haute mer n'était pas vue comme prioritaire et l'extension des ZEEs à 200 milles nautiques jugée comme suffisante pour régler la gestion des stocks partagés. La convention de 1982 ne stipulait pas clairement les droits et les responsabilités entre les États pour l'exploitation de la portion des stocks situées en haute mer. Mais les stocks de grands migrateurs ont été par la suite touchés par de sérieux problèmes de gestion (Bjorndal & Munro 2003).

La coopération entre nations fait référence à deux niveaux de collaboration au sein des institutions de gestion (Gulland 1980). Le premier niveau de coopération implique un investissement via la contribution aux données d'activité des navires, à la participation au processus d'évaluation scientifique de l'état du stock et des programmes de recherche. Le second niveau, correspond à la mise en place de plans de gestion communs, par la détermination et la distribution d'un niveau optimal d'exploitation au cours du temps et enfin par la mise en œuvre effective de la réglementation et le contrôle de son application (Gulland 1980).

A la suite des accords de 1982, les imprécisions des obligations de coopération des États côtiers et des États qui opèrent avec des flottes hauturières sur les ressources présentes en haute mer ont conduit à de forts niveaux de pêche non régulés, sans recours possibles aux lois internationales pour les contrarier. Face à ces difficultés pour limiter les comportements unilatéraux (« free-riding »), une nouvelle convention intervient en 1995 (United Nations Fish Stock Agreement UNSFA, UN 1995), spécifiquement dédiée à l'amélioration de la gestion des stocks chevauchants et des grands migrateurs. Les nouveaux accords désignent les Organismes Régionaux de Pêche consultatifs, dont notamment les Organisations Régionales de Gestion de la Pêche (ORGP) comme institutions majeures pour assurer la coopération entre les États côtiers et les États possédant des flottes distantes. Les ORGP, notamment celles dédiées aux stocks de grands migrateurs comme les thonidés (tORGP, Figure 1.2,

---

<sup>5</sup> Le devoir de coopération implique de consulter et de négocier avec les parties prenantes mais n'implique pas d'atteindre un accord.

## Chapitre 1: Introduction

Figure 1.3), couvrent alors l'ensemble des aires de répartition des stocks internationaux. Le rôle essentiel de ces organisations est de promouvoir la coopération dans le but de créer des accords communs sur les mesures de conservation et de gestion pour les pêcheries concernées. Les nations non-adhérentes ont également le devoir de respecter les mesures mises en place dans la zone de gouvernance de l'ORGP. Néanmoins, si ces règles ne sont pas respectées, les activités de pêches sont toujours considérées comme non régulées.

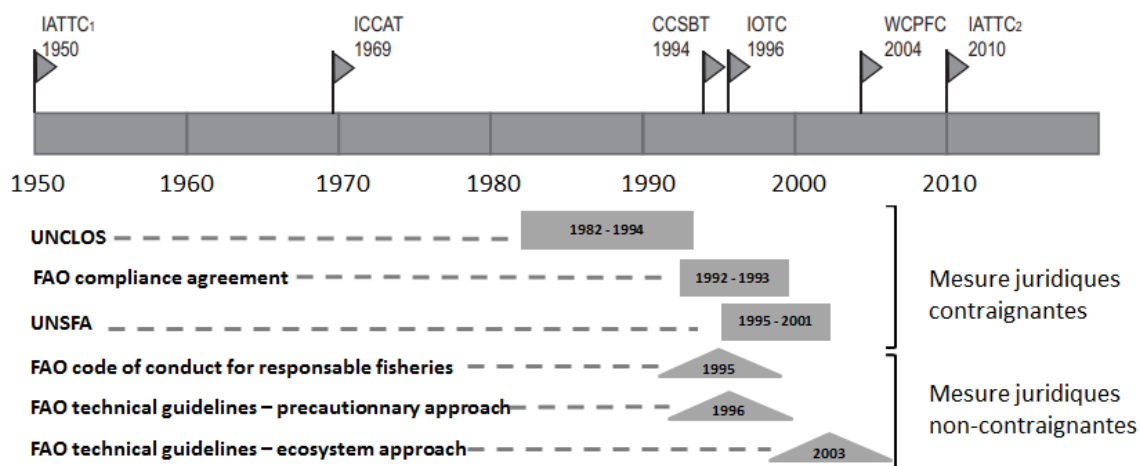


Figure 1.2: Organisations Régionales de Gestion des Pêches Thonières (tORGPs) et contexte législatif international (adapté d'après Juan-Jorda et al. 2016). La frise indique les dates de création des tORGPs et les boîtes indiquent les dates de créations et d'application des législations internationales.



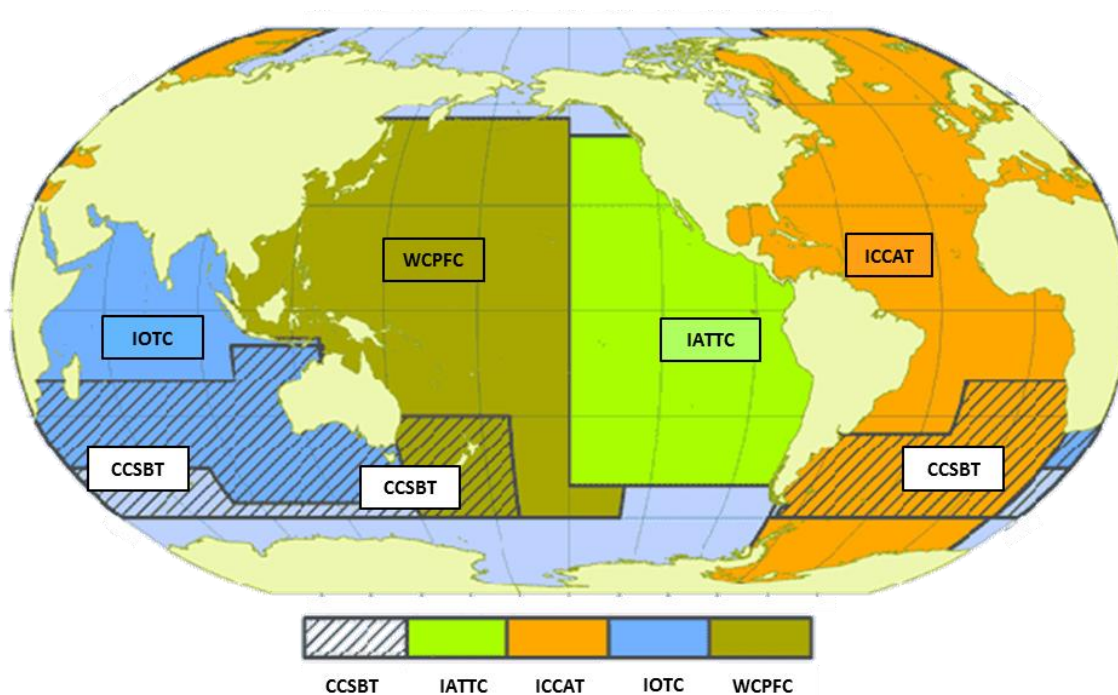


Figure 1.3: Organisations Régionales de Gestion des Pêches Thonières (tORGPs, Lodge et al. 2007). ICCAT: Commission Internationale pour la Conservation des Thonidés de l'Atlantique, IOTC: Commission de Thons de l'Océan Indien, WCPFC: Commission des pêches du Pacifique occidental et central, IATTC: Commission Interaméricaine des Thons Tropicaux, CCSBT: Commission pour la Conservation du Thon Rouge du Sud.

Les accords de 1995 renforcent la position des ORGPs, au sein desquelles les représentations des nations impliquées dans la pêche définissent ensemble, sur la base de meilleures informations disponibles, des stratégies de gestion qui doivent assurer les objectifs économiques et de conservation de la ressource. La gestion et la coopération internationale impliquent des systèmes de gestion politiques centralisés qui supervisent les institutions nationales de gestion des stocks halieutiques. La gestion des stocks internationaux fait face aux problématiques de gestion liées aux caractéristiques inhérentes des stocks ainsi qu'aux problématiques liées au maintien de la coopération entre nations.

Parallèlement au développement de la législation concernant les stocks partagés, l'approche de précaution (FAO 1995, 1996) s'est mise en place en stipulant des cibles et des limites de gestion (points de références limites, Caddy & Mahon 1996) basées sur le rendement maximal durable (RMD, UNCLOS 1982, UNSFA 1995) afin d'incorporer explicitement l'incertitude lors de l'évaluation de l'état des stocks et la définition des objectifs de gestion (e.g. Allen 2010 ; Aranda et al. 2010 ; deBruyn et al. 2013). L'approche écosystémique des pêches s'est également développée (FAO 1996, 2003) avec pour objectif d'intégrer les relations entre le

stock exploité et son écosystème via notamment les relations trophiques dans l'évaluation des pêcheries (Garcia et al. 2003).

Malgré les avancées permises par la législation internationale, de nombreuses difficultés persistent. La définition d'objectifs communs peut-être compliquée lorsque les États participant à la pêche ont des objectifs de gestion qui divergent. De plus, la mise en place et le contrôle de la coopération internationale sont coûteux, d'un point de vue économique, de par le fonctionnement même d'une institution de gestion commune qui possède son propre système administratif et scientifique, mais également en termes de souveraineté nationale (Munro et al. 2004). Une partie de la gestion des ressources au sein des ZEEs est alors confiée à une institution internationale dont les termes de gestion sont issus de concertation commune.

### 1.3.2 État d'exploitation des pêcheries internationales

Les stocks partagés représentent une fraction importante de la capture mondiale, environ 34 millions de tonnes en 2006 ce qui équivaut approximativement à 45% de la production globale (Teh & Sumaila 2015). La valeur de ces stocks a, quant à elle, chuté fortement à partir de la fin des années 1990 indépendamment de la production atteignant 30 milliards de dollars en 2006 soit environ 30% de la valeur totale (Teh & Sumaila 2015, Figure 1.4). Les stocks de grands migrateurs composés principalement par les espèces de thonidés<sup>6</sup> gérés par les tORGP représentent 5.6 millions de tonnes (dont 4.8 millions pour les thonidés) en 2004 (Munro et al. 2004 ; Maguire et al. 2006 ; Majkowski 2007). Néanmoins, malgré leur importance économique, les stocks partagés présentent un niveau de surexploitation élevé<sup>7</sup>, 30% pour les thonidés et jusqu'à 70% pour les stocks chevauchants en 2004 (Figure 1.5, Maguire et al. 2006). Le caractère partagé de la ressource crée de la compétition entre les intérêts économiques à court terme des différentes nations impliquées dans la pêche,

---

<sup>6</sup> Les thonidés (désignation vernaculaire du sous-ordre des Scombridei) correspondent aux espèces de thons, aux Scombridae (thons, maquereaux, thazards, bonites) et aux poissons à rostres appartenant notamment aux Istiophoridae (marlins), Xiphiidae (espadons) etc.

<sup>7</sup> La FAO définit 3 états d'exploitation à partir d'une série d'indicateurs dont la valeur de biomasse féconde relativement à son niveau à l'objectif du RMD (FAO 2011) : non pleinement exploité qui comprend les sous-états: sous-exploité (U, Underexploited) et modérément exploité (M, Moderately exploited); pleinement exploité qui correspond à une pêche proche du RMD (F, Fully exploited); et enfin surexploité qui comprend les sous-états: surexploité (O, Overexploited), épuisé (D, Depleted) et en cours de reconstitution (R, Recovering).

augmentant ainsi significativement la difficulté de gestion et la probabilité de surexploitation (McWhinnie 2009).

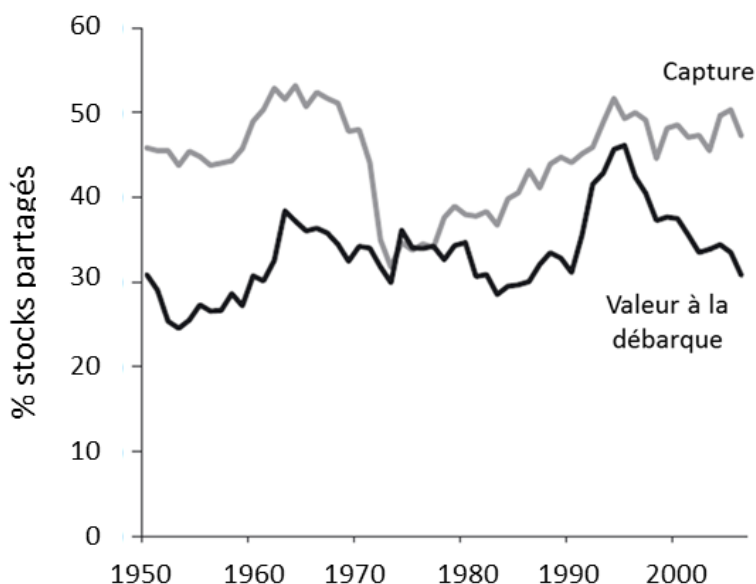


Figure 1.4: Proportion des captures et de la valeur au débarquement des pêcheries internationales sur les valeurs totales de 1950 à 2006 (Teh & Sumaila 2015).

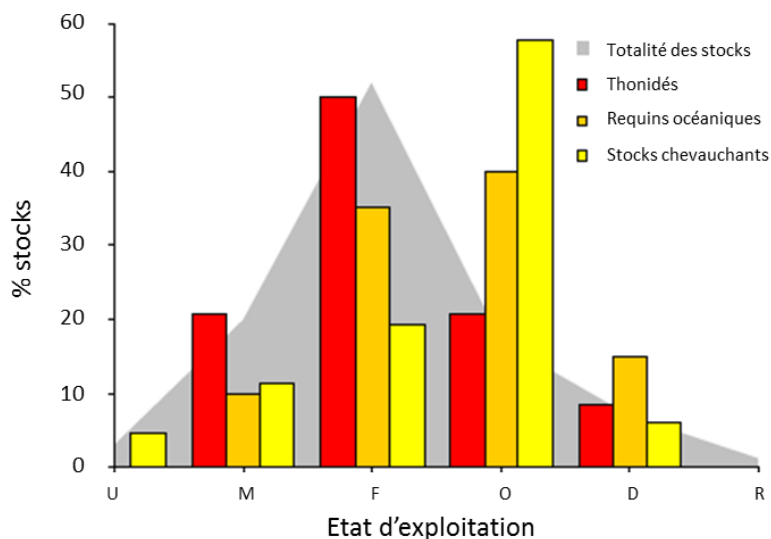


Figure 1.5: État d'exploitation des stocks partagés en 2004. Les états d'exploitation correspondent à: sous-exploité (U), modérément exploité (M), pleinement exploité (F), surexploité (O), en rétablissement (R). État effectué à partir des 27% de stocks dont l'état d'exploitation est disponible (Maguire et al. 2006).

Les difficultés de gestion des stocks partagés sont perceptibles face à la pression accrue de la pêche sur les stocks de thonidés. Juan-Jorda et al. (2011) estiment une diminution de 52% de

## Chapitre 1: Introduction

la biomasse féconde pour les Scombridae dont l'état est évalué par les tORGP<sup>8</sup> sur la période 1954 à 2008 corrélée à une constante augmentation des captures (Figure 1.6). Les captures et l'état des stocks de thonidés se sont stabilisés sur la dernière décennie. Les seules captures des espèces majeures de thons<sup>9</sup> ont atteint 4.8 10<sup>6</sup> t et 43% des stocks évalués étaient en état de surexploitation en 2015 (FAO 2018).

L'important niveau d'exploitation de ces stocks s'explique en partie par des facteurs économiques. La forte valeur sur le marché, notamment pour les espèces de thons majeures, a fortement participé à la croissance puis au maintien des niveaux d'exploitation (Collette et al. 2011, Pons et al. 2017). La globalisation de l'économie avec l'émergence de marchés internationaux pour les produits thoniers contribue à la forte valeur de ces espèces sur le marché (Jeon et al. 2008, Jimenez-Toribio et al. 2010, Guillotreau et al. 2017, Mullon et al. 2017). Les profits issus de l'activité de pêche sont un déterminant majeur dans le développement des pêcheries (Sethi et al. 2010). Les facteurs affectant les coûts ou les bénéfices tels que l'état de la demande dans les marchés internationaux détermine la valeur sur le marché et influence fortement la dynamique des pêcheries. Sur des marchés internationaux, la quantité débarquée d'un stock peut avoir des répercussions sur la rentabilité d'autres pêcheries lorsqu'il s'agit de biens substituables (Sun et al. 2015, 2017). Par exemple, la variation de quantité de production de thons listao et albacore destinés aux grands marchés européens et d'Amérique du Nord de la conserve affectent leurs prix et les incitations économiques des différentes flottilles ciblant cette ressource à travers le monde (Miyake 2010 ; Sun et al. 2015).

Des facteurs biologiques entrent également en jeu, les espèces à longue durée de vie combinée à de fortes valeurs sur les marchés sont les plus sujettes à la surexploitation. Certaines études suggèrent que des attributs tels qu'une durée de vie courte, une distribution géographique étendue et un comportement opportuniste rendent les thons tropicaux plus productifs et moins

---

<sup>8</sup> L'échantillon comprend 51 espèces de thons, maquereaux, bonites etc. appartenant aux stocks chevauchants et de grands migrateurs représentant 70% des captures globale pour ces groupes d'espèces.

<sup>9</sup> Les espèces majeures de thons sont définies à partir de leur importance commerciale (Miyake et al. 2010) et concernent: le thon rouge du sud (*Thunnus maccoyii*), le thon rouge Atlantique (*T. thynnus*), le thon rouge du pacifique (*T. orientalis*), le thon obèse (*T. obesus*), le thon germon (*T. alalunga*), le thon jaune ou albacore (*T. albacares*), et le thon listao ou bonite à ventre rayé (*Katsuwonus pelamis*).

## Chapitre 1: Introduction

susceptibles de s'effondrer que les thons tempérés (Colette et al. 2011 ; Juan-Jorda et al. 2011).

Enfin, les mesures de régulation mises en place par les tORGP jouent un rôle prépondérant dans l'état d'exploitation des stocks. Pons et al. (2017) ont analysé l'impact des principales mesures réglementaires de gestion visant au contrôle de l'effort de pêche (e.g. restriction de la capacité de pêche, taille minimum, fermeture saisonnière) ou de la capture (e.g. TAC). Les TACs sont généralement mis en place lorsque l'état de la ressource est dégradé et sont le point d'ancrage de la gestion réglementaire comme le montre leur forte influence sur la reconstruction des stocks de thons majeurs. Néanmoins, Suzuki & Pauly (2010) ont montré que les ORGPs ont de faibles indices de performances face aux exigences de l'objectif du RMD et des bonnes pratiques de gestion mises en avant par Lodge et al. (2007) intégrant entre autres l'application des notions de l'approche de précaution et de l'approche écosystémique des pêches. Face aux difficultés de gestion, la mise en place d'aire marine protégée sur l'ensemble de la haute mer (environ 58% de la surface océanique) est devenue une alternative de gestion plausible (Suzuki & Pauly 2010 ; White & Costello 2014 ; Sumaila et al. 2015). La gestion des pêches et en particulier celle des stocks partagés ne peut plus se limiter à la gestion régionale de chaque stock indépendamment de leur écosystème et de leur intégration dans l'économie mondiale. Les interactions entre l'activité de pêche et tous les composants de l'écosystème (e.g. interactions avec les autres stocks exploités, Worm 2009, captures accessoires, Gilman et al. 2014) doivent être intégrées dans les objectifs de gestion (Lodge et al. 2007). Les impacts économiques ou encore les effets du changement climatique modifient les conditions d'exploitation entre différentes régions en influant entre autres sur les prix du marché (Guillotreau et al. 2017), les zones de répartition et les routes migratoires (e.g. Cheung et al. 2010). Ces défis nécessitent d'importantes réformes institutionnelles et la mise en place d'une approche intégrée de la gestion entre les différentes tORGP afin d'améliorer la gouvernance internationale (Maury et al. 2013).

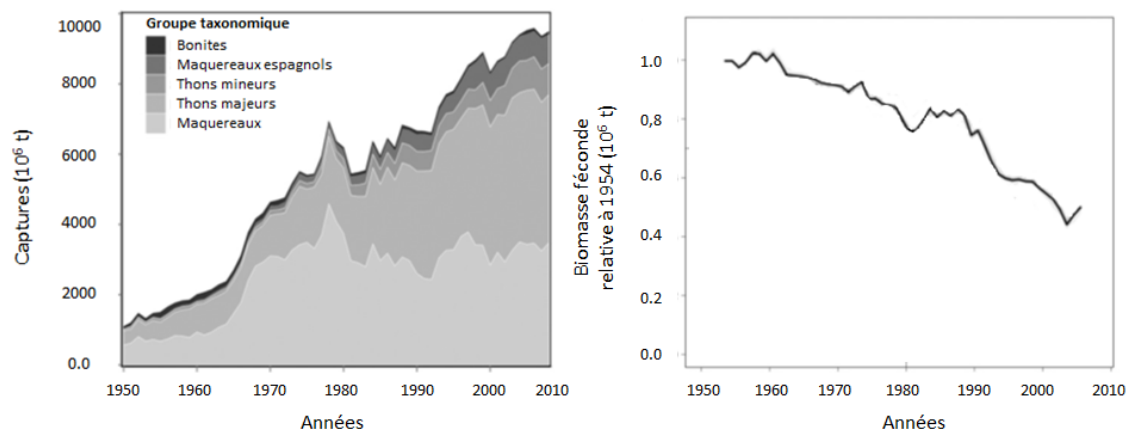


Figure 1.6: Captures et trajectoire de biomasse féconde relative à 1954 des principaux groupes taxonomiques de Scombridae (Juan-Jorda et al. 2011).

### 1.4 Objectifs de la thèse

Les stocks partagés et plus particulièrement les stocks de grands migrateurs cristallisent les enjeux de la gestion des ressources communes à l'échelle globale. Nous l'avons introduit précédemment, les difficultés de gestion des stocks partagés sont liées à leurs caractéristiques inhérentes ainsi qu'à l'influence de la demande croissante de produits de la pêche sur le marché mondial. Cependant, la prise en compte des risques, qui sont omniprésents dans la gestion des pêches, relatifs aux différentes sources d'incertitude, aux fluctuations naturelles, aux objectifs multiples et aux interactions entre parties prenantes sont également mis en cause dans les difficultés de gestion des stocks halieutiques. La gestion des pêches consiste à faire des compromis dans un monde complexe, imprévisible et variable. L'utilisation des incertitudes intrinsèques aux systèmes des pêches comme justification de l'inaction revient à la non-application du principe de précaution. Cette problématique est un élément crucial dans les difficultés de gestion des stocks.

L'objectif de cette thèse est de contribuer à la compréhension du rôle de l'incertitude qui touche toutes les composantes du système (e.g. sociale, économique et biologique) dans la prise de décision sur le contrôle de la production à partir de TACs. Tout au long de ce travail, nous considérerons l'analyse des stratégies de gestion optimales en nous basant sur l'objectif économique du rendement économique maximal (REM) plutôt que l'objectif actuel du RMD. En s'appuyant sur le cas d'étude emblématique du stock Est de thon rouge de l'Atlantique (EABFT), nous avons cherché à évaluer le rôle de différentes sources d'incertitude dans la

trajectoire de la pêcherie. La pêcherie de l'EABFT représente une figure archétypale des difficultés de gestion de pêcheries internationales. Face à la surexploitation, le stock paraissait condamné à l'effondrement au début des années 2000. Une prise de conscience impulsée par les Organisations Non-Gouvernementales (ONGs) a entraîné une sévère réduction des totaux admissibles de captures (TACs). L'objectif de restauration a été réalisé au-delà des espérances. En se basant sur cette trajectoire deux problématiques ont été abordées : i) après les efforts entrepris pour la restauration du stock, quels pourraient-êre les apports d'une gestion au REM plutôt qu'au rendement maximal durable (RMD) et quels sont les effets des incertitudes clés dans la définition de stratégies de gestion ("harvest control rules", HCR) basées sur cet objectif? ii) Le revirement brutal dans la gestion du stock soulèvent également la question des facteurs ayant participé à la transition d'une situation où les niveaux d'exploitation annonçaient la fin programmée du stock à une pêcherie prospère et durable basé sur l'avis scientifique.

Dans cet objectif, cette thèse met en œuvre des approches de modélisation bioéconomiques et des approches expérimentales basées sur la théorie des jeux non-coopératifs. Ces approches sont employées pour mieux anticiper et comprendre les impacts de l'incertitude sur différents compartiments du système de gestion dans la détermination de stratégie d'exploitation basée sur l'objectif économique du REM. Dans la suite de cette introduction, nous présentons le cas d'étude du thon rouge de l'Atlantique et les approches méthodologiques envisagées. Nous commençons par présenter les enjeux liés à la mise en place de l'objectif économique, le REM, pour la gestion des stocks et à l'introduction de différentes sources d'incertitude dans la détermination de stratégies optimales issues de modèles bioéconomiques. Nous introduisons ensuite les modèles s'appuyant sur la théorie des jeux qui intègrent les interactions entre parties prenantes dans la gestion des stocks partagés et l'apport des méthodes expérimentales dans la compréhension des déterminants de l'action collective.

### 1.5 Cas d'étude: le stock Est de thon rouge Atlantique (*Thunnus thynnus*)

L'exploitation du thon rouge de l'Atlantique (*Thunnus thynnus* ou "Atlantic Bluefin Tuna", ABFT) est un exemple emblématique des difficultés de gestion que posent les stocks de grands de migrants. Au cours de la dernière décennie, le cas de la surexploitation du stock

Est de thon rouge Atlantique ('East Atlantic Bluefin Tuna', EABFT) a fait l'objet d'une très forte médiatisation. Cette espèce est devenue aux yeux de la communauté internationale l'exemple de l'échec de la gestion des stocks halieutiques (Fromentin et al. 2014). En plus des caractères biologiques et économiques cités précédemment, les incertitudes relatives à l'état de santé du stock ont joué un rôle prépondérant dans la gestion du stock. Ils ont successivement servi les intérêts des firmes exploitant la ressource lors de la phase d'expansion de la pêcherie qui a conduit à la surexploitation du stock, puis à ceux des ONGs environnementalistes lors de la mise en place d'une gestion drastique qui a conduit à la reconstruction du stock au cours de ces dernières années. L'exploitation de l'EABFT est un cas représentatif du rôle de l'incertitude scientifique dans la gestion des ressources halieutiques sur lequel nous reposerons notre analyse tout au long de cette thèse.

### 1.5.1 Biologie et écologie du thon rouge de l'Atlantique

Le thon rouge de l'Atlantique est une espèce de thon tempérée répartie dans l'Atlantique Nord et ses mers adjacentes, notamment la mer Méditerranée. Il effectue de grandes migrations saisonnières entre les eaux froides de l'Atlantique, où il s'alimente, et les eaux plus chaudes de Méditerranée et du Golfe du Mexique où il se reproduit (comportement de 'homing', Block et al. 2005, Fromentin & Powers, 2005, Figure 1.7). La population est supposée être structurée en deux stocks dont l'une des sous-populations se reproduit dans le Golfe du Mexique pour le stock Ouest ('West Atlantic Bluefin Tuna', WABFT, Mulhing et al. 2011) et en Méditerranée pour le stock Est ('Est Atlantic Bluefin Tuna', EABFT, Druon et al. 2011).

La gestion et l'évaluation des stocks sont sous la responsabilité de la Commission internationale pour la conservation des thonidés de l'Atlantique ('International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas', ICCAT) qui définit la longitude 45° Ouest comme délimitation pour les deux stocks. Le thon rouge de l'Atlantique est une espèce longévive pouvant atteindre 40 ans pour une taille maximale de plus de 3 m et plus de 700 kg. Les deux stocks ont des productivités différentes et un âge à maturité de 4 et 8 ans pour le stock ABFTE et ABFTW respectivement (Fromentin & Powers, 2005).



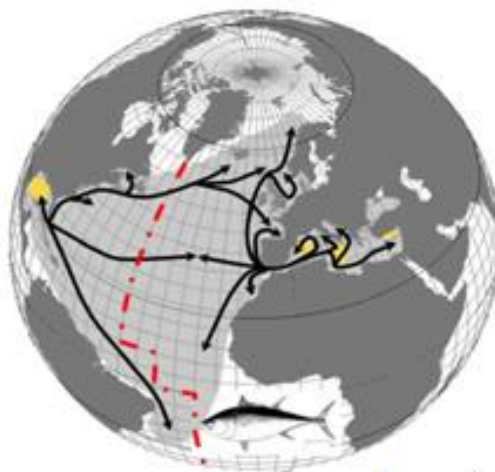


Figure 1.7 : Distribution spatiale des stocks Est et Ouest de thon rouge Atlantique (zone grisée) et principales routes migratoires (flèches noires). La ligne verticale en tiret rouge représente la délimitation de gestion de la Commission Internationale pour la Conservation des Thonidés de l'Atlantique (ICCAT) entre le stock Est et Ouest. Les principales zones de frayage (en jaune) sont localisées en mer Méditerranée et dans le Golfe du Mexique (Fromentin & Powers 2005).

### 1.5.2 Exploitation et valeur économique du stock

Dans le bassin méditerranéen, la pêche du thon rouge est une activité traditionnelle ancestrale. Mais l'exploitation a connu une forte expansion à partir des années 1980, passant de 12,000 t de captures par an au début des années 1970 à plus de 50,000 t à la fin des années 1990 (principalement des flottes de senneurs, Figure 1.9). Plusieurs facteurs sont à l'origine de cette forte croissance de la pêcherie. Le phénomène majeur est l'essor du marché du sushi-sashimi au Japon à partir des années 1980. Le marché japonais s'approvisionnait principalement en thon rouge du Pacifique (*Thunnus orientalis*), mais suite à une diminution du stock et à la baisse des captures, les acheteurs se sont reportés sur un substitut de qualité équivalente, le thon rouge Atlantique (Longo 2011 ; Longo & Clark 2012). La croissance de ce marché a considérablement augmenté la rentabilité de la pêcherie et a conduit à une forte surcapitalisation, notamment avec l'introduction de procédés d'engraissement. Les thons capturés vivants à la senne sont remorqués en cages flottantes jusqu'à des cages ancrées à proximité des côtes (notamment en Espagne, Malte, Croatie et Turquie, Miyake et al. 2003) où ils sont engraisés en captivité jusqu'à atteindre une qualité conforme aux critères des importateurs japonais (Mylonas 2010). L'activité d'engraissement est le débouché principal des captures effectuées à la senne qui représentent plus de 60% des quotas de pêche (estimation en 2003 d'après diverses sources de données, Metian et al. 2014). Cette activité a également bénéficié des nouvelles technologies de congélation (-60°C) qui ont permis à des

## Chapitre 1: Introduction

produits congelés transportés par conteneur de trouver leur place sur le marché de haute qualité japonais (Longo 2011 ; Longo & Clark 2012). Le thon rouge engraisé est un produit principalement dédié à l'exportation vers le Japon qui représente plus de 80% des tonnages échangés de thon rouge de l'Atlantique sur le marché mondial, soit plus de 45,000 t sur la période 2005-2008 (estimation de Gagern et al. 2013 d'après diverses sources de données de marché qui peuvent diverger des statistiques de captures officielles de l'ICCAT, Figure 1.8). Selon les fluctuations des cours et de la qualité du produit, le prix moyen du thon rouge congelé importé est de 10 à 25 €/kg et 20 à 40 €/kg pour les produits frais (estimation sur la période de 2002 à 2009, Mylonas et al. 2010).

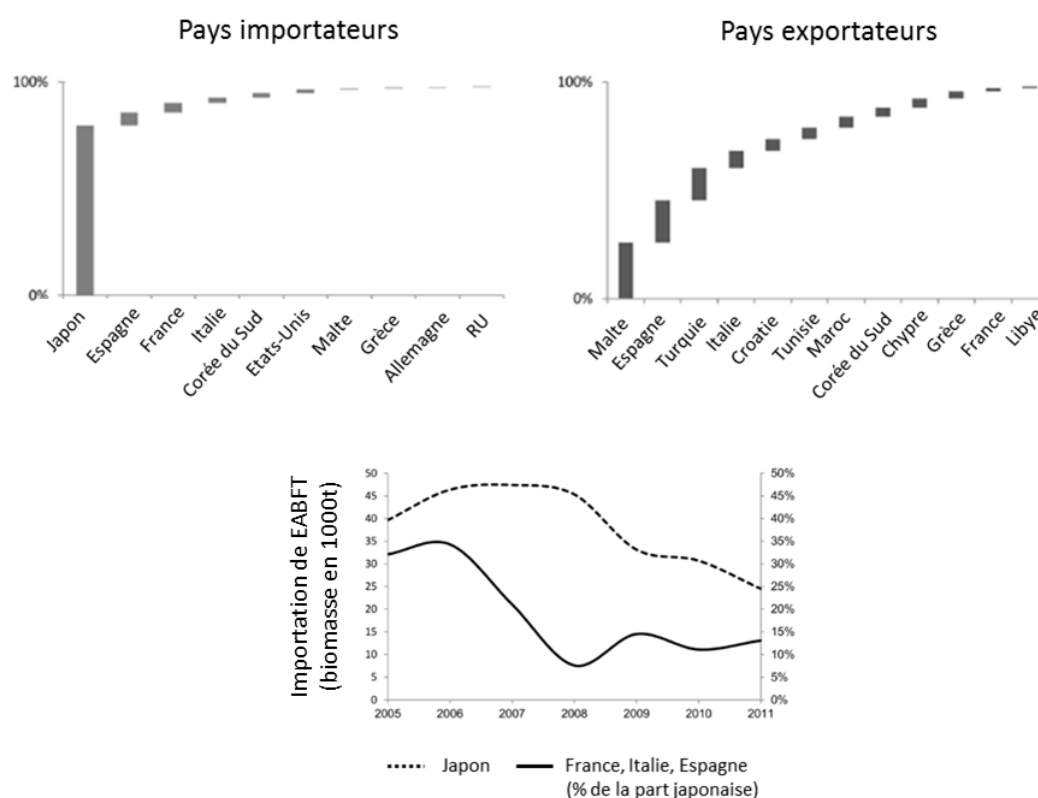


Figure 1.8 : Exportation et importation moyenne de 2005 à 2011 de thon rouge de l'Atlantique issue du stock Est par pays (en haut) et importation en tonnes par le Japon et les principaux importateurs européens en pourcentage de l'importation japonaise (Gagern et al. 2013).

Au cours des années 2000, des mesures de gestion ont été mises en place notamment pour limiter les captures face aux inquiétudes de la surcapacité de pêche. A cette époque une très forte activité de pêche non déclarée s'est développée, maintenant les captures à des niveaux élevés (environ 50,000 t par an, ICCAT 2006), motivés par la demande du marché japonais (Longo, 2011). Ce n'est qu'à partir de 2009 que les contraintes de gestion se sont considérablement accentuées pour amener l'exploitation à un niveau inférieur à 15,000 t par

## Chapitre 1: Introduction

an jusqu'en 2015. Néanmoins, ce brusque ajustement laisse la pêche dans une position de surcapacité importante, notamment au niveau des flottes de senneurs et des fermes d'engraissement avec une capacité de plus de 50,000 t en 2017 (Beijnen 2017). La pêche représente une importante activité économique avec une valeur totale à la débarque estimée en moyenne à plus de 180 millions de dollars sur la période 2012-2014. La valeur finale de la pêche a été estimée sur la même période à plus de 840 millions de dollars pour les deux stocks de thon rouge Atlantique dont 90% des captures sont issues du stock Est (Macfadyen et al. 2016). Ces ordres de grandeur sont cohérents avec une étude antérieure de Sumaila & Huang (2012) sur la période post 2010. Bien que s'appuyant sur des extrapolations discutables, les auteurs estiment, pour l'année 2006, une valeur à la débarque de 226 millions de dollars générant une rente de 29 million de dollars. Ils proposent également une estimation de l'emploi direct dans la pêche de 3,500 équivalents temps plein ('Full Time Equivalent', FTE) dépendante de la forte activité de la pêche à cette époque avec une production estimée à plus de 30,000 t (ou 50,000 t si la pêche INN est considérée).

Sur les 20 dernières années, la France, l'Espagne, l'Italie et le Japon sont les principaux pays pêcheurs (avec plus de 60% des captures totales du stock ABFTE, Figure 1.9). Le thon rouge Atlantique est exploité par plus d'une vingtaine de pays. Les pays européens exploitent principalement le thon à la senne en Méditerranée alors que les Japonais l'exploitent à la palangre dans les zones de haute mer en Atlantique ( Figure 1.9).

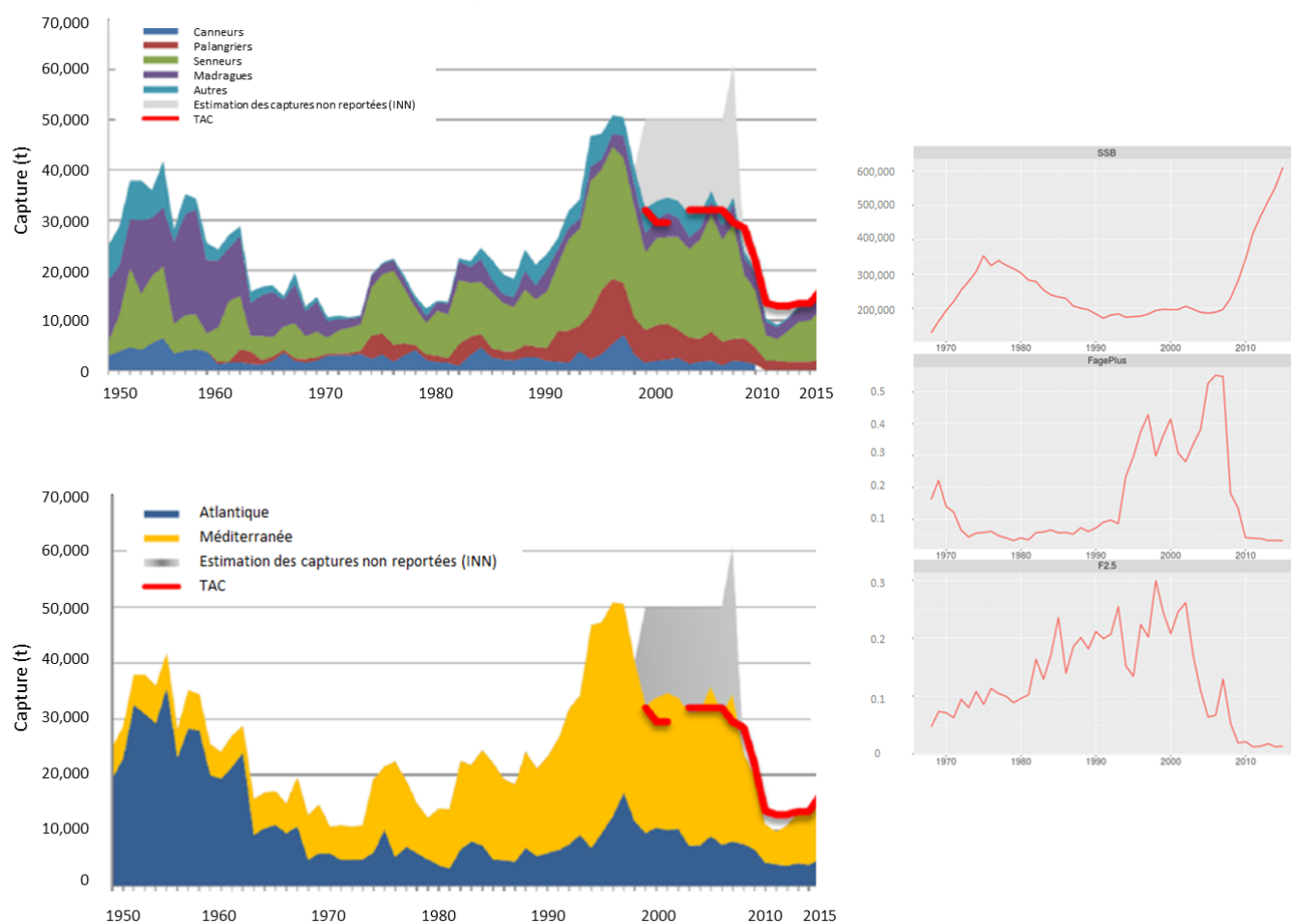


Figure 1.9 : Captures du stock est thon rouge Atlantique par métiers et par zones géographiques (ICCAT 2017). Historique de la biomasse féconde (SSB en 1000 t), de la mortalité par pêche (F) appliquée aux âges 10 plus et 2-5 issus de l'évaluation du stock (analyse par VPA, ICCAT 2017).

### 1.5.3 Evaluation et incertitude sur l'état du stock

La biomasse féconde a connu une baisse continue lors de la période de forte exploitation, soulevant de fortes inquiétudes sur la viabilité du stock face à l'exploitation non régulée ( Figure 1.9). Il a ensuite connu une remontée très rapide suite à la réduction drastique de la mortalité par pêche à partir de 2009 ( $F < F_{RMD}$ ). A partir de 2013, les niveaux de biomasse estimés étaient supérieurs à la biomasse au RMD, laissant présager une réussite des plans de gestion entamés quelques années plus tôt. Lors de la dernière évaluation, la tendance est toujours la même, le stock n'est pas en situation de surexploitation pour la majorité des scénarios de recrutement (Figure 1.10) et le TAC a été revu à la hausse avec l'objectif de

## Chapitre 1: Introduction

36,000 t à l'horizon 2020 (ICCAT 2017). Néanmoins, de fortes incertitudes subsistent dans les diagnostics de l'état du stock.

Fromentin et al. (2014) dressent un état des lieux des sources d'incertitudes qui affectent l'évaluation du stock établi à partir d'un modèle d'analyse de cohorte ("Virtual Population Analysis", VPA, Porch, 2003). Les incertitudes sur nos connaissances des processus biologiques du thon rouge de l'Atlantique, posent des difficultés dans l'élaboration des modèles d'évaluation du stock (Fromentin et al. 2014). Parmi les principales incertitudes qui affectent l'évaluation du stock, l'hypothèse sur la structure de la population est un élément important car il définit l'unité biologique de gestion. La population de thon rouge est divisée en deux stocks (Est et Ouest) depuis 1980 pour sa gestion. La structure réelle est probablement plus complexe, des études en génétique des populations (Carlsson et al. 2004, 2007) argumentent sur la possible existence de deux sous-populations en Méditerranée. La présence de sous-populations à l'intérieur d'un stock peut entraîner la surexploitation de la moins productive et conduire à son effondrement entraînant une réduction de la diversité génétique et de la résilience de la population aux changements environnementaux sur le long terme (Hauser & Carvalho 2008). Ces nouvelles considérations pourraient être à l'origine de modifications des procédures d'évaluation des stocks. La mortalité naturelle aux âges est également problématique car l'estimation utilisée pour l'évaluation du stock provient de travaux sur le thon rouge du Sud (*Thunnus maccoyii*). Bien que pour les espèces à longue durée de vie, la mortalité naturelle soit supposée faible et peu fluctuante, les premiers âges ont une mortalité plus élevée et plus variable. Cette variabilité dépend de phénomène densité dépendant, comme le cannibalisme et la compétition, mais également des conditions environnementales (Fromentin & Powers 2005). Des changements d'hypothèses concernant la mortalité naturelle modifient directement la productivité d'un stock. Enfin, aucune relation stock-recrutement n'est clairement observée. La nature stochastique de ce processus rend très incertaines les estimations de productivité ainsi que les projections de niveau de stock utiles à des fins de gestion. Les projections actuelles utilisent différents niveaux de recrutements moyens au cours des dernières années (ICCAT 2014, 2017).

Outre les incertitudes sur les processus biologiques évoquées auparavant, l'évaluation du stock repose sur des séries d'observations qui permettent d'ajuster le modèle d'analyse de cohorte ("Virtual Population Analysis", VPA, Porch, 2003). Les erreurs d'observation sont issues principalement de deux sources d'informations qui sont utilisées dans la calibration de l'analyse VPA (Fromentin et al. 2014): i) les données de capture aux âges qui souffrent d'une

## Chapitre 1: Introduction

sous-estimation avec les pratiques de pêche INN et les pratiques d'engraissement; ii) l'absence d'échantillonnage des fréquences de taille pour les prises des senneurs (avant la mise en place des caméras stéréoscopiques); iii) les Captures Par Unité d'Effort (CPUE) ont des difficultés à représenter l'abondance étant donné les forts changements de stratégie des pêcheries en lien avec la réglementation. Ces estimations sont sensibles aux changements de capturabilité et aux modifications de stratégie des flottilles fortement impactées par les récentes mesures de gestion.

Les estimations des points de référence, notamment la mortalité par pêche au RMD ( $F_{RMD}$ <sup>10</sup>) et la biomasse féconde au RMD (''Spawning Stock Biomass'',  $SSB_{RMD}$ ) sont très sensibles aux hypothèses sur les paramètres employés dans l'analyse VPA (Figure 1.10). Des modifications des estimations des mortalités naturelles aux âges, des hypothèses de recrutement vont affecter les estimations des points de référence et modifier le statut du stock (Fromentin et al. 2014).

---

<sup>10</sup>  $F_{RMD}$  est estimée à partir du proxy  $F_{0.1}$  qui est un point de référence commun (Deriso 1987 ; Hilborn & Walters 1922).

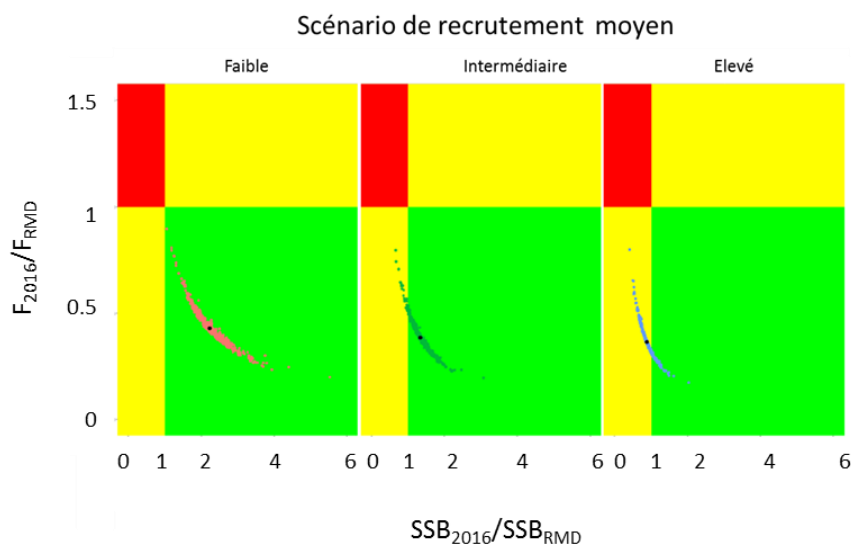


Figure 1.10 : État du stock de thon rouge Atlantique (stock Est) en 2016 estimé par l'évaluation du stock (analyse par VPA) selon 3 scénarios de recrutement (faible en rouge, intermédiaire en vert et élevé en bleu) en considérant une sélectivité aux âges moyenne de 2012 à 2014 et l'incertitude associé aux estimations ('bootstrap', ICCAT 2017).

#### 1.5.4 Aperçu de la gestion du stock : un échec de la coopération ?

La gestion du thon rouge de l'Atlantique est gérée par l'ICCAT. Cette ORGP, créée en 1969, gère les stocks chevauchants et de grands migrateurs, principalement des thonidés présents en Méditerranée et en Atlantique. Son fonctionnement est assuré par les parties contractantes ('Contracting Parties and Cooperating non-Contracting Parties, Entities, and Fishing Entities', résumé par l'acronyme CPCs ou parties prenantes) engagées dans l'exploitation du thon rouge et ayant signé la charte de la commission. Aujourd'hui, 52 CPCs sont comptabilisées au sein de l'ICCAT pour l'ensemble des pêcheries. Chaque CPC est représentée par trois délégués au plus, assistés d'experts qui se réunissent en session ordinaire tous les deux ans et extraordinaire sur demande des CPCs ou du Conseil. La Commission de l'ICCAT est en charge de rassembler et d'analyser les statistiques des pêcheries, d'étudier et d'évaluer les mesures et les méthodes visant à maintenir, dans la zone de la Convention, les populations de thonidés au RMD. Pour accomplir cette tâche, la Commission nomme des Sous-Commissions en charge des grandes espèces de thonidés, dont celle dédiée au thons tempérés. Un comité permanent de la recherche et de statistiques ('Standing Committees Research and Statistics', SCRS) est également nommé et met au point et recommande les politiques et les procédures de rassemblement, d'élaboration, d'analyse et de diffusion des statistiques halieutiques nécessaires à la Commission pour les prises de décisions. Le SCRS à

## Chapitre 1: Introduction

l'aide de son groupe de travail sur le thon rouge Atlantique, est chargé de promulguer des recommandations de plans de gestion sur la base de TAC afin d'atteindre une biomasse supérieure à la biomasse qui produit le RMD à moyen terme (2022) avec une probabilité supérieure à 60%. Sur la base des recommandations du SCRS la Commission vote sur la base d'un consensus la mise en place de mesures que les CPCs sont chargées d'appliquer portant sur :

- La mise en place de TACs et quotas par CPCs;
- La mise en place de périodes d'ouverture de la pêche par engin/taille des navires;
- La mise en place d'une taille/âge minimale de capture;
- La mise en place d'autorisation de pêche par navire;
- L'obligation de suivi des statistiques des captures et de l'effort de pêche;
- L'obligation de mise en place de plan de pêche et de contrôle annuel par les CPCs;
- L'obligation de mise en place de plan d'élevage et de contrôle annuel par les CPCs;
- L'obligation de l'ajustement de la capacité de pêche (nombre, tonnage de jauge brute) par les CPCs conformément au TAC alloué;
- L'obligation de fixer une quantité maximale d'entrées dans les fermes d'embouche (ajustement de la capacité d'élevage) par les CPCs;
- L'interdiction de certains moyens technologiques (e.g. les avions).

L'obligation de mesures de contrôle à tous les niveaux de la filière pour les CPCs (détail en Tableau 1.2).



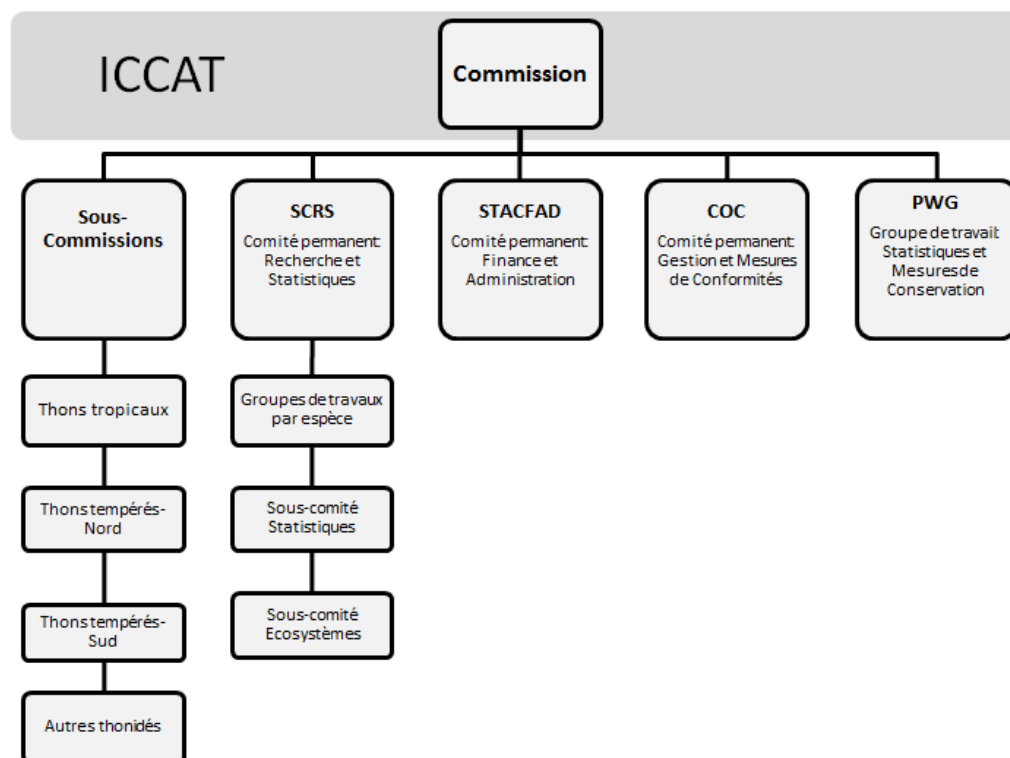


Figure 1.11 : Organigramme de l'ICCAT.

Malgré le travail effectué pour l'exploitation durable du stock au sein de l'ICCAT, des difficultés de gestion sont apparues avec l'expansion très forte de la pêcherie au début des années 1990. Face à la multiplicité des nations impliquées dans l'exploitation, au développement de nouvelles technologies et à la forte concurrence pour approvisionner le marché japonais, la situation de l'exploitation à la fin des années 1990 laissait entrevoir un effondrement programmé du stock qui se terminerait dans une course pour les derniers thons rouges de Méditerranée (WWF 2008). Dès 1996, le comité scientifique de l'ICCAT soulevait déjà de sérieuses préoccupations sur l'état du stock et estimait en 1996 un état de surexploitation (Fromentin et al. 2014). A partir de cette époque, un système de TAC et de limitation de l'effort de pêche (taille limite de capture et fermeture temporelle) est mis en place pour atteindre l'objectif d'une gestion au RMD. Mais le TAC a été systématiquement surévalué (plus de 30 % en moyenne jusqu'en 2009, Figure 1.12) par rapport aux recommandations issues de l'avis scientifique. Des conflits d'intérêts entre les parties prenantes ont entravé les prises de décision, principalement celles visant à limiter les captures (TAC pour ajuster la mortalité par pêche à  $F_{RMD}$ ). La très forte rentabilité de la pêcherie à court terme a primé sur les objectifs de conservation à long terme. Dans ce contexte, l'incertitude inhérente aux avis du comité scientifique sur l'état de santé du stock a servi de

## Chapitre 1: Introduction

prétexte pour outrepasser les recommandations de diminution des TACs jusqu'en 2009 d'autant qu'une forte activité de pêche INN était à déplorer sur cette période (Figure 1.12, Fromentin et al. 2014). Les mesures opérationnelles mises en place par l'ICCAT ont été inefficaces pour limiter les captures. L'absence de conformité face aux mesures de gestion a été causée par une insuffisance dans le suivi de l'activité de pêche et d'engraisement de la part des parties prenantes (explosion des captures non réglementées et non déclarées sous pavillons de complaisance, Figure 1.12). La pêche INN a maintenu une exploitation de plus de 50,000 t sur la période de 1999 à 2008, avant que l'ICCAT mette en place des actions pour augmenter l'efficacité de ces mesures de gestion.

Les difficultés de coopération au sein de l'ICCAT ont été l'objet d'une série d'études menées par Duarte et al. (2000), Brasao & Duarte (2001) puis Pintassilgo (2002, 2003) basées sur la théorie des jeux coopératifs. Ces auteurs en se fondant sur un modèle structuré en âge et en flotte ont cherché à évaluer les conditions d'existence d'un accord entre les parties prenantes dans un système simplifié où sont représentés l'Union Européenne (UE), les flottes distantes et les États non-européens. Les auteurs concluent que même en considérant la possibilité de transferts monétaires entre les parties prenantes, la stabilité d'un accord de coopération n'est pas garantie face aux incitations des flottes distantes de quitter l'accord et d'agir en tant que 'free-rider'. Seule la mise en place d'un accord contraignant les flottes distantes à coopérer et garantissant un niveau de gains minimums pour les États non européens permet la stabilité d'une coopération pour l'ensemble des parties prenantes. Les prédictions de ces approches basées sur la théorie des jeux se sont confirmées jusqu'au changement de régime de gestion en 2009 avec des profits estimés pour la pêcherie proche de ceux anticipés sous un régime de libre accès (Pintassilgo 2003 ; Sumaila & Huang 2012).

Les mauvaises pratiques ont été relayées par le comité scientifique de l'ICCAT et par de nombreuses ONGs afin d'alerter l'opinion publique tout au long des années 2000 (ICCAT 2008, WWF 2008). A la suite des campagnes médiatiques menées par différentes ONGs mettant en exergue le décalage entre les décisions de gestion et les avis scientifiques, l'ICCAT a défini un plan de reconstruction du stock à partir de 2007. Ce premier plan a restreint la saison de pêche (2 mois pour les senneurs et 1 mois pour les palangriers), augmenté le poids minimum à la première capture (10 à 30 kg/115 cm) et a mis en place les bases d'un système de suivi et de contrôle efficace (Figure 1.12, Tableau 1.2). Néanmoins, les hauts niveaux de captures ont été maintenus ainsi que la surcapacité. En 2008, le plan s'est renforcé par une augmentation des moyens de contrôle et du suivi de la filière et une

## Chapitre 1: Introduction

réduction de la capacité de pêche prévue sur 5 ans, mais le TAC est resté supérieur de plus de 50 % par rapport à l'avis scientifique. Cette situation a conduit à proposer l'inclusion du stock Est de thon rouge Atlantique à l'Annexe 1 de la "Convention of International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora" (CITES) en 2009 afin d'interdire le commerce international du thon rouge de l'Atlantique Est. Cette proposition a soulevé de vifs débats sur les conséquences d'une gestion conjointe par deux institutions internationales (CITES et ICCAT, Fromentin 2010 ; Losada et al. 2010). Finalement, l'ICCAT a conservé la gouvernance du stock de thon rouge Atlantique à condition de suivre pleinement l'avis scientifique du SCRS. A partir de 2009, le TAC proposé a suivi le niveau recommandé par le SCRS et l'ICCAT a mis en place des mesures opérationnelles de suivi et de contrôle très stricts permettant quelques années plus tard une grande amélioration de l'état du stock d'EABFT ( Figure 1.9, Figure 1.10). Cependant, les améliorations marquées de l'état de la population seraient grandement imputables à des conditions environnementales favorables à l'origine de très forts niveaux de recrutements de 2004 à 2007 (ICCAT 2017).

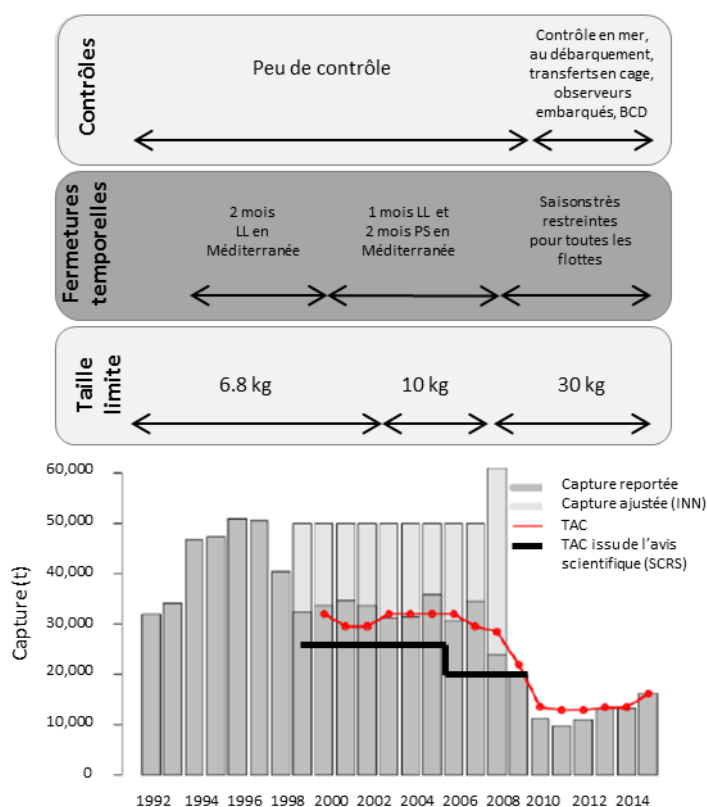


Figure 1.12 : Historique des captures et des mesures de gestion appliquées au stock Est de thon rouge Atlantique (adapté d'après Fromentin et al. 2014). Les acronymes LL et PS font références aux palangriers ("Long Liners") et senneurs ("Purse Seiners") respectivement et BCD renvoie au document visant à tracer chaque capture de thon rouge ("Bluefin tuna Catch Document").

## Chapitre 1: Introduction

Tableau 1.2: Suivi et contrôle des activités de pêche applicable aux CPC de l'ICCAT exploitant le stock Est de thon rouge Atlantique.

---

### Mesure de suivis et de contrôle appliquées depuis 2009 aux parties prenantes de l'ICCAT

---

- registre ICCAT de navires, fermes, madragues et ports autorisés;
  - registre d'informations détaillées des opérations de pêches par CPC (Identifiant, période autorisation de pêche, prises totales, nombre de jours de pêche, capture en dehors des périodes autorisées);
  - registre des opérations de transbordement inspectées intégralement par la CPC;
  - obligation de la tenue de carnets de pêche et d'opérations par navire de pêche;
  - registre des captures par CPC (tonnage, nombre, date, localisation) ; registre des opérations de transfert vers les fermes d'embouche autorisées (Identifiant navire et fermes, heure, volume, localisation, identifiant des cages, identifiant du remorqueur);
  - observateur régional ICCAT embarqué pour 100% des opérations de pêche des senneurs, des remorqueurs et des madragues et 20 % pour les autres métiers;
  - suivis VMS ("Vessel Monitoring System") des navires ;
  - obligation de vérification de l'exactitude des documents de captures de thon rouge par chaque CPC importatrice et/ou exportatrice pour toutes opérations de commerce, de débarquements, de transformation, de mise en cage;
  - obligation de suivi des opérations de mise en cage ;
  - mise en place d'un outil de traçage de chaque capture, le BCD ("Bluefin tuna Catch Document", BCD) tout au long de la filière ;
  - exécution des sanctions selon le droit national des CPCs (amendes, saisie de prises et engin de pêche illicites, immobilisation du navire, suspension ou retrait autorisation de pêche et la réduction du quota de pêche).
-

## 1.6 Approches méthodologiques

### 1.6.1 Modélisation bioéconomique: un outil pour la gestion des pêcheries internationales

#### 1.6.1.1 Fondements de la modélisation bioéconomique

L'objectif principal de la gestion des pêches est de maximiser les captures à long terme : le rendement maximal durable (RMD) s'est alors imposé comme cible de gestion<sup>11</sup> notamment dans les ORGPs. Il correspond à la plus grande quantité de biomasse que l'on peut en moyenne extraire continûment d'un stock halieutique dans des conditions à l'équilibre, sans affecter le processus de renouvellement du stock. Cependant, l'utilisation du RMD comme cible de gestion pour un système aussi complexe qu'une pêcherie a été très tôt critiquée pour de nombreuses raisons. La plus évidente est que ce point de gestion se focalise sur une seule espèce et ne prend pas en compte les variations des conditions environnementales et les interactions écosystémiques (e.g. Larkin 1977 ; Walters et al. 2005). De plus, il implique de considérer des situations à l'équilibre et n'a qu'une faible robustesse face aux incertitudes qu'impliquent notamment les fluctuations naturelles de la ressource (e.g. Beddington & May 1977 ; Conrad & Clark 1987 ; Rosenberg & Restrepo, 1994 ; Kell & Fromentin 2006). Finalement, ses implications économiques liées principalement à la mobilisation d'un effort de pêche important ont également soulevé de vives critiques (e.g. Larkin 1977 ; Sissenwine 1978).

La théorie économique du libre accès et de la propriété exclusive dans les pêcheries a été introduite par Gordon (1954), Schaefer (1954) et Scott (1955) avec la détermination de solution à l'équilibre à partir de modèles communément appelés "modèles globaux" ignorant la structure en taille ou en âge de la population exploitée. Gordon (1954) a montré à partir de ce type de modèle que lorsque les coûts marginaux de la pêche sont égaux aux revenus marginaux, la rente est maximisée et ce rendement économique maximum (REM) donne toujours des profits plus élevés que le RMD. Au niveau du REM, les profits tirés de l'exploitation de ressources sont plus élevés et ce pour des niveaux d'effort inférieur et une

---

<sup>11</sup> Points de références majeurs de la gestion des pêches (Caddy & Mahon 1995).

biomasse plus abondante qu'au RMD (Figure 1.13). Le REM est pressenti comme une cible de gestion fournissant des incitations économiques et sociales appropriées pour une exploitation durable des stocks correspondant à un changement de paradigme dans la gestion des pêches : d'une gestion focalisée sur la ressource à une gestion axée sur les utilisateurs (Dichmont 2010). Cependant, le rendement économique maximal n'est que très peu mis en œuvre comme cible de gestion de manière opérationnelle (Grafton et al. 2010). Les opposants au REM soutiennent que, potentiellement, atteindre le REM peut entraîner une perte économique par rapport à l'objectif du RMD lorsque les effets sur le reste de l'économie sont pris en compte (Bromley 2009 ; Christensen 2010). La gestion des pêcheries au REM reste controversée et la mise en place opérationnelle du REM comme cible de gestion nécessite un engagement et une implication forte de l'industrie (Grafton 2010 ; Dichmont et al. 2010). De plus, une diminution de l'effort de pêche, et donc a fortiori de l'activité, peut avoir selon le régime de gestion en place des conséquences sociales importantes notamment en diminuant l'emploi direct sur les navires.

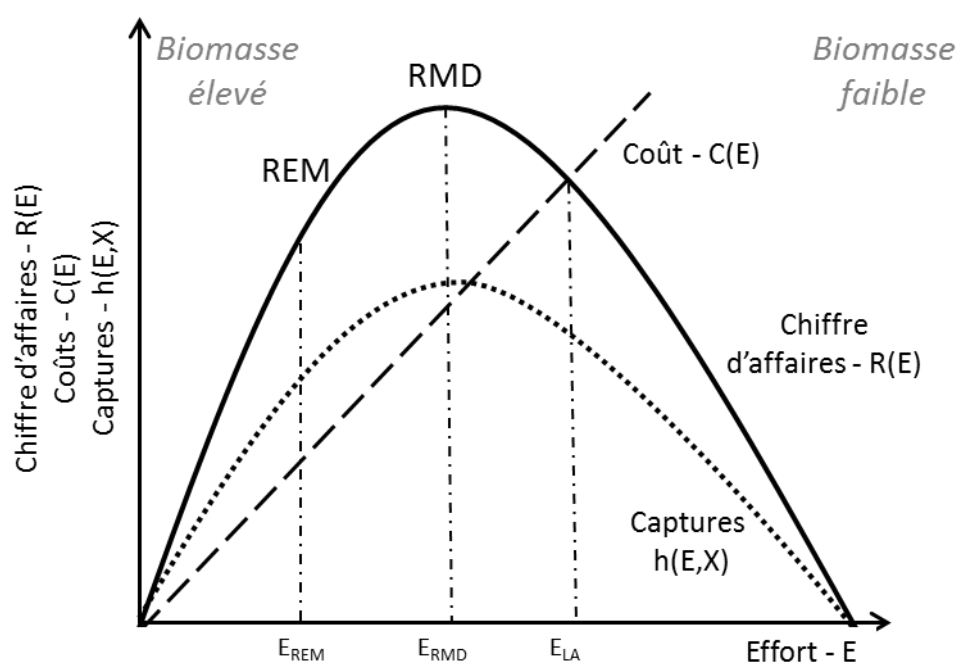


Figure 1.13: Modèle bioéconomique de Gordon-Schaefer. Le chiffre d'affaires les captures et les coûts en fonction de l'effort de pêche sont présentés en trait plein et en pointillé respectivement.

Le RMD et le REM précédemment introduits sont définis à partir de raisonnement à l'équilibre. Néanmoins une autre approche initiée par Clark (1973) et Clark & Munro (1975) a permis d'exprimer des solutions dynamiques du REM. Une utilisation dynamique optimale d'un point de vue économique implique de maximiser la rente à long terme en prenant en

compte le taux d'actualisation ( $\delta_t$ ). La valeur que l'on cherche à optimiser est donc le flux de profits au cours du temps et correspond à la Valeur Actuelle Nette (VAN):

$$\max(VAN) = \int_0^{\infty} e^{-\delta t} (pqX_t - c)E_t dt \quad \text{Eq. 1.1}$$

Avec  $p$  le prix de la ressource débarquée,  $q$  la capturabilité,  $E$ , l'effort  $X$  de l'abondance du stock et  $c$  le coût de l'effort de pêche. Sous la contrainte de la dynamique de la ressource qui peut être exprimé par:

$$\frac{dX}{dt} = g(X_t) - h(E_t, X_t) \quad \text{Eq. 1.2}$$

Avec  $g(X_t) = rX_t(1 - \frac{X_t}{K})$  le taux de croissance logistique de la ressource et  $h(E_t, X_t) = qE_tX_t$  taux d'exploitation qui peut être défini comme le produit de la capturabilité ( $q$ ), de l'effort de pêche  $E_t$  et du stock  $X_t$  en reprenant les hypothèses du modèle de Gordon-Schaefer.

La solution à ce problème, le niveau optimal de biomasse  $X^*$ , correspond à la "règle d'or" ou la règle d'affection optimale du capital naturel, qui stipule que le taux d'intérêt intrinsèque du stock doit égaliser le taux d'actualisation :

$$g'(X^*) - \frac{c'(X^*)g(X^*)}{p-c(X^*)} = \delta \quad \text{Eq. 1.3}$$

Avec  $c(X^*) = \frac{c}{X^*}$  et  $X^*$  le niveau de biomasse tel que le rendement marginal de la ressource soit égal au taux d'intérêt ou taux d'actualisation.  $g'(X^*)$  correspond à la production marginale de la ressource et  $\frac{c'(X^*)g(X^*)}{p-c(X^*)}$  détermine l'effet marginal de stock qui est toujours positif.

### 1.6.1.2 Risque et approche de précaution dans la gestion des pêches

La prise en compte du risque<sup>12</sup> et de l'incertitude présente tout au long du processus de gestion, depuis l'évaluation du stock et la définition de points de référence à l'application des

---

<sup>12</sup> Tout au long de ce travail, le terme risque se réfère à la notion de perte moyenne prévue en situation d'incertitude (FAO 1996). Cette définition du risque s'éloigne de celle introduite par Knight (1921) et généralement admise en économie. Dans cette définition le risque fait référence à une situation où nous ne connaissons pas le résultat d'une situation donnée, mais où les probabilités d'occurrence peuvent être

## Chapitre 1: Introduction

mesures de régulation, est un élément crucial dans la réussite de la gestion des pêches (Garcia 1996 ; Hilborn & Peterman 1996 ; Francis & Shotton 1997). L'application du principe de précaution (FAO 1996) nécessite la prise en compte du risque et de l'incertitude inhérente aux systèmes des pêches dans la définition de stratégie de gestion pour fixer les TACs. Elle s'est traduite par l'adoption de points de référence limités et ciblés et doit garantir un faible risque d'outrepasser les points de référence limités afin d'éviter les conséquences (souvent incertaines) de la surexploitation. Hilborn & Peterman (1996) ont identifié un ensemble de sources d'incertitude qui affecte le processus de gestion des pêches : les fluctuations d'abondance du stock induites en partie par les variations des conditions environnementales, ou encore les fluctuations des conditions économiques, politiques et sociales. Dans le but de réduire le risque, l'approche de précaution stipule de diminuer la pression de pêche afin de maintenir des stocks plus abondants, plus résilients aux aléas naturels (Hilborn et al. 2001). La détermination de règles de capture (''Harvest Control Rules'', HCRs) qui correspondent à la planification de TACs en fonction de différents indicateurs de l'état de la ressource ou du niveau d'exploitation, généralement l'évaluation de la biomasse féconde et la mortalité par pêche, est devenu un élément majeur de l'application de l'approche de précaution dans la gestion des pêches (Figure 1.14).

---

mesurées avec précisions, alors que l'incertitude s'applique à des situations où les probabilités ne sont pas connues avec précision.



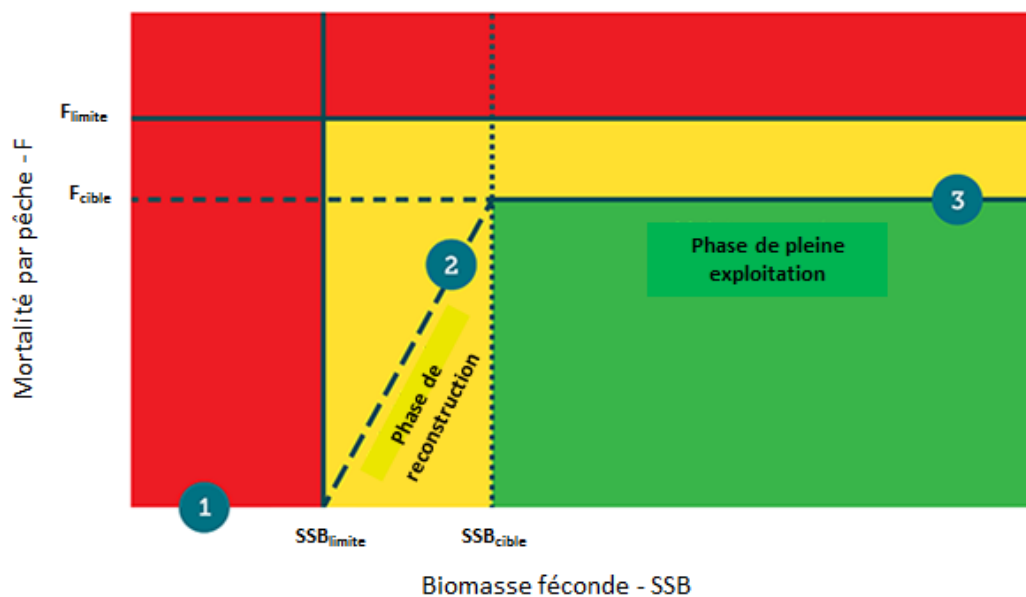


Figure 1.14: Exemple d'HCR basé sur l'estimation de la biomasse féconde (SSB) dans le cadre de l'approche de précaution. La phase 1 correspond à une période de moratoire de l'activité de pêche lorsque que la biomasse féconde est inférieure au point de référence limite ( $SSB_{limite}$ ). La phase 2 correspond à une période de reconstruction du stock avec pour cible  $SSB_{cible}$ . Une fois  $SSB_{cible}$  atteint, la phase 3 démarre avec l'objectif de maintenir un niveau de mortalité par pêche constant ( $F_{cible}$ ).

Les HCRs sont très souvent dérivées de manière empirique, ils ne constituent pas à eux seuls une méthode permettant de tenir pleinement compte de l'approche de précaution. Lorsque les HCRs sont déterminées empiriquement, la méthode de l'évaluation de stratégies de gestion ("Management Strategy Evaluation", MSE) est alors employée pour déterminer le risque associé à leur mise en application. La MSE est une approche basée sur la simulation qui fournit un cadre d'analyse pour identifier les stratégies de gestion robustes face aux différentes sources d'incertitude et permet de comparer des stratégies alternatives en présence de multiples objectifs (Kirkwood & Smith 1996). En simulant l'ensemble du cycle de gestion (i.e. modèle d'évaluation, d'observation, HCRs) et du système pêche (i.e. dynamique de la ressource et exploitation) le modèle opérationnel ("Operating Model", OM) permet de tester l'effet d'hypothèses alternatives de modélisation, de différents HCRs ou d'incertitudes à toutes les étapes du processus de gestion (Butterworth 2007, Punt et al. 2010). La MSE est aujourd'hui largement utilisée de manière opérationnelle pour de nombreux stocks halieutiques (e.g. Punt et al. 2016 ; Nakatsuka 2017).

## Chapitre 1: Introduction

La modélisation bioéconomique propose une alternative à la MSE dans la définition de stratégies de gestion à partir de solutions dites de rétroaction (*“feedback solutions”*)<sup>13</sup>. La solution dynamique du REM peut-être exprimée sous la forme d’HCR à partir de l’application de la théorie du contrôle optimal (*“optimal control theory”*, Bellman 1957). La programmation dynamique stochastique (*“Stochastic Dynamic Programming”*, SDP) permet de résoudre des problèmes d’optimisation de décision séquentiels. Lorsque des incertitudes sont intégrées à ce type de problème d’optimisation, il est possible de stipuler le modèle sous la forme d’un processus de décision de Markov (Puterman 1994; Williams 2009). Ce modèle stipule sous la forme de chaîne de Markov les états futurs incertains du système (e.g. biomasse féconde) en fonction d’un état initial et d’un modèle de décision (e.g. TAC). Il permet de définir une stratégie de gestion optimale pour les états possibles qui résultent de la maximisation de la valeur actuelle nette dans le cas de l’objectif économique du REM. A la différence de la MSE, cette approche inclut l’incertitude dans la détermination de la stratégie de gestion optimale. De nombreuses études se sont appuyées sur la SDP afin d’étudier différentes sources d’incertitude qui interviennent lors de la définition de TACs, notamment la variabilité naturelle de stocks (e.g. Sethi et al. 2005 ; Ami et al. 2008), ou encore des variations sur les prix (e.g. Singh et al. 2006). D’autres auteurs ont également appliqué cette méthode pour l’étude de stocks partagés en intégrant des processus stochastiques à l’aide de représentation de la dynamique du stock plus complexe (e.g. Kulmala et al. 2008 ; Kompas et al. 2010).

D’autres approches peuvent également être employées, la théorie de la viabilité introduite par Aubin (1990) offre également la possibilité d’étudier des HCRs pour des systèmes dynamiques. L’approche de viabilité vise à identifier les HCRs qui permettent de maintenir à chaque instant le système dans un ensemble d’états admissibles. A la différence de la théorie du contrôle optimal, l’analyse de viabilité se focalise sur le rôle des contraintes et sur la caractérisation des ensembles de stratégie de gestion qui satisfont ces contraintes sans avoir à définir de critère d’optimalité. De nombreuses applications sur la gestion des stocks halieutiques en condition d’incertitude ont été menées notamment avec l’objectif de concilier l’ensemble des critères économiques et écologiques de l’approche écosystémique des pêches

---

<sup>13</sup>Revue des applications des jeux de coalitions appliqués aux pêcheries disponible dans Pintassilgo et al. (2015).

(e.g. Doyen & Péreau 2012 ; Gourguet et al. 2013 ; Cissé et al. 2015 ; Doyen et al. 2017). Néanmoins, dans ce travail de thèse nous nous focaliserons sur les approches de modélisation qui s'appuient sur la théorie du contrôle optimal.

### 1.6.2 Etude des interactions stratégiques dans la gestion des stocks partagés: l'approche par la théorie des jeux

#### 1.6.2.1 Le cas des stocks transfrontaliers

Les approches précédentes ignorent les interactions entre parties prenantes et se focalisent sur la détermination de stratégies d'exploitation (i.e. TACs) sous l'hypothèse d'un planificateur central. Or, nous l'avons évoqué dans le cas d'étude de l'EABFT et pour les pêcheries partagées de manière générale, la pleine coopération entre parties prenantes n'est pas une condition préétablie face aux intérêts divergents et aux conflits d'objectifs.

Le problème de gestion peut s'établir dans le cas de deux pêcheries partageant une ressource. Ce type de pêcherie fait intervenir généralement des États côtiers souverains dans leurs ZEEs respectives, mais également des flottes distantes qui négocieraient un accès à la ressource à l'intérieur d'une ZEE. Dans ce cadre, la théorie des jeux est un outil utile permettant d'évaluer et d'expliquer les interactions stratégiques entre agents économiques (Bailey et al. 2010). Cette théorie s'adapte parfaitement au cadre d'étude des stocks partagés qui demande une analyse des stratégies de différentes parties prenantes qui cherchent à maximiser les avantages que leur procure la pêcherie (Hannesson 2011).

Une première approche consiste à considérer l'incapacité des États à coopérer pour la gestion de la ressource partagée. Cela revient à considérer que chaque État tente de gérer au mieux la ressource au sein de sa ZEE. Une solution stable à un jeu non-coopératif a été définie par Nash (1951) comme une situation dans laquelle chaque joueur n'a aucune incitation à changer, étant donné les stratégies suivies par l'autre joueur. Deux études indépendantes sur la gestion des pêches s'appuyant sur la théorie des jeux non-coopératifs ont été publiées en 1980 (Clark, 1980 ; Levhari et Mirman, 1980). Les deux travaux qui mettent en place une situation communément appelée "fish war", aboutissent à la même conclusion : les équilibres de Nash impliquent une gestion peu efficiente autant d'un point de vue économique que biologique. Clark (1980) démontre également que si les participants à la pêcherie sont identiques à tous les égards, le résultat sera semblable à l'équilibre de libre accès présenté par Gordon (Gordon,

1954). Le résultat global d'une telle situation est un parfait exemple du jeu du "Dilemme du Prisonnier". Depuis, un certain nombre d'études ont étendu ce modèle, notamment Fischer & Mirman (1992, 1996) ont examiné l'interdépendance entre les espèces, Datta & Mirman (1999) ont discuté de l'interdépendance avec le marché, et Kwon (2006) a discuté de la stabilité des coalitions. Une autre approche des jeux non-coopératifs consiste à étudier les conditions de stabilité d'une solution de coopération établie auparavant d'une manière ou d'une autre à partir de la théorie des jeux répétés. Le théorème populaire des jeux répétés ("folk theorem") nous dit alors que la solution coopérative peut être stable grâce à la mise en place de stratégie de punition de la défection. Les conditions de stabilité de la coopération peuvent être alors analysées sous la seule contrainte de l'application d'une stratégie de punition des participants en réponse à une défection (Hannesson 1997).

Si au contraire, les États impliqués dans l'exploitation d'une ressource transfrontalière parviennent à coopérer, l'approche coopérative initiée par les travaux de Nash sur la théorie des jeux coopératifs (Nash 1953) permet alors d'étudier la stabilité d'accords entre États. Les premières applications de la théorie des jeux coopératifs appliqués à l'analyse de la gestion des pêches sont issues des travaux de Munro (1979). Dans ce travail, Munro démontre, dans le cas d'une pêcherie faisant intervenir deux États côtiers, la nécessité d'une collaboration pour une gestion optimale d'un stock transfrontalier. Lorsque les États coopèrent, le problème de maximisation peut s'écrire comme un problème de négociation:

$$\max[\beta.VAN_1(X, E) + (1 - \beta).VAN_2(X, E)] \quad \text{Eq. 1.4}$$

où  $\beta$  est un paramètre de marchandage qui permet d'obtenir un compromis entre les préférences des deux États. En parcourant toutes les valeurs de  $\beta$  on obtient la frontière Pareto efficiente des gains pour les deux nations (Figure 1.15). Cette frontière correspond à l'ensemble des gains Pareto optimaux<sup>14</sup> qui maximisent l'équation de profit. Cette contrainte fait référence à la rationalité collective de l'accord ; il ne doit pas exister d'autres accords qui permettraient à un des agents de se procurer un meilleur profit. L'existence de cet équilibre nécessite également que les VANs de chaque agent soient supérieures à leurs profits respectifs dans le cas d'une absence de coopération au cours du temps. Cette contrainte est

---

<sup>14</sup> Pareto optimalité : situation dans laquelle aucun des agents ne peut améliorer sa situation sans détériorer celle de l'autre.

## Chapitre 1: Introduction

communément appelée la contrainte de rationalité individuelle, et correspond aux profits minimums de chaque nation  $\gamma_0$  et  $\theta_0$  (points critiques, “*threat points*”). Dans le cas où des transferts monétaires (“*side payments*”) entre participants sont possibles, on considère que la flotte la plus efficace peut prendre une pleine part dans la pêche, et le problème revient à partager les gains issus de la planification de la flotte la plus efficace. Dans ce cas, la frontière Pareto efficiente définit des sommes de profits pour chaque agent équivalentes en chaque point de la droite à l’optimum des gains. Pour le partage des gains, considérons  $w(X)$  comme la VAN de la pêche pour un stock  $X$  selon une stratégie d’exploitation optimale et  $w_i(X)$  dénote le partage du profit total sous un accord de coopération.

$$w(X) = w_1(X) + w_2(X) \quad \text{Eq. 1.5}$$

Chaque membre de l’accord de coopération espère alors au moins recevoir un minimum de profit égal à son profit sans coopération (“*threat payoff*”). Considérons  $p(X)$  comme le gain net de la coopération entre les participants:

$$p(X) = w(X) - [VAN_1(X, E) + VAN_2(X, E)] \quad \text{Eq. 1.6}$$

En appliquant le schéma de marchandage de Nash (Nash 1953), qui n’est qu’un schéma de résolution de jeu de coopération parmi d’autres, on obtient une division égale du profit quels que soient les objectifs de gestion de chaque participant:

$$w_i(X) = \frac{e(X)}{2} + VAN_i(X, E) \quad \text{Eq. 1.7}$$

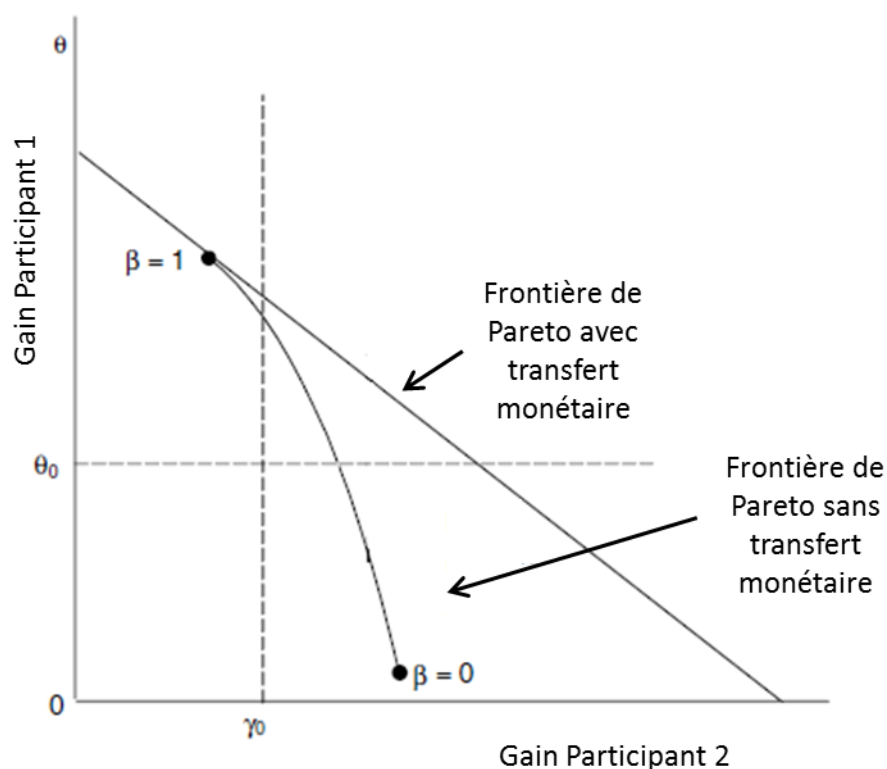


Figure 1.15: Ensemble des équilibres du jeu coopératif avec et sans transfert monétaire (Munro et al. 2004).

Deux conditions sont nécessaires pour la stabilité d'un accord de coopération : la mise en place effective des mesures de gestion et la résilience de l'accord au cours du temps face aux modifications de distributions, de productivité de la ressource ou bien à des changements économiques et politiques (Munro et al. 2004). Dans le modèle présenté ci-dessus, nous avons considéré que les agents remplissaient entièrement les conditions de l'accord. Mais si la mise en place opérationnelle de l'accord de coopération n'est pas conforme (comportement de "free-riding"), il y a alors un risque de voir un des participants sortir des accords de coopération. En effet, le non-respect des engagements par les participants peut conduire les profits espérés par un agent à diminuer en dessous de son niveau minimum ("threat payoff") et le conduire à sortir de la coopération.

### 1.6.2.2 Le cas des stocks chevauchants et de grands migrants

Dans le cas des ressources transfrontalières, nous avons évoqué la problématique des comportements de "free rider" qui pouvaient nuire à la stabilité de la coopération. Concernant les stocks de grands migrants, les accords des Nations Unis de 1995 (UNSF, 1995) ont permis des améliorations notables en clarifiant les devoirs de coopération des États

## Chapitre 1: Introduction

signataires des accords dont la gestion des ressources partagées est gérée par des ORGPs. Néanmoins, les États non-signataires qui s'engagent dans la pêche de manière incompatible avec les dispositions communes mises en place par l'ORGP sont considérés comme engagés dans de la pêche non régulée. La distinction entre pêche illégale et non régulée rend toujours difficile les actions des États engagés dans la coopération face à des comportements de "free rider" (Munro 2007). Le problème des pavillons de complaisance émerge de ces considérations de pêche non régulée. La nature et le nombre de participants dans la pêche au cours du temps sont également problématiques. La participation potentielle de nombreuses flottes distantes peut poser un certain nombre de problèmes. Ces flottes peuvent se désister d'une pêche si les accords de coopération sont trop contraignants. Au contraire, les États possédant des flottes distantes peuvent profiter des investissements dans le stock issus des accords de coopération et demander à rejoindre une pêche en bonne santé. Il est stipulé dans les accords des Nations Unis de 1995 (UNSCFA, 1995) que les membres fondateurs des accords de coopération doivent se préparer à accueillir des nouveaux membres qui ont un intérêt réel dans la pêche. La définition de cet intérêt réel va avoir une importance primordiale dans la distinction de nouveaux membres potentiels ("New Members Problem", Bjørndal & Munro 2003).

L'analyse de la gestion non-coopérative des stocks de grands migrateurs ne diffère pas des stocks transfrontaliers et nous aborderons seulement le cas d'une gestion coopérative. Tout d'abord, le grand nombre de participants nécessite la prise en compte de formation de coalitions entre États. Dans ce type d'analyses, l'existence de solutions coopératives stables va alors dépendre des rationalités individuelles et collectives au sein des coalitions. L'existence de la grande coalition sera soumise à des conditions sur les gains minimaux ("threat payoff") des agents seuls, mais aussi des gains minimaux à l'intérieur des différentes combinaisons de coalitions (Pintassilgo et al. 2010). La stabilité des coalitions dépendra alors de deux conditions: la stabilité externe qui implique qu'aucun agent ne doit trouver optimal de rejoindre la coalition (comme un nouveau membre) et la stabilité interne qui implique l'inverse, soit qu'aucun agent de la coalition ne trouve optimal de quitter la coalition (Pintassilgo 2003). Différentes méthodes d'allocation des gains ont été mises en place pour étudier la formation de coalitions. Les premières études utilisaient les méthodes dites de "characteristic function games" (C-games, e.g. Duarte 2000 ; Brasao, 2001), qui consistent à définir l'ensemble des gains issus des différentes combinaisons possibles de coalitions par rapport aux gains de la grande coalition. Puis à déterminer le partage de ces gains à l'intérieur

des coalitions par l'intermédiaire de critère d'allocation (e.g. la "Shapley value" qui donne un poids équivalent à la contribution marginale de chaque participant à la coalition, ou la "Nash bargaining solution" qui donne un poids équivalent à tous les participants de la coalition). Une nouvelle approche a été ensuite initiée par Pintassilgo (2003) dite de "*partition function game*" pour intégrer les externalités négatives des coalitions<sup>15</sup>.

Les considérations théoriques issues des analyses en théorie des jeux sur les stocks partagés se sont retranscrites en mesures opérationnelles au sein des ORGPs qui imposent notamment le contrôle et la surveillance de l'activité de pêche des navires issus des parties prenantes pour lutter contre la pêche INN (Lodge et al. 2007). De nombreuses études se penchent sur l'analyse de la résilience des accords trouvés au sein des ORGPs face aux incertitudes auxquelles fait face l'exploitation des stocks partagés dans le cadre de la théorie des jeux coopératifs. Les incertitudes liées au changement climatique sont un exemple criant de complexité mettant en jeu le maintien des accords internationaux face aux potentiels changements de répartition ou encore de productivité des stocks (e.g. Bailey et al. 2010). Mais peu ont cherché à explorer les facteurs qui pourraient favoriser l'émergence d'accords entre les parties prenantes dans le cadre de la théorie des jeux non-coopératifs en incluant des dynamiques complexes des ressources et de l'incertitude.

### 1.6.3 Economie expérimentale et gestion des stocks partagés: une approche complémentaire à la théorie des jeux

#### 1.6.3.1 Vers une nouvelle théorie de l'action collective

L'analyse économique néoclassique de la gestion des pêches que nous avons introduite précédemment s'appuie sur une hypothèse de rationalité parfaite. Cette hypothèse qui est à la base de la théorie économique du libre accès prédit que les participants à une pêcherie ne sont pas enclins à coopérer a priori en sacrifiant leur intérêt à court terme qui conduit inexorablement à la surexploitation de la ressource. Néanmoins, la tragédie des communs ne serait pas une fatalité. De nombreuses études expérimentales ont démontré que de meilleurs

---

<sup>15</sup> Revue des applications des jeux de coalitions appliqués aux pêcheries disponible dans Pintassilgo et al. (2015).



## Chapitre 1: Introduction

résultats que ceux prédits par les équilibres de Nash<sup>16</sup>, ce que nous appellerons coopération, peuvent émerger dans des contextes d'exploitation de ressource commune lorsque les conditions où la réciprocité, la confiance ou encore la construction de réputation sont possibles entre les participants à l'exploitation d'une ressource commune (Ostrom 1998, Poteete et al. 2010, et une revue de la littérature dans le contexte de la théorie des jeux par Sigmund 2010). La recherche en économie comportementale, en s'appuyant largement sur des approches expérimentales, a notamment cherché à analyser les facteurs régissant les relations individuelles dans la gestion des ressources communes au travers de la construction de relations de confiance basées sur la réputation et la réciprocité (e.g. Milinski et al. 2002a, b ; Fehr & Rockenbach 2004 ; Kahan, D. 2005). Sur la base de ces travaux, Ostrom (2007, 2010) et Poteete et al. (2010) ont proposé un nouveau modèle de l'action collective qui repose sur l'hypothèse d'individus rationnellement limités et s'appuie sur la construction de relations de confiance dans la mise en place de comportements coopératifs. Les individus sont également affectés par des variables contextuelles plus larges relatives à la dynamique de la ressource, ou encore à la politique de réglementation imposée par une institution (Figure 1.16). Par ailleurs, une série de travaux théoriques et expérimentaux, notamment basée sur la théorie des jeux non-coopératifs, a démontré l'influence de variables structurelles du dilemme social sur le niveau de coopération (Figure 1.16). De nombreuses revues de la littérature retracent les principaux résultats issus d'expériences sur les jeux de type biens publics<sup>17</sup> ou ressources communes qui explorent l'effet de modification de la structure des jeux sur la coopération en agissant sur les relations individuelles (e.g. Ledyard 1995 ; Ostrom 2006 ; Chaudhuri 2011 ; Kraak 2011). Parmi ces variables, certaines améliorent la coopération, telles que la communication (e.g. Ostrom 2006), la possibilité de sanctionner, de récompenser (e.g. Hannesson 1997 ; Carpenter 2007 ; Vyrastekova & van Soest 2008 ; Janssen et al. 2010 ; Noussaire et al. 2015), tandis que le nombre (e.g. Olson 1965 ; Hannesson 1997 ; Ostrom, 2001) et l'hétérogénéité des participants (e.g. Olson 1965 ; Ostrom, 2010 ; Poteete et al. 2010) sont des facteurs qui diminuent la coopération dans un dilemme social.

---

<sup>16</sup> On peut étendre cette considération à d'autres types d'équilibre tels que celui de Stackelberg.

<sup>17</sup> Le jeu des biens publics, à l'inverse du jeu des ressources communes où les participants puisent dans un bien commun, propose un modèle expérimental qui positionne les participants face au choix d'investir sur un marché public dont l'intérêt est reversé à l'ensemble des joueurs.

Ces apports théoriques et expérimentaux sont notamment à la base de la remise en cause des institutions centralisées ou des droits de propriétés privés pour la gestion des ressources halieutiques (Daw & Gray 2005). Les difficultés actuelles de gestion de pêches ont démontré que l'intervention d'une autorité centrale peut détériorer la volonté de coopérer en réduisant la conformité à la réglementation (Bowles 2008 ; Richter & van Soest 2012). De nombreux auteurs ont mis en avant la nécessité de décentraliser la gestion en allouant une partie de la responsabilité de la gestion à des organisations communautaires afin d'aboutir à une gestion durable des pêches (e.g. Dietz et al. 2003 ; Beddington et al. 2007 ; Berkes 2009). La cogestion est un système de gouvernance collaborative des ressources dans lequel la responsabilité de la gestion est partagée entre les organismes gouvernementaux, les utilisateurs des ressources et d'autres parties prenantes (Jentoft 1989 ; Gutiérrez et al. 2011).

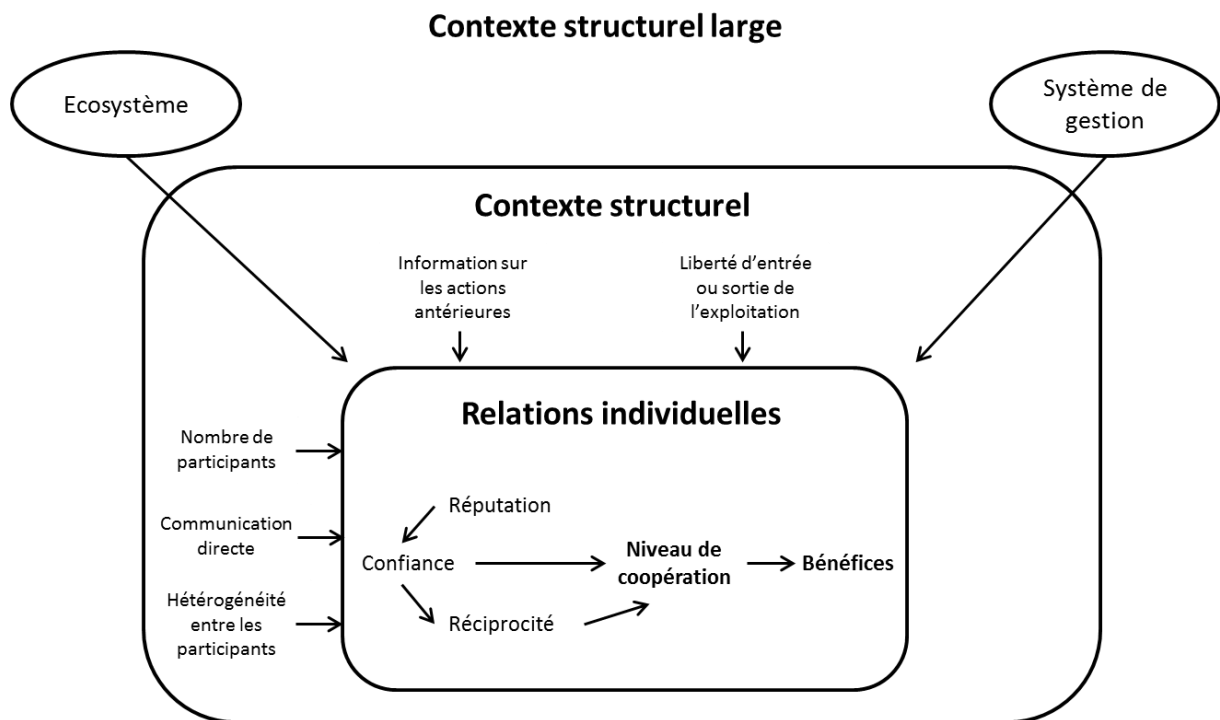


Figure 1.16: Représentation conceptuelle des variables individuelles et structurelles (non-exhaustif) qui affectent la coopération lors d'un dilemme social (adapté d'après Ostrom 2007 et Poteete et al. 2010).

### 1.6.3.2 Analyse de l'action collective au sein des systèmes socio-écologiques

Les expériences économiques offrent la possibilité de tester les relations causales d'une variable d'intérêt sur le comportement individuel ou collectif. Les expériences proposent une allocation aléatoire des participants à des traitements et des groupes de contrôle afin de garantir une homogénéité moyenne des groupes (avec l'itération de l'expérience) en dehors de

## Chapitre 1: Introduction

la variable d'intérêt. Par conséquent, les différences de comportements observées peuvent être attribuées au traitement expérimental (Harrison & List 2004 ; Anderies et al. 2011 ; Serra 2012). Les participants sont rémunérés pour leur participation à l'expérience et leurs décisions ont des conséquences directes sur ce niveau de rémunération afin de garantir leur implication dans l'expérience (Serra 2012). On peut également dissocier deux types d'expérience comportementale : les expériences en laboratoire faisant intervenir des étudiants et généralement un contexte abstrait et les expériences de terrain pouvant faire intervenir les véritables utilisateurs de la ressource, les gestionnaires ou différentes parties prenantes dans un contexte spécifique au cas d'étude (Anderies et al. 2011).

Les premières expérimentations d'économie comportementale ont analysé l'exploitation de ressources communes en se basant sur des représentations statiques et simplistes de la ressource exploitée (i.e. répétition de jeu dans laquelle les actions antérieures n'ont pas d'impact sur la situation actuelle ou future), ignorant les relations entre l'activité d'exploitation, l'écosystème et le système de gestion (Figure 1.16). Ostrom et al. (1994) est une référence pionnière dans la mise en forme d'expériences sur les ressources communes. Bien que leur protocole se base sur un jeu de type bien public, les problématiques liées à l'appropriation des ressources sont introduites, permettant le parallèle avec un jeu sur les ressources communes. Leur protocole de base a été élaboré afin de tester les prédictions théoriques de l'exploitation d'une ressource commune issues de la théorie des jeux non-coopératifs. Ce protocole considère l'impact des externalités négatives des décisions d'investissement des autres participants, sur les profits individuels. L'expérience met un groupe de participants, des étudiants, face à un choix d'investissement individuel sur deux marchés, le premier avec un taux d'intérêt fixe et le second correspondant à l'investissement dans l'exploitation d'une ressource commune dont le taux d'intérêt dépend de l'investissement total des autres joueurs. Dans ce cas, les études théoriques prédisent un surinvestissement dans l'exploitation de la ressource commune qui constitue l'équilibre de Nash. Ce surinvestissement correspondrait à une situation de surcapacité d'exploitation. La série d'expérimentations établie par Ostrom (1994) a notamment permis de mettre en exergue le rôle de la communication comme facilitateur de coopération permettant d'obtenir de meilleurs résultats que les équilibres de Nash (Ostrom 2006).

Néanmoins, les approches expérimentales ont seulement commencé à inclure des éléments de la dynamique des systèmes exploités au cours de la dernière décennie (Poteete et al. 2010 ; Cardenas et al. 2013). Ces nouvelles approches contextualisées offrent la possibilité d'étudier

directement des systèmes complexes tels que la gestion d'un stock partagé. En intégrant des dynamiques spatio-temporelles complexes relatives à l'écosystème exploité ou au système socio-économique, l'expérimentation devient un outil très utile pour tester les prédictions théoriques ou encore explorer l'influence de nouveaux facteurs économiques, sociaux, écologiques, ignorés par les modèles s'appuyant sur la théorie néoclassique. Par exemple, Janssen et al. (2010) ont introduit de éléments de dynamiques spatio-temporelles des ressources dans leur expérience et ont constaté le rôle crucial de la communication dans l'émergence de règles institutionnelles permettant d'exploiter durablement la ressource. Osés-Eraso et al. (2008) ont également, dans un contexte dynamique, étudié l'effet de la rareté exogène de la ressource. Plus récemment, Schill et al. (2015) et Lindahl et al. (2016) ont étudié l'effet de dynamique complexe de la ressource tel que des changements de régime affectant la productivité d'une ressource en l'absence de régulation externe. Les auteurs ont montré que les utilisateurs d'une ressource coopèrent plus en parvenant à des accords et exploitent plus durablement cette ressource lorsqu'ils font face à une menace certaine de diminution de productivité de la ressource. Enfin, les expériences peuvent permettre d'évaluer l'exploitation de ressources communes dans un contexte de régulation imposée que l'on qualifie d'externe (i.e. les normes n'émergent pas des participants, mais sont imposées par un régulateur externe). Ambec et al. (2014) ont analysé dans un contexte dynamique l'efficacité de différents systèmes de gestion basés sur un système de taxe, un système de quotas transférables ou non-transférables et la situation d'accès libre. Sur la base d'un modèle dynamique simple et proche de celui d'Ostrom (1994), ils déduisent la supériorité des systèmes de taxes.

Les récentes études en économie comportementale intégrant la complexité des systèmes exploités proches des systèmes halieutiques démontrent le potentiel de l'expérimentation comme alternative à la théorie des jeux pour explorer l'influence de facteurs économiques, sociaux ou écologiques dans la gestion des stocks partagés au sein des ORGPs.

### 1.6.4 Structure de la thèse

Dans l'objectif d'aborder le rôle de l'incertitude dans la gestion des stocks halieutiques, cette thèse s'articule autour de 3 contributions. La première étape (chapitre 2) est une revue de la littérature bioéconomique qui traite de la gestion optimale des stocks halieutiques dans un contexte d'incertitude. Ce chapitre aborde la vaste question du rôle de l'incertitude dans la

## Chapitre 1: Introduction

gestion des stocks halieutiques. Le premier jalon de cette synthèse est d'établir une description des différentes sources d'incertitude qui affectent le cycle de gestion des pêches selon la vision de la gestion adaptative (Walters 1982). Le rôle de la détermination de règles de captures (HCRs) pour la gestion dans un contexte d'incertitude est également discuté. Les HCRs sont devenus un outil primordial dans la gestion des stocks halieutiques. Dans un contexte où la légitimité des institutions de gestion centralisée est réduite, les HCRs sont garants d'une transparence dans la prise de décision et offre une meilleure base scientifique puisque ces règles de détermination de TACs sont déterminées par l'organe scientifique des institutions de gestion. A partir de cette description, les contributions de la littérature sur les effets des différentes sources d'incertitude sur la définition d'HCRs optimales (au sens de l'objectif du REM) sont synthétisées. Les HCRs sont classifiées à partir de catégories génériques et de leurs incidences au regard du principe de précaution pour chaque type d'incertitude. Ce travail est construit autour de la problématique suivante: quelles sont les incertitudes importantes lors de la définition d'HCRs?

Deux approches sont ensuite menées pour investiguer le rôle de l'incertitude dans le contexte de la gestion de la pêcherie du thon rouge de l'Atlantique. Dans le chapitre 3, une approche de modélisation bioéconomique de la pêcherie de l'EABFT qui s'appuie notamment sur la programmation dynamique stochastique est mise en œuvre en incorporant une représentation biologique similaire à celle employée pour l'évaluation du stock et des mécanismes économiques qui permettent d'analyser des variations de la demande sur le marché mondial. L'objectif de ce travail est de caractériser la stratégie de gestion optimale basée sur l'objectif du REM. Dans la lignée directe des études explorées dans le chapitre précédent, les stratégies optimales (i.e. HCRs) sont analysées dans le contexte de l'incertitude sur le marché (e.g. variation de la demande) et sur certains processus biologiques (e.g. variations du recrutement). Finalement, l'effet de l'incertitude sur l'observation du stock, qui est un élément majeur résultant de l'évaluation du stock, est également abordé. Cette contribution a pour objectif de mettre en exergue les incertitudes clés dans la gestion de l'EABFT. Le stock est aujourd'hui à une étape cruciale après les efforts entrepris pour sa réhabilitation, la question majeure posée aux gestionnaires à laquelle nous cherchons à apporter une contribution est la suivante: quel apport d'une gestion au REM pour le stock Est de thon rouge de l'Atlantique ?

Le chapitre 4 met en œuvre une approche expérimentale avec l'objectif d'étudier la coordination des parties prenantes à l'exploitation du thon rouge de l'Atlantique suite à

## Chapitre 1: Introduction

l'introduction de points de basculement incertains des conditions économiques. Cette approche, qui se base sur les prédictions de la théorie des jeux non-coopératifs, cherche à mettre en évidence le rôle d'une menace économique sur la coopération d'une ressource commune. Le revirement soudain dans la gestion de l'EABFT est un exemple de ce type de changement de régime similaire à ceux observés dans les systèmes naturels ("regime shift"). L'approche expérimentale est favorisée, car les données sur les écosystèmes exploités qui couvrent de tels changements de régimes de gestion sont rares. L'objectif est d'aborder la problématique suivante : le risque d'une catastrophe économique peut-il influencer la coopération dans la gestion d'un stock partagé ?

Enfin, un chapitre de conclusion (chapitre 5) fournit une synthèse des principales contributions de cette thèse et leurs limites sont discutées. Puis une série de perspectives de recherche est également proposée sur l'intégration des différentes sources d'incertitude dans la détermination des HCRs et leurs rôles dans la coopération au sein des ORGPs.

## Chapitre 1: Introduction

## 1.7 Références

- Abdullah, N. M. R., Kuperan, K., & Pomeroy, R. S. (1998). Transaction Costs and Fisheries Co-Management. *Marine Resource Economics*, 13(2), 103-114.
- Allen, R. (2010). International management of tuna fisheries: arrangements, challenges and a way forward. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper*, 536, 45 pages. FAO, Rome.
- Ambec, S., Garapin, A., Muller, L., Reynaud, A., & Sebi, C. (2014). Comparing Regulations to Protect the Commons: An Experimental Investigation. *Environmental and Resource Economics*, 58(2), 219-244.
- Ami, D., Hilgert, N., Pardo, S., & Tidball, M. (2008). Is fishing compatible with environmental conservation: a stochastic model with an element of self-protection. *Natural Resource Modeling*, 21(3), 343-365.
- Anderies, J. M., Janssen, M. A., Bousquet, F., Cardenas, J. C., Castillo, D., Lopez, M. C., Tobias, R., Vollan, B., & Wutich, A. (2011). The challenge of understanding decisions in experimental studies of common pool resource governance. *Ecological Economics*, 70(9), 1571-1579.
- Aranda, M., de Bruyn, P., & Murua, H. (2010) A report review of the tuna RFMOs: CCSBT, IATTC, IOTC, ICCAT and WCPFC. EU FP7 Project No. 212188 TXOTX, Deliverable 2.2, 172 pages.
- Arnason, R. (1990). Minimum information management in fisheries. *Canadian Journal of economics*, 23(3), 630-653.
- Arnason, R. (2000). Property rights as a means of economic organization. *FAO Fisheries Technical Paper*, 1, 14-25. FAO, Rome.
- Arnason, R. (2007). Property rights quality and economic efficiency of fisheries management regimes: Some basic results. In Bjorndal, T., Gordon, D., Arnason, R., & Sumaila, R. (Eds.). *Advances in fisheries economics*, 32-58. Blackwell, Oxford.
- Arnason, R. (2009). Fisheries management and operations research. *European Journal of Operational Research*, 193(3), 741-751.
- Bailey, M., Rashid Sumaila, U., & Lindroos, M. (2010). Application of game theory to fisheries over three decades. *Fisheries Research*, 102(1-2), 1-8.



## Chapitre 1: Introduction

- Bellman, R., (1957). *Dynamic Programming*, 92 pages. Princeton University Press, Princeton.
- Beddington, J.R., & May, R.M. (1977). Harvesting natural populations in a randomly fluctuating environment. *Science*, 197, 463-465.
- Beddington, J.R., Agnew, D.J., Clark, C.W. (2007). Current problems in the management of marine fisheries. *Science*, 316(5832), 1713-1716.
- Beijnen, J. V. (2017). *The closed cycle aquaculture of Atlantic Bluefin Tuna in Europe: current status, market perceptions and future perspectives*, 95 pages.
- Berkes, F. (2009). Evolution of co-management: role of knowledge generation, bridging organizations and social learning. *Journal of Environmental Management*, 90(5), 1692-1702.
- Bertignac, M., Campbell H.F., Hampton J., & Hand A.J. (2000). Maximizing resource rent in the Western and Central Pacific tuna fisheries. *Marine Resource Economics*, 15, 151-177.
- Bjorndal, T., & Munroe G. R. (2003). The management of high seas fisheries resources and the implementation of the UN fish stocks agreement of 1995. *The international Yearbook of Environmental and Resource Economics, a survey of current issues*, 153-188. Cheltenham, Edward Elgar.
- Block, B. A., Teo, S. L., Walli, A., Boustany, A., Stokesbury, M. J., Farwell, C. J., Weng, C. K., Dewar, H., & Williams, T. D. (2005). Electronic tagging and population structure of Atlantic bluefin tuna. *Nature*, 434(7037), 1121-1127.
- Boncoeur, J., Guyader, O., & Thebaud, O. (2006). A typology of fisheries management tools. *Série Documents de travail Amure/Working Papers Series Amure, (D-16-2006)*, 1-11.
- Bowles, S. (2008) Policies designed for self-interested citizens may undermine "the moral sentiments": Evidence from economic experiments. *Science*, 320, 1605-1609.
- Brasão, A., Duarte, C. C., & Cunha-E-Sá, M. A. (2001) Managing the Northern Atlantic Bluefin Tuna fisheries: the stability of the UN fish stock agreement solution. *Marine Resource Economy*, 15, 341-360.
- Bromley, D. (2009). Abdicating responsibility: the deceptions of fisheries policy. *Fisheries*, 34(6), 280-290.

de Bruyn, P., Murua, H., & Aranda, M. (2013). The Precautionary approach to fisheries management: How this is taken into account by Tuna regional fisheries management organisations (RFMOs). *Marine Policy*, 38, 397-406.

Butterworth, D. S. (2007). Why a management procedure approach? Some positives and negatives. *ICES Journal of Marine Science*, 64(4), 613-617.

Caddy, J. F. & Mahon, R. (1996). Points de référence en aménagement des pêcheries. *FAO document technique sur les pêches*, 347 pages. FAO, Rome.

Caddy, J. F., & Cochrane, K. L. (2001). A review of fisheries management past and present and some future perspectives for the third millennium. *Ocean & Coastal Management*, 44(9-10), 653-682.

Caddy, J. F., & Seijo, J. C. (2005). This is more difficult than we thought! The responsibility of scientists, managers and stakeholders to mitigate the unsustainability of marine fisheries. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360(1453), 59-75.

Cardenas, J. C., Janssen, M., & Bousquet, F. (2013). Dynamics of rules and resources: three new field experiments on water, forests and fisheries. In List, J. A., & Price, M. K. (Eds.). *Handbook on experimental economics and the environment*, 319-345. Edward Elgar Publishing, Cheltenham.

Carpenter, J. (2007). The demand for punishment. *Journal of Economic Behavior and Organization*, 62, 522-542.

Carlsson, J., McDowell, J. R., Diaz-Jaimes, P., Carlsson, J. E., Boles, S. B., Gold, J. R., & Graves, J. E. (2004). Microsatellite and mitochondrial DNA analyses of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) population structure in the Mediterranean Sea. *Molecular Ecology*, 13(11), 3345-3356.

Carlsson, J., McDowell, J. R., Carlsson, J. E., & Graves, J. E. (2007). Genetic identity of YOY bluefin tuna from the eastern and western Atlantic spawning areas. *Journal of Heredity*, 98(1), 23-28.

Chaudhuri, A. (2011). Sustaining cooperation in laboratory public goods experiments: a selective survey of the literature. *Experimental Economics*, 14(1), 47-83.

## Chapitre 1: Introduction

- Cheung, W. W., Lam, V. W., Sarmiento, J. L., Kearney, K., Watson, R., Zeller, D., & Pauly, D. (2010). Large-scale redistribution of maximum fisheries catch potential in the global ocean under climate change. *Global Change Biology*, 16(1), 24-35.
- Christensen, V. (2010). MEY= MSY. *Fish and Fisheries*, 11(1), 105-110.
- Cissé, A. A., Doyen, L., Blanchard, F., Béné, C., & Péreau, J. C. (2015). Ecoviability for small-scale fisheries in the context of food security constraints. *Ecological Economics*, 119, 39-52.
- Clark, C. W. (1973). The Economics of overexploitation. *Science*, 181(4100), 630-634.
- Clark, C. W. (1980). Restricted access to common-property fishery resources: a game-theoretic analysis. In Liu, P. T. (Eds.). *Dynamic optimization and mathematical economics*, 117-132. Plenum, New York.
- Clark, C. W., & Munro, G. R. (1975). The economics of fishing and modern capital theory: A simplified approach. *Journal of Environmental Economics and Management*, 2(2), 92-106.
- Coase, R. (1960). The problem of social cost. *The Journal of Law and Economics*, 3, 1-44.
- Collette, B. B., Carpenter, K. E., Polidoro, B. A., Jorda, M. J., Boustany, A., Die, D. J., Fox, W., Graves, J., Harrison, L., McManus, R., Minte-Vera C. V., Nelson, R. J., Restrepo, V., Schratwieser, J., Sun, C. L., Amorim, A., Brick Peres, M., Canales, C., Cardenas, G., Chang, S. K., Chiang, W. C., de Oliveira Leite, J. N., Harwell, H., Lessa, R., Fredou, F. L., Oxenford, H. A., Serra, R., Shao, K. T., Sumaila, R., Wang, S. P., Watson, R., Yáñez, E. (2011). High Value and Long Life—Double Jeopardy for Tunas and Billfishes. *Science*, 333(6040), 291-292.
- Conrad, J., & Clark, C. (1987). *Natural resource economics: notes and problems*, 235 pages. Cambridge University Press, Cambridge.
- Datta, M., & Mirman, L. J. (1999). Externalities, market power, and resource extraction. *Journal of Environmental Economics and Management*, 37, 233-55
- Demsetz, H. (1974). Toward a theory of property rights. *American Economic Review*, 57(2), 347-359
- Deriso, R. B. (1987). Optimal F0.1 criteria and their relationship to maximum sustainable yield. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 44 (2), 339-348.

## Chapitre 1: Introduction

- Dichmont, C., Pascoe, S., Kompas, T., Punt, A., & Deng, R. (2010). On implementing maximum economic yield in commercial fisheries. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 107(1), 16-21.
- Dietz, T., Ostrom, E., Stern, P. C. (2003). The struggle to govern the commons. *Science*, 302(5652), 1907-1912.
- Doyen, L., Béné, C., Bertignac, M., Blanchard, F., Cissé, A. A., Dichmont, C., Gourguet, S., Guyader, O., Hardy, P. Y., Jennings, S., Little, L. R., Macher, C., Mills, D. J., Noussair, A., Pascoe, S., Péreau, J. C., Sanz, N., Scharwz, A. M., Smith, T. & Thébaud, O. (2017). Ecoviability for ecosystem-based fisheries management. *Fish And Fisheries*, 18(6), 1056-1072.
- Doyen, L., & Péreau, J. C. (2012). Sustainable coalitions in the commons. *Mathematical Social Sciences*, 63(1), 57-64.
- Druon, J., Fromentin, J., Aulancier, F., & Heikkonen, J. (2011). Potential feeding and spawning habitats of Atlantic bluefin tuna in the Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 439, 223-240.
- Duarte, C. C., Brasão, A., & Pintassilgo, P. (2000) Management of the Northern Atlantic bluefin tuna: an application of c-games. *Marine Resources Economy*, 15, 21-36
- Eber, N., & Willinger, M. (2012). L'économie expérimentale, 128 pages. La Découverte.
- FAO (1995). Code of Conduct for responsible fisheries, 49 pages. FAO, Rome.
- FAO (1996). Precautionary approach to capture fisheries and species introductions. Elaborated by the Technical consultation on the precautionary approach to capture fisheries (Including Species Introductions). *FAO Fisheries Technical Papers*, 2, 62 pages. FAO, Rome.
- FAO. (2003). Fisheries management: the ecosystem approach to fisheries. *FAO Fisheries Technical Papers*, 443, 76 pages. FAO, Rome.
- FAO (2011). Review of the state of world marine fishery resources, 354 pages. FAO, Rome.
- FAO (2018). The state of the world fisheries and aquaculture, 227 pages. FAO, Rome.
- Fehr, E. & Rockenbach, B. (2004) Human altruism: economic, neural, and evolutionary perspectives. *Current Opinion in Neurobiology*, 14, 784-790.

## Chapitre 1: Introduction

- Fischer, R. D., & Mirman, L. (1992). Strategic dynamic interaction. Fish wars. *Journal of Economic Dynamics and Control*, 16, 267-87.
- Fischer, R. D., & Mirman, L. (1996). The complete fish wars: biological and dynamic interactions. *Journal of Environmental Economics and Management*, 30, 34-42.
- Francis, R. I. C. C., & Shotton, R. (1997). "Risk" in fisheries management: a review. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54(8), 1699-1715.
- Fromentin, J. M. (2010). The fate of Atlantic bluefin tuna. *Science*, 327(5971), 1325-1326.
- Fromentin, J. M., Bonhommeau, S., Arrizabalaga, H., & Kell, L. T. (2014). The spectre of uncertainty in management of exploited fish stocks: The illustrative case of Atlantic bluefin tuna. *Marine Policy*, 47, 8-14.
- Fromentin, J. M., & Powers, J. E. (2005). Atlantic bluefin tuna: population dynamics, ecology, fisheries and management. *Fish and Fisheries*, 6(4), 281-306.
- Fulton, E. A., Smith, A. D. M., Smith, D. C., & van Putten, I. E. (2011). Human behaviour: the key source of uncertainty in fisheries management: Human behaviour and fisheries management. *Fish and Fisheries*, 12(1), 2-17.
- Garcia, S. (1996). The precautionary approach to fisheries and its implications for fishery research, technology and management: an updated review. *FAO Fisheries Technical Papers*, 350, 303 pages FAO, Rome.
- Garcia, S., Zerbi, C., Aliaume, A., Do Chi, T., & Lasserre, G. (2003). The ecosystem approach to fisheries: issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook. *FAO Fisheries Technical Papers*, 443, 72 pages. FAO, Rome.
- Gilman, E., Passfield, K., & Nakamura, K. (2014). Performance of regional fisheries management organizations: ecosystem-based governance of bycatch and discards. *Fish and Fisheries*, 15(2), 327-351.
- Gordon, H. S. (1954). The economic theory of a common property resource: the fishery. *Journal of Political Economy*, 62, 124-142.
- Gourguet, S., Macher, C., Doyen, L., Thébaud, O., Bertignac, M., & Guyader, O. (2013). Managing mixed fisheries for bio-economic viability. *Fisheries Research*, 140, 46-62.
- Grafton, R., Kompas, T., Chu, L., & Che, N. (2010). Maximum economic yield. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 54 (3), 273-280.

- Gulland, J. A. (1980). Some problems of the management of shared stocks. *FAO Fisheries Technical Papers*, 206, 22 pages. FAO, Rome.
- Guillotreau, P., Squires, D., Sun, J., & Compeán, G. A. (2017). Local, regional and global markets: what drives the tuna fisheries? *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 27(4), 909-929.
- Gutiérrez, N. L., Hilborn, R., & Defeo, O. (2011). Leadership, social capital and incentives promote successful fisheries. *Nature*, 470(7334), 386-389.
- Hannesson, R. (1991). From common fish to rights based fishing: Fisheries management and the evolution of exclusive rights to fish. *European economic review*, 35(2-3), 397-407.
- Hannesson, R. (1997). Fishing as a Supergame. *Journal of Environmental Economics and Management*, 32(3), 309-322.
- Hannesson, R. (2011). Game theory and fisheries. *Annual Review of Resource Economics*, 3(1), 181-202.
- Hardin, G. (1968). The tragedy of the commons. *Science*, 162(3859), 1243-1248.
- Harrison, G. W., & List, J. A. (2004). Field experiments. *Journal of Economic Literature*, 42(4), 1009-1055.
- Hauser, L., & Carvalho, G. R. (2008). Paradigm shifts in marine fisheries genetics: ugly hypotheses slain by beautiful facts. *Fish and Fisheries*; 9, 333-62.
- Heino, M & Enberg, K (2008). Sustainable use of populations and overexploitation. *Encyclopedia of Life Sciences*, 7 pages. John Wiley & Sons, Chichester.
- Hilborn, R. & Peterman. R. M. (1996). The development of scientific advice with incomplete information in the context of the precautionary approach. *FAO Technical Papers*, 350(2), 77-101. FAO, Rome.
- Hilborn, R., & Walters, C. J. (1992). Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 2(2), 177-178.
- ICCAT (2006). Report of the 2006 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT*, 60(3), 652-880.
- ICCAT (2008). Report of the 2008 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT*, 64, 352 pages.

## Chapitre 1: Introduction

- ICCAT (2014). Report of the 2014 Atlantic Bluefin tuna stock assessment session. Collective Volume of Scientific Papers ICCAT, 178 pages.
- ICCAT (2017). Report of the 2017 Atlantic Bluefin tuna stock assessment session. Collective Volume of Scientific Papers ICCAT, 106 pages.
- Janssen, M. A. (2010). Introducing Ecological Dynamics into Common-Pool Resource Experiments. *Ecology and Society*, 15(2), 7.
- Janssen, M. A., Holahan, R., Lee, A., & Ostrom, E. (2010). Lab Experiments for the Study of Social-Ecological Systems. *Science*, 328(5978), 613-617.
- Jeon, Y., Reid, C., & Squires, D. (2008). Is there a global market for tuna? Policy implications for tropical tuna fisheries. *Ocean Development and International Law*, 39(1), 32-50.
- Jentoft, S. (1989). Fisheries co-management: delegating government responsibility to fishermen's organizations. *Marine Policy*, 13(2), 137-154.
- Jimenez-Toribio, R., Guillotreau, P., & Mongruel, R. (2010). Global integration of European tuna markets. *Progress in Oceanography*, 86(1), 166-175.
- Kahan, D. (2005). The logic of reciprocity: trust, collective action, and law. In H. Gintis, S. Bowles, R. Boyd, & E. Fehr (Eds.). *Moral sentiments and material interests: the foundations of cooperation in economic life*. Cambridge, MIT Press.
- Kaitala, V., & Munro, G. R. (1997). The conservation and management of high seas fishery resource under the new law of the sea. *Natural Resource Modeling*, 10, 87-108.
- Kell, L., & Fromentin, J.-M. (2006). The illusion of MSY. *ICES CM*, 14. Consulté en à l'adresse [http://www.researchgate.net/profile/Jean\\_Marc\\_Fromentin/publication/2288341The\\_illusion\\_of\\_MSY/links/00b7d52f2418e1d014000000.pdf](http://www.researchgate.net/profile/Jean_Marc_Fromentin/publication/2288341The_illusion_of_MSY/links/00b7d52f2418e1d014000000.pdf)
- Kirkwood, G. P., & Smith, A. D. M. (1996). Assessing the precautionary nature of fishery management strategies. *FAO Fisheries Technical Paper*, 350, 141-158. FAO, Rome.
- Kompas, T., Grafton, R. Q., & Che, T. N. (2010). Bioeconomic losses from overharvesting tuna: Bioeconomic losses. *Conservation Letters*, 3(3), 177-183.
- Kraak, S. B. M. (2011). Exploring the 'public goods game' model to overcome the Tragedy of the Commons in fisheries management: Overcoming the Tragedy of the Commons. *Fish and Fisheries*, 12(1), 18-33.

- Kulmala, S., Laukkanen, M., & Michielsens, C. (2008). Reconciling economic and biological modeling of migratory fish stocks: Optimal management of the Atlantic salmon fishery in the Baltic Sea. *Ecological Economics*, 64(4), 716-728.
- Kwon, O. S. (2006). Partial international coordination in the great fish war. *Environmental and Resource Economics*, 33, 463-83
- Larkin, P. (1977). An epitaph for the concept of maximum sustained yield. *Transactions of the American Fisheries Society*, 106(1), 1-11.
- Ledyard, J. O. (1995). Public Goods. A Survey of Experimental Research. In: Kagel, J. H. & Roth, A. E. (Eds.). *Handbook of Experimental Economics*, 101 pages. Princeton University Press, Princeton.
- Levhari, D., & Mirman, L. J. (1980). The Great Fish War: An Example Using a Dynamic Cournot-Nash Solution. *The Bell Journal of Economics*, 11(1), 322.
- Lindahl, T., Crépin, A. S., & Schill, C. (2016). Potential disasters can turn the tragedy into success. *Environmental and Resource Economics*, 65(3), 657-676.
- Lodge, M., Anderson, D., Lobach, T., Munro, G., Sainsbury, K., & Willock, A. (2007). Recommended best practices for regional fisheries management organizations. Report of an independent panel to develop a model for improved governance by regional fisheries management organizations, 160 pages. Chatham House, London.
- Longo, S. B. (2011). Global sushi: The political economy of the Mediterranean bluefin tuna fishery in the modern era. *American Sociological Association*, 2, 403-427.
- Longo, S. B., & Clark, B. (2012). The commodification of bluefin tuna: The historical transformation of the Mediterranean fishery. *Journal of Agrarian Change*, 12(2-3), 204-226.
- Losada, S., Lieberman, S., Drews, C., & Hirshfield, M. (2010). The Status of Atlantic Bluefin Tuna. *Science*, 328(5984), 1353-1353.
- Maguire, J. J. (2006). The state of world highly migratory, straddling and other high seas fishery resources and associated species. *FAO Fisheries Technical Paper*, 495, 77 pages. FAO, Rome.
- Majkowski J. (2007). Global fishery resources of tuna and tuna-like species. *FAO Fisheries Technical Paper*, 483, 66 pages. FAO, Rome.



## Chapitre 1: Introduction

- Maury, O., Miller, K., Campling, L., Arrizabalaga, H., Aumont, O., Bodin, ö, Guillotreau, P., Hobday, A. J., Marsac, F., Suzuki, Z., & Murtugudde, R. (2013). A global science–policy partnership for progress toward sustainability of oceanic ecosystems and fisheries. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(3-4), 314-319.
- Macfadyen, G., Huntington, T., Defaux, V., & Caillart, B. (2016). Study of the global estimate of the value of tuna fisheries - Phase 1-3 reports, 116 pages. Poseidon Aquatic Resource Management Ltd.
- McWhinnie, S. F. (2009). The tragedy of the commons in international fisheries: An empirical examination. *Journal of Environmental Economics and Management*, 57(3), 321-333.
- Milinski, M., Semmann, D., & Krambeck, H. J. (2002a). Donors to charity gain in both indirect reciprocity and political reputation. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 269, 881-883.
- Milinski, M., Semmann, D., & Krambeck, H. J. (2002b). Reputation helps solve the 'tragedy of the commons'. *Nature*, 415, 424-426.
- Miyake, M., Guillotreau, P., Sun, C. H., & Ishimura, G. (2010). Recent developments in the tuna industry: stocks, fisheries, management, processing, trade and markets. *FAO Fisheries Technical Paper*, 54, 151 pages. FAO, Rome.
- Miyake, P. M., de la Serna, J. M., Di Natale, A., Farrugia, A., Katavic, I., Miyabe, N., & Ticina, V. (2003). General review of bluefin tuna farming in the Mediterranean area. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT*, 55(1), 114-124.
- Muhling, B. A., Lee, S. K., Lamkin, J. T., & Liu, Y. (2011). Predicting the effects of climate change on bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) spawning habitat in the Gulf of Mexico. *ICES Journal of Marine Science*, 68(6), 1051-1062.
- Mullon, C., Guillotreau, P., Galbraith, E. D., Fortilus, J., Chaboud, C., Bopp, L., Aumont, O., & Kaplan, D. (2017). Exploring future scenarios for the global supply chain of tuna. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 140, 251-267.
- Munro, G. R. (1979). The optimal management of transboundary renewable resources. *Canadian Journal of Economics*, 12, 355-376.

- Munro, G. R. (2003). On the management of shared fish stocks. Papers presented at the Norway-FAO expert consultation on the management of shared fish stocks. *Fisheries Technical Paper*, 695, 42 pages. FAO, Rome.
- Munro, G. (2007). Internationally shared fish stocks, the high seas, and property rights in fisheries. *Marine Resource Economics*, 22, 425-443.
- Munro, G. R., Van Houtte, A., & Willmann, R. (2004). The conservation and management of shared fish stocks: legal and economic aspects. *FAO Fisheries Technical Paper*, 465, 69 pages. FAO, Rome.
- Nakatsuka, S. (2017). Management strategy evaluation in regional fisheries management organizations – How to promote robust fisheries management in international settings. *Fisheries Research*, 187, 127-138.
- Nash, J. (1951). Noncooperative games. *Annal of Mathematics*, 54, 289-295.
- Nash, J. (1953). Two-person cooperative games. *Econometrica*, 21, 128-140.
- Nielsen, R. J. (2003). An analytical framework for studying: compliance and legitimacy in fisheries management. *Marine Policy*, 27(5), 425-432.
- Noussair, C. N., van Soest, D., & Stoop, J. (2015). Punishment, reward, and cooperation in a framed field experiment. *Social Choice and Welfare*, 45(3), 537-559.
- OCDE (2012). Rebuilding Fisheries: The Way Forward, 110 pages. OECD publishing, Paris.
- Olson, M. (1965). The Logic of Collective Action: Public Goods and the Theory of Groups, 186 pages. Harvard University Press, Cambridge.
- Osés-Eraso, N., Udina, F., & Viladrich-Grau, M. (2008). Environmental versus Human-Induced Scarcity in the Commons: Do They Trigger the Same Response? *Environmental and Resource Economics*, 40(4), 529-550.
- Ostrom, E. (1990). Governing the commons: The evolution of institutions for collective action, 280 pages. Cambridge University Press, Cambridge.
- Ostrom, E. (1998). A behavioral approach to the rational choice theory of collective action: Presidential address, American Political Science Association. *The American Political Science Review*, 92, 1-22.

## Chapitre 1: Introduction

Ostrom, E. (2001). Social dilemmas and human behavior. In: Noë, R., Van Hooff, J., Hammerstein, P. (Eds.). *Economics in Nature: Social Dilemmas, Mate Choice and Biological Markets*, 23-41. Cambridge University Press, Cambridge.

Ostrom, E. (2007). Collective action theory. In: Boix, C., Stokes, S. (Eds.). *The Oxford Handbook of Comparative Politics*, 186-208. Oxford University Press, Oxford.

Ostrom, E. (2010). Analyzing collective action. *Agricultural economics*, 41(s1), 155-166.

Ostrom, E., R. Gardner, J. Walker, & Agrawal, A. (1994). *Rules, Games, and Common-pool Resources*, 227 pages. University of Michigan Press, Michigan.

Pearse, P. H. (1992). From open access to private property: recent innovations in fishing rights as instruments of fisheries policy. *Ocean Development & International Law*, 23(1), 71-83.

Peterman, R. (2004). Possible solutions to some challenges facing fisheries scientists and managers. *ICES Journal of Marine Science*, 61(8), 1331-1343.

Pigou, A. C. (1920). *Economics of Welfare*, 876 pages. McMillan, London.

Pintassilgo, P. & Duarte, C. (2002). Optimal management of the northern Atlantic Bluefin tuna. *Marine Resource Economics*, 17, 47-67.

Pintassilgo, P. (2003). A coalition approach to the management of high seas fisheries in the presence of externalities. *Natural Resource Modeling*, 16(2), 175-197.

Pintassilgo, P., Finus, M., Lindroos, M., & Munro, G. (2010). Stability and success of regional fisheries management organizations. *Environmental and Resource Economics*, 46(3), 377-402.

Pintassilgo, P., Kronbak, L. G., & Lindroos, M. (2015). International Fisheries Agreements: A Game Theoretical Approach. *Environmental and Resource Economics*, 62(4), 689-709.

Pons, M., Branch, T. A., Melnychuk, M. C., Jensen, O. P., Brodziak, J., Fromentin, J. M., Harley, S. J., Haynie, A. C., Kell, L. T., Maunder, M. N., Parma, A. M., Restrepo, V. R., Sharma, R., Ahrens, R., & Hilborn, R. (2017). Effects of biological, economic and management factors on tuna and billfish stock status. *Fish and Fisheries*, 18(1), 1-21.

Poteete, A. R., Janssen, M. A., & Ostrom, E. (2010). *Working together: collective action, the commons, and multiple methods in practice*, 345 pages. Princeton University Press, Princeton.

## Chapitre 1: Introduction

- Puterman, M. L. (1994) *Markov Decision Processes: Discrete Stochastic Dynamic Programming*, 684 pages. John Wiley & Sons, New York.
- Punt, A. (2010). Harvest Control Rules and Fisheries Management. In Grafton, R. Q., Hilborn, R., Squires, D., Tait, M. & Williams, M., (Eds.), *Handbook of Marine Fisheries Conservation and Management*, 598-610. Oxford University Press, New York.
- Punt, A. E., Butterworth, D. S., de Moor, C. L., De Oliveira, J. A. A., & Haddon, M. (2016). Management strategy evaluation: best practices. *Fish and Fisheries*, 17(2), 303-334.
- Richter, A., & van Soest, D. P. (2012). Global environmental problems, voluntary action and government intervention. *Global Environmental Commons: Analytical and Political Challenges in Building Governance Mechanisms*, 223-248.
- Rosenberg, A. A., & Restrepo, V. R. (1994). Uncertainty and risk evaluation in stock assessment advice for U.S. marine fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51, 2715-2720.
- Schaefer, M. B. (1954). Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin*, 1(2), 23-56.
- Schill, C., Lindahl, T., & Crépin, A. S. (2015). Collective action and the risk of ecosystem regime shifts: insights from a laboratory experiment. *Ecology and Society*, 20(1), 48.
- Scott, A. (1955). The fishery: the objectives of sole ownership. *Journal of political Economy*, 63(2), 116-124.
- Scott, A. D. (1988). Development of property in the fishery. *Marine Resource Economics*, 5, 289-311
- Scott, A. D. (1989). Conceptual origins of rights based fishing. *Rights based fishing*, 11-38. Springer, Dordrecht.
- Scott, A. D. (2007). Phases in the evolution of property in sea fisheries. In Bjorndal, T., Gordon, D., Arnason, R., & Sumaila, R. (Eds.), *Advances in fisheries economics*, 17-31. Blackwell, Oxford.
- Seijo, J. C., Defeo, O., & Salas, S. (1998). Fisheries bioeconomics: theory, modelling and management. *FAO Fisheries Technical Paper*, 368, 109 pages. FAO, Rome.

## Chapitre 1: Introduction

- Sethi, S. A., Branch, T. A., & Watson, R. (2010). Global fishery development patterns are driven by profit but not trophic level. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 107(27), 12163-12167.
- Serra, D. (2012). Principes méthodologiques et pratiques de l'économie expérimentale: une vue d'ensemble. *Revue de philosophie économique*, 13(1), 21-78.
- Sigmund, K. (2010). *The Calculus of Selfishness*, 184 pages. Princeton University Press, Princeton.
- Sissenwine, M. (1978). Is MSY an adequate foundation for optimum yield? *Fisheries*, 3(6), 22-42.
- Sumaila, U. R., Alder, J., & Keith, H. (2006). Global scope and economics of illegal fishing. *Marine Policy*, 30(6), 696-703.
- Sun, C.-H. J., Chiang, F.-S., Guillotreau, P., Squires, D., Webster, D. G., & Owens, M. (2015). Fewer fish for higher profits? Price response and economic incentives in global tuna fisheries management. *Environmental and Resource Economics*, 66(4), 749-764.
- Sun, C. H. J., Chiang, F. S., & Squires, D. (2017). More landings for higher profit? Inverse demand analysis of the bluefin tuna auction price in Japan and economic incentives in global bluefin tuna fisheries management (Working Papers N°1701). Retrieved from Institute of Applied Economics, National Taiwan Ocean University, Taiwan. <https://EconPapers.repec.org/RePEc:nto:wpaper:1701>.
- Sumaila, U. R. & Huang, L. (2012). Managing bluefin tuna in the Mediterranean Sea. *Marine Policy*, 36, 502-511.
- Sumaila, U. R., Lam, V. W., Miller, D. D., Teh, L., Watson, R. A., Zeller, D., Cheung, W. W., Côté, I. M., Rogers, A. D., Roberts, C., Sala, E., & Pauly, D. (2015). Winners and Losers in a World Where the High Seas is Closed to Fishing. *Scientific Reports*, 5.
- Tahvonen, O., Quaas, M. F., Schmidt, J. O., & Voss, R. (2013). Optimal Harvesting of an Age-Structured Schooling Fishery. *Environmental and Resource Economics*, 54(1), 21-39.
- Tahvonen, O., Quaas, M. F., & Voss, R. (2017). Harvesting selectivity and stochastic recruitment in economic models of age structured fisheries, *Journal of Environmental Economics and Management*, In press. Consulté à <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2017.08.011>.

## Chapitre 1: Introduction

Teh, L., & Sumaila, U. (2015). Trends in global shared fisheries. *Marine Ecology Progress Series*, 530, 243-254.

UN (1982). United Nations Convention on the Law of the Sea (UNCLOS). United Nations, Montego Bay.

UN (1995). United Nations Conference on Straddling Fish Stocks and Highly Migratory Fish Stocks (UNSCFA 1995). Agreement for the Implementation of the United Nations Convention on the Law of the Sea of 10 December 1982 Relating to the Conservation and Management of Straddling Fish Stock and Highly Migratory Fish Stocks. United Nations, New York.

UN (2008). High-level event on the millennium development goals. Fact Sheet GOAL 7: Ensure environmental sustainability. United Nations, New York.

Vyrastekova, J., & van Soest, D. (2008). On the (in)effectiveness of rewards in sustaining cooperation. *Experimental Economics*, 11(1), 53-65.

Walters, C. J., Christensen, V., Martell, S. J., & Kitchell, J. F. (2005). Possible ecosystem impacts of applying MSY policies from single-species assessment. *ICES Journal of Marine Science*, 62, 558-568.

White, C., & Costello, C. (2014). Close the high seas to fishing? *PLoS biology*, 12(3), e1001826.

Worm, B., Hilborn, R., Baum, J. K., Branch, T. A., Collie, J. S., Costello, C., Fogarty, M. J., Fulton, E. A., Hutchings, A., Jennings, S., Jensen, O. P., Lotze, H. K., Mace, P. M., McClanahan, T. R. Minto, C., Palumbi, S. R., Parma, A. M. Ricard, D., Rosenberg, A. A., Watson, R., & Zeller, D. (2009). Rebuilding global fisheries. *Science*, 325(5940), 578-585.

Williams, B. K. (2009) Markov decision processes in natural resources management: Observability and uncertainty. *Ecological Modelling*, 220, 830-840.

WWF (2008). Race for the last Bluefin, 126 pages. WWF Mediterranean, Zurich.

## Chapitre 1: Introduction

## 2 FISHERIES MANAGEMENT: WHAT UNCERTAINTIES MATTER?

**Selles Jules<sup>1,2</sup>**

Soumis à Marine Resource Economics.

<sup>1</sup>IFREMER (Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la MER), UMR MARBEC, Avenue Jean 9 Monnet, BP171, 34203 Sète Cedex France.

<sup>2</sup>LEMNA, Université de Nantes, IEMN-IAE, Chemin de la Censive-du-Tertre, BP 52231, 44322 Nantes Cedex France.



**Résumé** — L'incertitude est omniprésente dans la gestion des pêches. Les économistes ont depuis longtemps déployé des efforts pour définir des règles de gestion économiquement optimales en condition d'incertitude. Sur la base de ces travaux, nous cherchons à déterminer le rôle respectif des différents types d'incertitude dans la définition des règles de contrôle de l'exploitation ("Harvest Control rules", HCR). Les performances des politiques d'exploitation qui déterminent la manière dont les prises totales autorisées (TACs) en fonction de l'état de la ressource sont sensibles à l'incertitude. Nous retenons six sources d'incertitude et nous illustrons comment celles-ci influencent le processus de gestion. Nous décrivons ensuite comment ces classes d'incertitude affectent les règles optimales de contrôle de l'exploitation. Nous synthétisons les résultats des travaux économiques en définissant les hypothèses structurelles qui affectent les HCRs en fonction des différentes classes d'incertitudes. Nous identifions des classes communes d'HCR et l'approche de précaution qui résulte de la stratégie d'exploitation. Enfin, nous discutons des possibilités de développer une gestion adaptative intégrant un ensemble d'hypothèses structurelles par l'extension du processus de décision de Markov et des solutions rétroactives à des modèles complexes.

**Mots-clés** — *Modélisation bioéconomique ; Incertitude ; Gestion des pêches ; Exploitation optimale des ressources ; Règle de gestion de l'exploitation ; Gestion adaptative ; Programmation stochastique dynamique.*

**Abstract** — Uncertainty is pervasive in fisheries management. Bioeconomists have undertaken long-standing effort to derive economically optimal management rules under uncertainty and provide explicitly optimal feedback solutions. Based on this body of work, we seek to determine the respective roles of different kinds of uncertainty in the definition of harvest control rules (HCRs). The performances of harvest policies which dictate how Total Allowable Catches (TACs) are determined as a function of the state of the resource are sensitive to uncertainty. We discuss six sources of uncertainties and illustrate how these influence the management process. We then describe how those classes of uncertainty affect optimal harvest control rules. We summarise the conclusions of economists based on structural assumptions affecting objective functions under different classes of uncertainties. We identify common classes of HCRs and the resulting precaution approach of the harvest strategy. Finally, we discuss the opportunities to develop fully adaptive management integrating several structural assumptions through the extension of Markov decision process and feedback solutions to complex models.

**Keywords** — *Bioeconomic modeling; Uncertainty; Fisheries management; Optimal resource management ; Harvest control rules; Adaptive management ; Stochastic dynamic programming.*

## 2.1 Introduction

Despite the fact that many fisheries are highly regulated, overexploitation of fish stocks is still a problem worldwide and rebuilding fishery is central in scientific debates (Ricard et al. 2009; Worm et al. 2009; Costello et al. 2016; Froese et al. 2018). The failure of some fishery management has been linked to the inherent characteristics of fish stocks and the influence of the global market-driven by growing demand for fishery products (Seijo et al. 1998; Cochrane 2000; Caddy & Seijo 2005; Sethi et al., 2010, Collette et al. 2011; Longo & Clark 2012; Pons et al. 2017). Management difficulties have been also attributed to the ignorance of uncertainties that characterise fishery systems and to a lack of caution in management. Risks<sup>1</sup> associated with uncertainties and multiple objectives strongly impact fisheries management (Francis & Shotton 1997, Cochrane 2000; Hilborn 2007; Sethi 2010). Many fisheries have experienced overfishing<sup>2</sup> as a result of risky and short sighted exploitation where management decision is systematically postponed (Clark 1973; Garcia 1996; Hilborn et al. 2001, Grafton 2007; Clark 2010).

The concept of the precautionary approach has been widely used among nations and fishery agencies (e.g. in Regional Fishery Management Organisations, RFMOs, de Bruyn et al. 2013) to account explicitly for uncertainties in decision making (FAO 1996; Garcia 1996). Precautionary principles are the basis to ensure that the lack of full scientific knowledge (i.e. certainty) should not be an incentive to postpone effective measure to prevent unsustainable exploitation (UN, 1993). Besides, they have been translated into the adoption of management reference points to avoid risks. Limit and target reference points have been adopted and management decision should ensure that the risk of exceeding limit reference points is very low and that target reference points should be respected on average (FAO 1996). The biomass ( $B_{MSY}$ ) that can produce the maximum sustainable yield (MSY) constitutes the central

---

<sup>1</sup> Risk entails the ideas of uncertainty and loss, the Food and Agriculture Organisation (FAO) refers to average forecasted loss (FAO 1996). Uncertainty refers to the incompleteness of knowledge about the state or processes (past, present, and future) of nature (FAO 1996). Thus, it is agreed that it is a lack of knowledge that causes risk (Francis & Shotton 1997). This definition departs from the distinction introduced by Knight (1921) which consider risk as a situation where we do not know the outcome of a given situation, but can accurately measure the odds while uncertainty applies to situations where we cannot know all the information we need in order to set accurate odds.

<sup>2</sup> Biological and economic overfishing (Murawski 2000 defines overfishing in the context of Ecosystem-Based Fisheries Management).

reference point for fisheries in international agreements and instruments (UN 1982; UN 1995; FAO 1995). Alongside the implementation of precautionary principles, the Ecosystem-Based Fisheries Management approach (EBFM, FAO 2003; Garcia et al. 2003; Pikitch et al. 2004) has promoted the development of complex models integrating all features of the social-ecological system encompassing the fishery. Such Integrated Ecological–Economic Fisheries Models (IEEFMs or simply bioeconomic models) have been increasingly used in the support of fisheries management with the aim to account for complex feedback effects between fishing activities and ecosystem dynamics (for a review see Lehuta et al. 2016 and Nielsen et al. 2018). However, the increasing complexities of IEEFMs reduce confidence in forecasting and the ability to better understand the way in which uncertainty is propagated (Garcia & Charles 2007; Schrank & Pontecorvo 2007; Rochet and Rice 2009; Kraak et al. 2010; Planque 2015). In face of such difficulties, Harvest Control Rules (HCRs) have been promoted to enhance transparency and to consider explicitly the ecological, economic and social goals (Cochrane 2000; Hilborn 2007). HCRs provide a simple scientific based management strategy which depends on available data, knowledge and management objectives (Punt 2010). The main contribution of the implementation of HCRs is the integration of the scientific advice into the political realm through the direct proposition of management strategy to decision makers (Kvamsdal 2016). However, the construction of HCRs is mainly based on empirical work and may fail to take into account key uncertainties of the fishery system (Deroba & Bence 2008; Liu et al. 2016). The bioeconomics literature on renewable resource and fishery management models describes several classes of uncertainty and provides explicitly optimal feedback solutions. The framework considers a social planner seeking to maximise the net present value of the fishery. Instead of relying only on simulation methods to evaluate the performance of control rules, HCRs derived from such bioeconomic models can provide guidelines on how setting harvest limits when uncertainty is considered.

The objective of this article is to stress the respective roles of different kinds of uncertainty in the definition of harvest control rules. What uncertainties matter when defining control rules? We base our review on the long-standing effort to derive economically optimal management rules under uncertainty. First, we describe the role of bioeconomic modeling approach and feedback solutions in fishery management under different sources of uncertainty arising throughout the management process. Then, we identify common classes of HCRs and the resulting precaution approach of the harvest strategy under the source of uncertainties previously identified. Finally, we discuss the opportunities to develop fully

adaptive management integrating several structural assumptions through the extension of Markov decision process and feedback solutions to complex models.

## 2.2 Fishery management and uncertainties

### 2.2.1 Adaptive management, HCRs and MSE

Modern fishery management promotes adaptive management (Walters 1986) as the new standard framework to address decision problems under uncertainty. Adaptive management is an approach for simultaneously managing and learning about the resource which imply learning-by-doing and upgrade management policies with new observations (Williams & Brown 2016). Searching for optimal harvest policy corresponds to an attempt to apply adaptive management to fishery management. Clark and Munro's (1975) seminal work was the first attempt to develop feedback solution to fishery management. They defined the optimal harvest rate as a function of the resource level. Bioeconomic feedback solutions have inspired the development of HCRs (Kvamsdal et al. 2016) in response to the need for less complex decision framework integrating the precautionary approach (Kvamsdal et al. 2016). HCRs consist in a predefined series of actions (e.g. total allowable catch limits, TACs) determined as a response of the observation of the state of the fishery (e.g. biological information such as biomass level, Figure 2.1). However, HCRs are usually not derived from formal IEEFMs optimisation models, but are commonly simple rules based on expert opinion. The latter point implies that although HCRs may include several precautionary elements, it does not constitute a standalone method to fully account for uncertainties.

Management Strategy Evaluation (MSE) has been proposed as a leading method for coupling both IEEFMs and HCRs. It consists of associating monospecific population model (e.g. Virtual Population Analysis VPA<sup>3</sup>), a decision model (HCR) and an "operating model" (IEEFM) accounting for alternative modeling hypothesis. MSEs are used to evaluate the extent to which HCRs achieve their goals (e.g. reaching  $B_{target}$ ). Given the uncertainty

---

<sup>3</sup> e.g. statistical VPA used in the International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT), Porch (2003).

integrated into the operating model, MSEs are used to quantify the risk throughout the decision process from observations and assessment models to implementation (Butterworth 2007; Punt et al. 2010). Therefore MSE based on simulation modeling has increasingly been used to evaluate the impact of the main recognised sources of uncertainty in fishery systems (e.g. in the Commission for the Conservation of Southern Bluefin Tuna, Kurota et al. 2010, for a review see Punt et al. 2016). The objective is to find HCRs that are robust to uncertainties and to provide managers with a set of management options that encompass the precautionary approach.

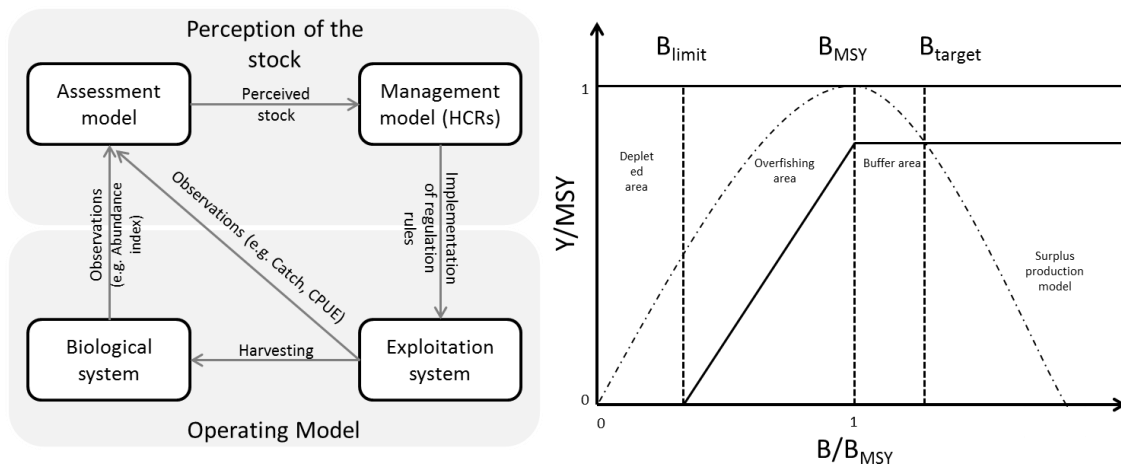


Figure 2.1: Conceptual framework of Management strategy evaluation (MSE) (adapted from Kell et al. 2007) and an example of a precautionary constant catch harvest control rule incorporating biomass target ( $B_{target} > B_{MSY}$ ), buffer area and limit (adapted from Froese et al. 2010) with a hypothetical equilibrium yield ( $Y$ ) from a surplus production model.

HCRs and MSEs found their essence in ‘top-down’ management scheme where a central regulatory body is in charge of the management and the evaluation of the resource. A typical decision-making structure (Figure 2.2) is composed of a scientific assessment group giving management advice to managers and to an advisory committee (including resource users) which in turn inform a political authority in charge of the final management decision. Each country or RFMO has its own institutional chain from scientific fisheries research to political and enforcement decisions (e.g. the Common Fisheries Policy in the European Union, Daw & Gray 2005 or in RFMOs, Lodge et al. 2007). In any case, the central institution typically sets the total allowable catch (TAC) and further inputs restrictions (e.g. seasonal, size catch limit) and specifies the enforcement procedures.

Large uncertainties related to resource, economic and social states are common in fishery management and lead to high transaction costs<sup>4</sup>. Williamson (1985) argued that institutions are established to minimise transaction costs. In such complex systems, the hierarchical and centralised structures of fishery institution have emerged from the high level of uncertainty surrounding fishery systems (Abdullah 1998; Nielsen 2003). However, the conjunction of centralised institution, high uncertainty levels and complexities in models used for management have narrowed confidence and legitimacy of fishery management institutions (Daw and Gray 2005; Hauge et al. 2007; Kraak et al. 2010; Dankel et al. 2012). The loss in legitimacy is, in turn, increasing substantially transaction costs related to monitoring and enforcement of regulated fishing activities (Abdullah 1998; Nielsen 2003). Thus, reducing uncertainty surrounding scientific advice should concomitantly decrease management costs. HCRs can facilitate a fisheries governance system where regulators and fishers work together to decide on overall harvest strategy based on predefined HCRs (Kvamsdal et al. 2016). HCRs by integrating management rules (e.g. TAC) in the realm of scientific advice reduce uncertainty with regard to handling and communication of uncertainty (Rosenberg 2007; Kraak et al. 2010; Dankel et al. 2012).

Nevertheless, HCRs leave aside key political issues such as the allocation of fishing rights imposing high transaction costs. They are mainly distributed on the basis of historical catches (in RFMOs, Cox 2009; Bailey et al. 2013) rather than economic rationality (Marszalec 2017). Rights-based management such as Individual Transferable Quotas (ITQs), or fishing communities (i.e. Producers Organisations) and collective quotas (with or without ITQs) is a complementary solution to provide fishers with good incentives for compliance and efficient allocation regulated through market (Hilborn 2004; Grafton et al. 2006; Beddington et al. 2007; Grafton 2008). ITQs, co-management and collective actions have been introduced as the solution for improving fisheries management (Beddington et al. 2007; Costello et al. 2008; Berkes 2009; Gutiérrez et al. 2011; Deacon 2012). However, theoretical works and empirical evidences have demonstrated that right based management does not constitute a panacea (Clark 2010; Thébaud et al. 2012; Melnychuk et al. 2012). Co-management by delegating

---

<sup>4</sup> Management transaction costs within fisheries can be classified into three categories including in the fishery management cycle (Abdullah et al. 1998, Figure 2.3): information costs related to the resource assessment, decision-making costs related to the policy making and operational costs included monitoring, control and enforcement costs (or implementation costs).

some management tasks to user-organisations can substantially reduce transactions costs by decreasing monitoring and control of activity (Van Hoof 2009). Furthermore, co-management can increase the legitimacy of regulations and social norms (Jentoft 1998; Nielsen 2003).

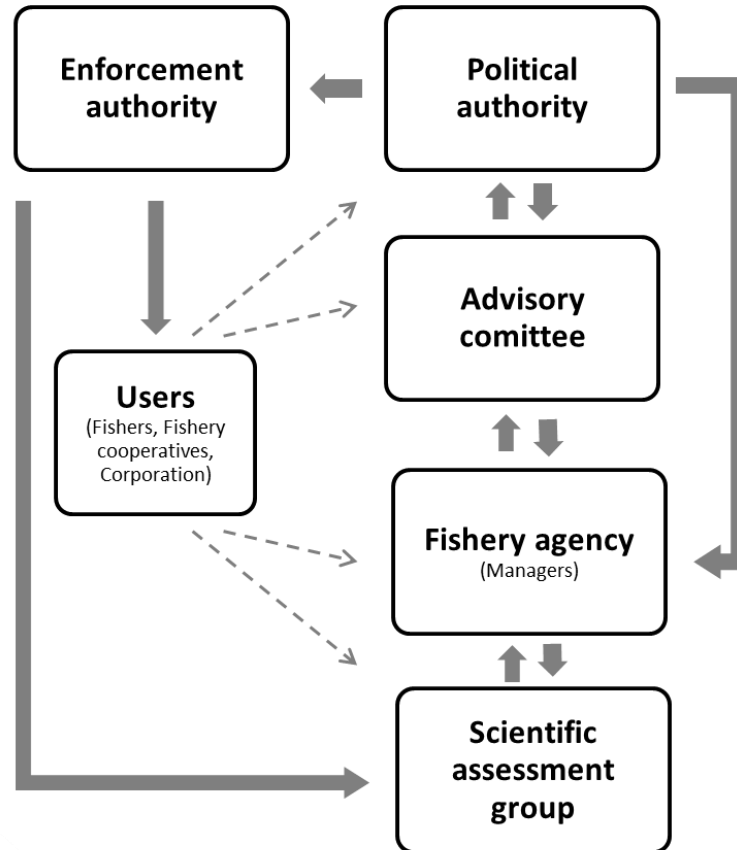


Figure 2.2: Conceptual decision-making structure in fisheries management (adapted from Cochrane 2000).

### 2.3 Uncertainty in fishery management

Large uncertainty is common in most fisheries management activities. To embrace uncertainties, fishery management can be viewed as an adaptive management cycle (Figure 2.3, Walters 1986; Fulton et al. 2011) where a central fishery agency collects information supporting decisions on regulations over annual or longer periods. Uncertainty emerges at each step of the management cycle and can act to undermine effective fishery management (Fulton et al. 2011). Previous surveys classified uncertainties related to the resource dynamics, assessment and management procedure and propose best practices to address those uncertainties (Hilborn & Peterman 1996; Charles 1998; Regan et al. 2002; Harwood & Stocks



2003; Peterman 2004; Hill et al. 2007; Fulton et al. 2011; Link et al. 2012; Fromentin et al. 2014). Six sources of uncertainties (sometimes called errors) have been identified: uncertainties associated with environment conditions, observations, socio-economic conditions, decisions, behaviours, model and parameters (adapted from Hilborn & Peterman 1996, Figure 2.3).

### 2.3.1 Environmental conditions uncertainty

A major source of uncertainty in fishery systems stems from the inherent unpredictability of the resource and ecosystem dynamics (Glaser et al. 2014; Planque 2015). In his seminal work on ecosystem resilience, Holling (1973) reported that complex interactions (feedback mechanisms), stochastic and non-linear processes are part of the restricting features of numerical modeling used for predictions. Without the will to be exhaustive, environmental uncertainties encompass all spatio-temporal variations in species and community abundance, distribution and interactions, changes in life traits, periodic variability of environmental conditions or shifts in productivity regimes (Link et al. 2012). For example, a typical concern in fishery management is the definition of the stock recruitment relationship which is highly dependent on environmental conditions and subject to random fluctuations (e.g. Fromentin et al. 2014).

### 2.3.2 Observational uncertainty

Uncertainty in observations arises from imperfect methods of observation and from sampling errors<sup>5</sup>. Such observation uncertainty leads to parameter estimation (or inference) errors (e.g. imprecision, mis-specified parameter distributions and biased parameter estimates) and structural errors (e.g. mis-specified migratory pattern and stock composition). For example, the lack of fisheries-independent indices is a common situation for highly migratory species (abundance indices relied mainly on catch per unit effort, CPUE, Maunder & Punt 2004; Lynch et al. 2012). The logistical challenges of data collection in such fishery are huge.

---

<sup>5</sup> Sampling error can be defined as the statistical differences between a sample of individuals and the population.

Several sampling methods are available such as tagging, larval and acoustic surveys which can provide abundance indices, but they are constrained by high costs resulting in restricted spatial coverage (Leroy et al. 2015). However, new methods take advantage of specific behavior of tuna species, aerial surveys of tuna school counts and acoustic tagging surveys associated with fish aggregating devices (FADs) are getting close to be a reliable solution to overcome this issue (e.g. Bauer et al. 2015; Capello et al. 2016). Mis-reporting of catch which is related to illegal, unreported and unregulated (IUU) fishing is also a challenge for the management of highly migratory species (e.g. Fromentin et al. 2014).

### 2.3.3 Model and parameter uncertainty

Model and parameter uncertainties are the upshot of an incomplete, and potentially misleading, representation of system dynamics (Hill 2007). Models are only abstractions and there still is uncertainty about whether a given model structure (also called structural uncertainty) is an appropriate representation of the system being studied. Alternative model structures result in multiple model formulations that can achieve the same level of fit to data (Lehuta et al. 2016). Model uncertainty can have a large impact on achieving management objectives (Punt 2008). For example, even with the advent of the EBFM, most of the models used in stock assessment are based on monospecific population dynamics, ignoring important ecological interdependencies. Furthermore, assessment models such as Virtual Population Analysis (VPA) are very sensitive to several assumptions about key biological dynamics such as the natural mortality and assume that catch are perfectly known (Jiao et al. 2012).

### 2.3.4 Economic, political and social uncertainty

Uncertainty in economic, political and social conditions results from market fluctuations which affect species price, as well as the fixed and variable costs of fishing effort. Such variations affect expected profits and consequently the short-term dynamic behavior of fishing fleets (Salas & Gaertner 2004). Consequently, the magnitude of catches might vary in the short-term, affecting the population abundance. For example, in case of substitutable resources on global market such as tuna species, changes in both local and international political conditions and decisions (e.g. TAC in RFMOs) may also constitute a source of

uncertainty by altering prices and therefore economic incentives (Sun et al. 2015; Guillotreau et al. 2017; Sun et al. 2017).

### 2.3.5 Decisional uncertainty

Uncertainty in decision, changes in management objectives (resulting from an unpredictable behaviour of the political authority) and the existence of multiple and conflicting objectives constitute another important source of uncertainty (Anderson 1984; Hilborn 2007). Political, social and economic pressures can alter management decisions and lead to ignoring scientific advice under the argument that the latter contains uncertainty (Rosenberg 2003; Delaney et al. 2007; Rosenberg 2007; Fromentin et al. 2014). For example quota reductions may not be enforced (e.g. Fromentin et al. 2014; Piet et al. 2010; Villasante et al. 2010; O’Leary et al. 2011). In international shared fisheries<sup>6</sup>, strategic interactions play also a crucial role in the determination of common management leading to cooperation between states through international arrangements and institutions (e.g. RFMOs). Compared to domestic fisheries<sup>7</sup>, international fisheries are subject to management difficulties mainly because of a lack of cooperation between states (Munro 2004; McWhinnie 2009; Teh & Sumaila 2015).

### 2.3.6 Behavioural uncertainty

Uncertainty in the behaviour of resource users is the consequence of complex interactions between economic and social drivers which can lead fishers to act as free-riders and undermine the intent of management actions (Fulton et al. 2011). Behaviour of fishers concerning their spatio-temporal allocation of fishing effort to different métiers<sup>8</sup>, and the reliability of catch and effort data reported, can change in an unexpected way as a response of management regulations (Salas & Gaertner 2004; Vermard et al. 2012). Uncertainty in fishers’ behaviour results from the mis-alignment between managers and users objectives (Grafton et al. 2006). Divergence of management intentions and response of resource users

---

<sup>6</sup> Shared fisheries refer to transboundary, straddling and highly migratory stocks (Munro et al. 2004).

<sup>7</sup> Fisheries contained within one exclusive economic zone (EEZ).

<sup>8</sup> Métier means a combination of gear, target or group of species.

often lead to complex management regulations based on an accumulation of input controls (i.e. control of fishing effort, qualified of ‘band-aids’ approach, Hilborn et al. 2004). Uncertainty in the behavior of resource users could be also the consequence of a lack of control or an inadequate enforcement policy (Fulton et al. 2011). For example, IUU fishing can emerge because of a lack of control or and inadequate policy can be designed if there is not a direct link between the management lever (e.g. effort), the targeted indicator (e.g. catch) and the political objective (e.g. constrained levels of fishing mortality, Fulton et al. 2011).

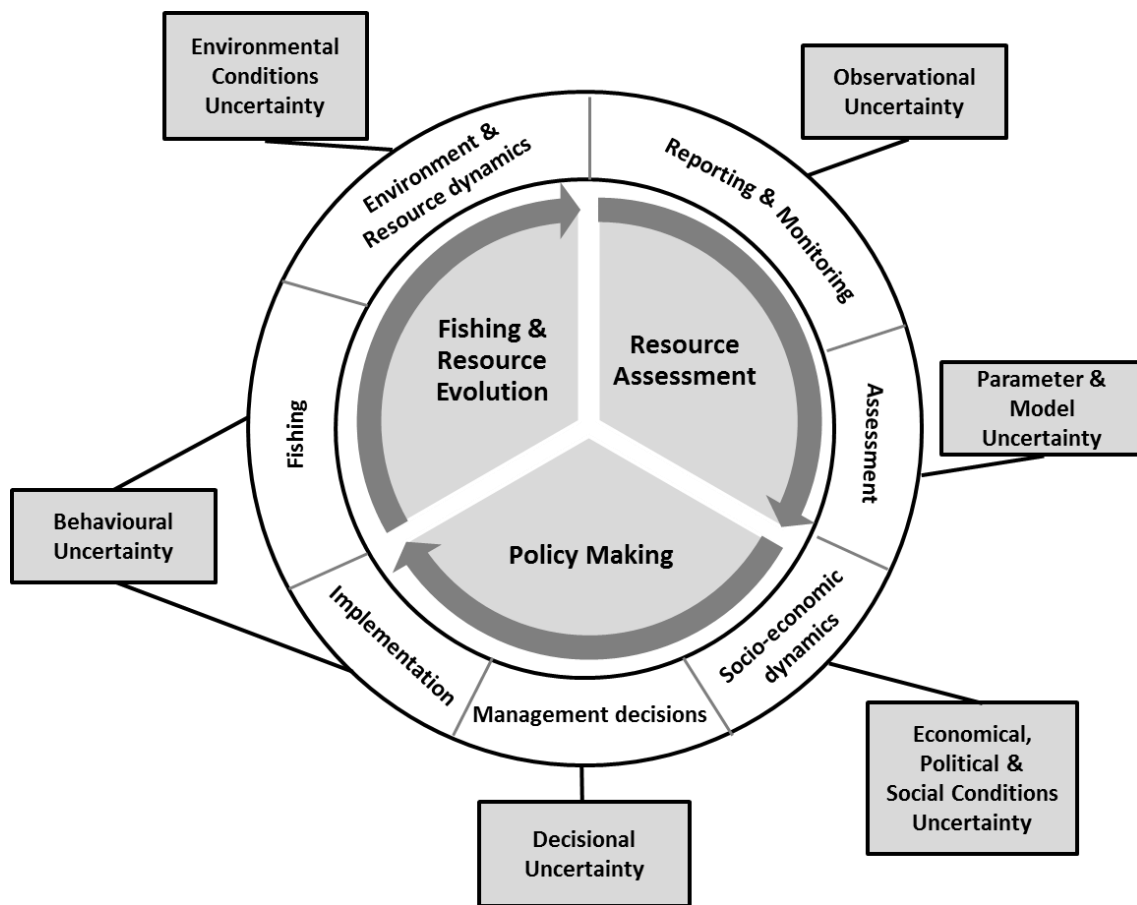


Figure 2.3: Schematic diagram of the rule-based adaptive management cycle and sources of uncertainties that can undermine fisheries management (adapted from Fulton et al 2011).

## 2.4 Effect of uncertainties on optimal fishery management: Does precautionary management prevail in face of uncertainties?

### 2.4.1 Optimal fishery management problem

Uncertainty is a central concern in fishery management. Complex simulation frameworks have been developed to assess the robustness of HCRs on different kinds of uncertainty. However, this approach does not allow deriving formal management rules. Feedback solutions through the application of optimal control theory extensively used in fishery economics studies have the ability to translate biological or ecological indicators (e.g. stock) into harvest advice. The so-called ‘bang-bang’ or ‘constant-escapement’ management policy finds its origin in the seminal work on feedback solutions proposed by Clark & Munro (1975) in which the present value of the economic rent of the resource is maximised by bringing the stock to an optimal level as quickly as possible. The optimal escapement<sup>9</sup> level resulting from the well-known golden rule of capital accumulation is defined at the point where the internal rate of return of the stock is equal to the social rate of discount (Clark & Munro 1975). Nevertheless, to achieve an efficient bang-bang control, management's policy mechanisms must respond promptly and accurately, especially in presence of uncertainties (Roughgarden & Smith 1996). Before discussing the impact of uncertainty on the optimal policy, let's introduce the modeling framework of a management problem with a single decision maker.

A typical discrete<sup>10</sup> optimal dynamic management problem is defined as a social planner, a hypothetical fishery manager who could be a corporation, a cooperative, a government agency, or a regulatory body, someone who owns the rights to the exploitation of the fish stock and who seeks to maximise the expected net present value of the resource stock<sup>11</sup>. The manager decides in each period the level of a control variable (e.g. TAC) to adjust the state variable (e.g. stock of fish). This decision is based on the current period value function (e.g. profits from fishing) and future values which are down-weighted over time using a

---

<sup>9</sup> Escapement level refers to the stock level after harvesting.

<sup>10</sup> We only illustrate the discrete case which is sufficient to illustrate the principles involved.

<sup>11</sup> We only focus our review on models grounded in subjective expected utility theory (SEU, see Shaw & Woodward 2008).

discount factor. The state transition function depends on the current state and control variables which ensure the Markov property<sup>12</sup>. The manager's problem can be set as:

$$\max_{\{y_t\}} E[\sum_{t=0}^{\infty} \delta^t \pi(x_t, y_t, \varepsilon_t^\pi, \theta_t^\pi)] \quad \text{Eq. 2.1}$$

Subject to:

$$x_{t+1} = f(x_t, y_t, \varepsilon_t^f, \theta_t^f)$$

Where  $\pi(x_t, y_t, \varepsilon_t^\pi, \theta_t^\pi)$  is the objective function (value function) and  $f(x_t, y_t, \varepsilon_t^f, \theta_t^f)$  the state transition function from period  $t$  to  $t+1$ . Each function depends on a set of variables, the state variable  $x_t$  (i.e. the stock) and control variable  $y_t$  (i.e. the yield). The vectors of stochastic terms  $\varepsilon_t = (\varepsilon_t^\pi, \varepsilon_t^f)$  applied on the objective function (e.g. stochastic prices) or the transition function (e.g. stochastic shocks to the resource stock), vectors of parameters  $\theta_t = (\theta_t^\pi, \theta_t^f)$  relating to the state transition and objective functions. Finally,  $\delta$  represents the discount factor.

Those kinds of Markov decision process (Puterman 2004) are generally solved using stochastic dynamic programming techniques (Marescot et al. 2013). As highlighted in Deroba & Bence (2008), stochastic dynamic programming is an efficient method for defining an HCR which best meets the specified objective over a long term period. HCRs can be derived both analytically and numerically, but because of their complexities most fishery applications are numerical (e.g. in a deterministic framework Sandal & Steinsman 1997; Grafton et al. 2000; Arnason et al. 2004). The computational cost of such technique is high in face of the so called issue of ‘‘the curse of dimensionality’’ arising from searching over a wide range of policy strategies (Marescot et al. 2013). Trade-offs between biological, economic realism and model complexity and data availability have limited most fisheries applications to surplus production model. However recent studies have tackled the resolution of optimal strategy in more complex settings such as the age-structured model (e.g. Tahvonen et al. 2017). This field of studies departs from simulation-based evaluation of HCRs which consider complex modeling approach evaluating the trade-offs between several indicators (e.g. studies involving MSEs).

Since the seminal work of Reed (1979), the economic literature has undertaken to study the effect of different classes of abstracted uncertainty related to the previous classification on

---

<sup>12</sup> The Markov property involves that the conditional probability of future states of the process depends only upon the present state.

optimal resource management policy. In the following section, we will discuss the relative impacts of different classes of uncertainty on the optimal policy related to the dynamic management which has been exposed. However, as pointed out by Holland & Herrera (2009) findings and resulting recommendations from bioeconomic models relying on optimal control theory (which found their basis in the Bellman's principle of optimality, Bellman 1957) are ambiguous or conflicting in many cases. Model (structural) uncertainty relating to biological or economic assumptions has been found to qualitatively and quantitatively affect the optimal policy.

To extract consistent and salient features of optimal policy we disregard in this section the literature using complex model integrating age structuration (e.g. Tahvonen et al. 2017), spatial processes (e.g. Costello & Polasky 2008), multispecies interactions (e.g. Poudel & Sandal 2015) or comparison of different regulation tools (fee versus quotas, e.g. Weitzman 2002). We focus our analysis on risk neutral profit maximisation objective<sup>13</sup>.

### 2.4.2 Uncertainty and precautionary management

#### 2.4.2.1 Qualitative optimal policy

McGough et al. (2009) provided a useful analytical solution of a general stochastic fishery model reviewing the effects of uncertainties on optimal policy. They concluded that the constant escapement policy is optimal under the following specific structural assumptions: i) stochastic shocks affecting the stock (growth) are independently and identically distributed (i.i.d.), ii) demand is perfectly elastic, iii) the objective implies risk neutrality and iv) marginal harvest costs are independent of the quantity harvested (i.e. Schaefer's production function). Relaxing one of these conditions should imply that the constant escapement policy is not optimal. They demonstrated that the functional assumption (linear or non-linear in state variable, harvest) made on the objective function (profit function) alters the optimality of the constant escapement policy. When profit exhibits a non-linear dependence on harvest, the optimal policy switches to toward a biomass-based rule smoothing harvest in order to

---

<sup>13</sup> Or yield maximisation which is equivalent to the profit maximisation objective when profit is a linear function of harvest. Furthermore, we focus on risk neutral framework and we leave the consideration about risk aversion utility function to integrate precautionary principles (Gollier et al. 2000, Chevé & Congar 2003).

decrease the magnitude of the price reduction (downward sloping demand) or decrease the magnitude of the cost augmentation (Cobb Douglas' type production function). Otherwise, considering a white noise (i.i.d. shocks on growth) does not affect qualitatively the optimal policy, but they showed that allowing correlated environmental shocks affecting the growth of the resource modifies the optimal policy. The size of the remaining resource stock is reduced to the extent of the magnitude of the environmental shock which provides useful information to predict future growth of the resource.

The constant escapement control rule is a specific policy. Catch and fishing mortality<sup>14</sup> can also be used to define HCRs. The constant escapement rule involves taking all biomass over some specified target level. The constant catch rule consists to harvest the same biomass each year (or period) and leads to high fishing mortality when the biomass is at low level<sup>15</sup>, while the constant fishing mortality maintains the same fishing mortality regardless of stock abundance (Figure 2.4). From that basic HCRs, different variants have been implemented, adding more flexibility related to the biomass level, to address the different weaknesses, such as depensatory mortality effects which can cause resource collapse.

We take advantage of the review of harvest policies produced by Deroba & Bence (2008) to classify optimal HCRs found in the literature in 5 classes corresponding to common control rules: i) constant escapement, ii) constant catch, iii) constant fishing mortality, iv) biomass-based catch and v) biomass-based fishing mortality (Figure 2.4) which could be assigned to shock-based policy described in the theoretical result of McGough et al. (2009). In their review, Deroba & Bence (2008) referred mainly on simulation-based studies which analyse the performance of common HCRs relative to different objective functions<sup>16</sup>. While Deroba & Bence (2008) include complex modeling framework, the general qualitative findings of McGough et al. (2009) are in line with their observations (see supplementary materials Appendix 2.1). However, the integration of the state (observation) uncertainty about the size of resource seems to alter the optimality of the constant escapement policy and favor a constant fishing mortality policy.

---

<sup>14</sup> Per capita mortality rate.

<sup>15</sup> Constant catch rule is defined as a depensatory policy (i.e. density independent).

<sup>16</sup> We only keep the result based on the profit or yield maximisation objective which can be linked to the decomposition of McGough et al. (2009).



Therefore, based on these criteria, we reviewed the applications of optimal control theory on fishery management to disentangle the qualitative effects of different classes of uncertainty (Table 2. and Figure 2.4). We compare optimal policy based on structural assumptions defined by McGough et al. (2009). Furthermore, we investigate if a greater level of uncertainty leads to a more precautionary<sup>17</sup> policy as it expected under the scientific obligations to precautionary approaches.

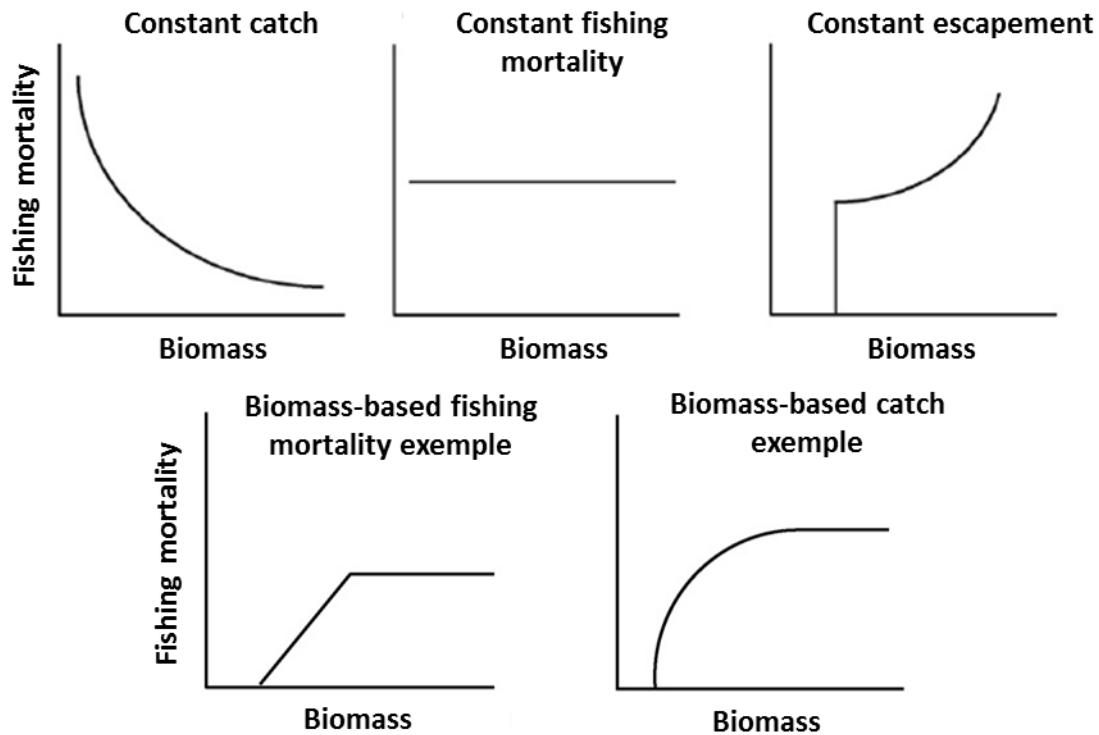


Figure 2.4: Basic control rules and how fishing mortality generally changes with biomass for each type of rules (from Deroba & Bence, 2008).

#### 2.4.2.2 Environmental conditions uncertainty - stochastic growth

##### 2.4.2.2.1 Independent and identically distributed shocks

In surplus production biomass model, random fluctuations affecting the growth of the stock are a stylised representation of the stochasticity observed in the recruitment, productivity or mortality of the stock driven by environmental conditions. Since the seminal work of Reed

---

<sup>17</sup> Precautionary means that uncertainty causes managers to choose less intensive harvest and maintain higher stock.

(1979), several authors have confirmed that introducing stochastic growth (i.e. multiplicative i.i.d shocks in discrete setting or a Wiener process in continuous setting) does not affect the optimality of the constant escapement (CE) policy (Parma 1990; Sethi et al. 2005; Nostbakken 2008; Kapaun & Quass 2013). However, if the objective function does not respect the linearity condition in harvest, the optimal policy is no longer the constant escapement (Pindyck 1984; MacDonald 2002; Kugarajh et al. 2006; Nostbakken 2008; Sarkar 2009; Kapaun & Quass 2013 and Kvamsdal et al. 2016). Under the non-linearity assumption, the optimal HCR varies with the resource size and fits with a biomass-based catch (BBC) type rule defined by Deroba & Bence (2008).

Furthermore, increasing uncertainty surrounding the growth of the resource has a different impact in terms of caution if we consider linear or a non-linear objective function. Nonetheless, quantitative results show only a small absolute difference. Optimal feedback policies do not seem to be strongly affected by stochastic environmental uncertainties. In the linear setting, increasing the uncertainty (variance of the stochastic shocks) leads to an ambiguously more cautious harvest which in turn preserves the resource level to higher level. When profits are non-linear in harvest the resulting cautious of HCR is ambiguous. McDonald et al. (2002), Kugarajh et al. (2006) and Kvamsdal et al. (2016) found that increasing uncertainty has the same effect that increasing the discount rate in the deterministic case especially at low stock level. The resulting optimal HCR is, therefore, less precautionary when uncertainty is high and resource is scarce. However, their logistic growth model which includes a specific depensation response creates an incentive to fish down the resource when the stock falls below the critical depensation level. In such a case, the stock will be unable to recover. When the depensation assumption is relaxed, Sarkar et al. (2009) found that the optimal harvest (HCR) size is a decreasing function of the growth uncertainty. Pindyck (1984) has generalised the condition under which uncertainty leads to more or less cautious harvesting behaviour when stochasticity is included in a non-linear model. Growth fluctuations reduce the value of the stock, and because their variance is an increasing function of the stock level, there is an incentive to reduce the stock level by harvesting faster. Growth fluctuations also increase in average harvesting costs and create an incentive to increase the harvest rate. If we consider a fixed harvest rate, the expected growth rate of the stock declines which in turn reduces the harvest rate. Therefore, Pindyck concludes that the effect of uncertainty on the feedback control rule is undetermined. Kapaun & Quass (2013) came to a similar conclusion in a discrete setting assuming a convex cost function and infinitely elastic

demand. They demonstrated that the optimal HCR could be higher or lower than in the deterministic setting.

A special case of non-linear objective function concerns convex profits. This situation typically involves schooling fisheries which face concave cost functions. When fish presents schooling behaviours, as long as fishermen have the ability to locate the schools, harvest does not depend on the size of the resource stock. This structural assumption yields incentives to fish down the stock at low level, increasing the risk of collapse. Furthermore, this assumption turns the HCR into a pulse-fishing type which induces to harvest a lot above a threshold and then let the stock growth (Maroto & Moran 2008; Maroto et al. 2012). Da Rocha et al. (2014) investigated the effect of growth uncertainty when increasing returns are considered. They confirmed that convex profits conduct to pulse fishing, but increasing growth uncertainty tends to fit with a constant escapement policy.

Overcapacity is widely recognised as a major problem affecting world fisheries. Even in a regulated fishery, overcapacity in fishing fleets in response to (temporarily or cyclical)<sup>18</sup> positive rents is a major impediment to achieving economically productive fisheries (Beddington et al. 2007). In most cases, studies ignore the cost of investing in fishing vessels by considering the capital as perfectly malleable. Introducing costly capital adjustment turns the optimal policy into a biomass-based catch type. When the objective function is linear in harvest, uncertainty in growth leads in most case to a more precautionary harvest of the resource (e.g. Charles and Munroe 1985). However, when stocks are fast growing and capital adjustments are low cost, investment in large fleet which offers the opportunity to take advantage of positive recruitments events (positive shocks), becomes a reliable strategy. This result holds even if we consider the objective function to be non-linear in harvest (Poudel et al. 2015). Costly capital adjustment can also be linked to policy adjustment<sup>19</sup> (e.g. TAC adjustment). When a resource fluctuates randomly, biomass-based or constant escapement HCR increases variability in catch to reflect environmental variation (Deroba & Bence 2008). A trade-off between more or less responsive approaches to environmental variations which

---

<sup>18</sup> Overcapacity can result from several sources such as periodic fluctuation of fish abundance (e.g. Fréon et al. 2008), use of subsidies (e.g. Clark et al. 2004), fluctuation of variable costs (e.g. fuel price) or directly fish price which affect the profitability of the fishery (e.g. Sumaila et al. 2008). The high profitability of the initial phase of a developing fishery is a typical case of overcapitalisation.

<sup>19</sup> Transaction costs associated with revisiting past policy decisions.

can lead to more or less precautionary harvest depends on the linearity assumption of the objective function and the forms of policy costs (Boettiger et al. 2016; Ryan et al. 2017).

### *2.4.2.2.2 Correlated and cyclical variations*

Considering that environmental fluctuations are serially uncorrelated is a strong assumption. Many observations showed that recruitment is serially correlated controlled by environmental variations (e.g. Koster 2005). Furthermore, growth rates of fish stocks have been shown to be non-stationary. Cyclical environmental variations over large range of temporal scales, independently of fishing activity, have been shown to induce fluctuations of fish stock. For example, several studies have shown the influence of large scale climatic variations such as the El Niño Southern Oscillations (e.g. Lehodey et al. 1997) or long term trend in physical factors such as the temperature (e.g. Ravier & Fromentin 2004).

McGough et al. (2009) demonstrated that when environmental fluctuations, either correlated or cyclical, are considered, the optimal policy becomes sensitive to environmental shocks which fit with a biomass-based fishing mortality (BBF) HCR. This result is in line with studies which include correlated or cyclical variations of fish stock growth (e.g. Parma 1990; Walters & Parma 1996; Singh et al. 2006; Ami et al. 2008 and Carson et al. 2009). When fluctuations are cyclical, the optimal HCR follows closely environment cycles with lower escapement when conditions are poor and higher when conditions are good (Parma 1990, Walters & Parma 1996 and Carson et al. 2009). This investment behavior taking advantage of good environmental condition to invest in the resource reinforces recruitment fluctuations. Singh et al. (2006) found close results with a model including simultaneously correlated random stock growth and costly capital adjustment with a non-linear objective function. Under these assumptions, they showed that optimal HCR implies to increase the fleet when environmental conditions are good (positive serial correlation) in anticipation of higher future catch levels and decrease it when conditions are poor.

## Chapitre 2: Fisheries management: what uncertainties matter?

Table 2.1: Optimal HCRs policy and precautionary behaviour compared to the deterministic case based on a review of the available literature (see Appendix 2.2 for references).

Surplus Production Model		Objective function: Maximise Profit			
		Malleable Capital/Policy		Costly Capital/Policy Adjustment	
		Linear objective function in harvest †	Non-linear objective function in harvest ‡	Linear objective function in harvest †	Non-linear objective function in harvest ‡
No uncertainty	-	CE	BBC	BBC	BBC
Parameter uncertainty	Growth uncertainty (i.i.d shocks)	CE	BBC	BBC	BBC
	Growth uncertainty (correlated & cyclical variations)	BBF	BBF	-	BBF
	Growth uncertainty (regime shift - endogeneous)	BBC	BBC	-	-
	Growth uncertainty (regime shift - exogeneous)	CE	-	-	-
	Price uncertainty (i.i.d. shocks)	BBC	-	-	-
	Price uncertainty (correlated variations)	-	BBC	-	-
	Growth uncertainty (correlated variations) * Price uncertainty	CE	BBC	-	-
	Growth uncertainty (regime shift - endogeneous * i.i.d. shocks)	BBC	-	-	-
Observational (State) Uncertainty	Stock size observation Uncertainty	BBC	-	-	-
	Stock size observation * Growth Uncertainty (i.i.d shocks)	BBC	CE	-	-
	Regime shift uncertainty	BBC			

CE : Constant Escapement policy

BBC: Biomass-based catch policy

BBF: Biomass-based fishing mortality policy

† Infinitely elastic demand associated with Schaefer's type production function or yield maximisation.

‡ Downward slopping demand or/and Cobb Douglas' type production function non-linear in harvest.

■ : More precautionary optimal policy

■ : Less precautionary optimal policy

□ : Ambiguous effect or no effect

### 2.4.2.2.3 *Regime shifts*

Complex interaction and dynamic in fishery systems may induce sudden and drastic switch between contrasting stable states (Scheffer et al. 2001, Folke et al. 2004). Exogenous environmental shocks and fishing activity may trigger a regime shift from high to low productive regimes or irreversible collapse of populations (review in Jiao 2009 and Kraberg et al. 2011). Catastrophic shifts such as fishery collapses have been mainly attributed to overfishing as a result of economic factors and mismanagement, but environmental stochasticity associated with compensatory mechanism may also be a cause of fisheries collapse (Mullon et al. 2005).

Regime shifts pose difficult challenges for management (Crépin et al. 2012) which depend whether the dominant factors are exogenously and/or endogenously determined as well as on their severity and irreversibility (catastrophic consequences or shift in productivity). The severity criterion appears to be less significant in the determination of the precautionary approach of the optimal HCR. Therefore, we dissociate studies on the basis of the likelihood of the shift (e.g. change in the stock growth function) is exogenous or a function of management actions (e.g. TACs).

Reed's (1988) seminal work applied a general surplus production model with a linear objective function in harvest and stochastic exogenous and endogenous irreversible regime shift (catastrophic collapse consequences). Uncertain exogenous shift reduces the future value of the resource which gives incentives to harvest the resource in the current period, resulting in a less precautionary HCR. However, endogenously driven shifts result in more precautionary harvest which depends on how the shifting probability increases as resource level decreases (density-dependent effect) compared to the density-independent nature of the hazard rate function (density-independent effect). When the population is able to recover after collapse (reversible shift), the resulting HCR becomes less precautionary because of the reduction of the density-dependent effect.

Polasky et al. (2011) generalised these results, considering two kinds of shifts: catastrophic collapse or change in system dynamics (reduced growth). Their findings confirmed Reed's intuition, when the risk is endogenous, the caution of the resulting HCR depends on the severity of the consequence of the shift which gives more weight to the density-independent effect. If the shift is reversible or implies non-catastrophic consequences, the resulting HCR is

more cautious. On the contrary, when the shift is irreversible and leads to stock collapse, the resulting HCR is ambiguous depending on which of the opposite density-dependent and independent effects dominates. Ren & Polasky (2014) examined the optimal management problem with a general utility function rather than a linear function. They demonstrated that the shape of the utility function considerably affects the optimal HCR which may become more or less precautionary depending on the relative magnitudes of two kinds of effects acting in opposite directions. Concomitantly, a regime shift lowers the future profit from the fishery which reduces the profitability of the investment in the resource. Finally, Baggio & Fackler (2016) extended the previous model by considering stochastic shocks (i.i.d.) and non-catastrophic reversible shifts affecting the growth of the resource. Their numerical analysis confirmed the analytical results from Polasky et al. (2011), emphasising the influence of growth stochasticity on the caution of the optimal HCR. They also showed that the endogenous switching probability changes the optimal policy to a biomass-based catch type with a far more precautionary strategy. In summary, the degree of contrast and resilience (reversibility between states) as well as the volatility of resource fluctuations has important impact on optimal policy.

### 2.4.2.3 Economic, political and social uncertainty - Stochastic price

Uncertainties related to economic conditions have been limited to market fluctuations affecting fish prices (Nostbakken 2006; Kvamsdal et al. 2016). Price uncertainty has been found to play only a minor role in the determination of the optimal HCR. However, the optimal policy is no longer a constant escapement. Kvamsdal et al. (2016) described a smooth harvest policy as a function of stock size and price with a non-linear objective function. Additionally, although price uncertainty has only a minor effect, volatility in price leads to relatively more cautious harvest which buffers the increasing price effect with the scarcity of the resource.

### 2.4.2.4 Observational uncertainty – Uncertain states

Perfect information has been assumed in most studies. However, fishery management relies on indirect observations of fish stocks which are subject to high level of uncertainties. Additionally, assessment methods are imperfect and subject to many biases. Relaxing the perfect observation assumption changes considerably the optimal HCRs and no longer fits

with Markov decision process framework needed to employ standard stochastic dynamic programming method (Fackler & Pacifi 2014).

Clark & Kirkwood (1986) and Sethi et al. (2005) tackled the stock measurement uncertainty problem and showed that the optimal HCR is less conservative than the deterministic solution. Moreover, they found that the optimal policy becomes sensitive to stock size (biomass-based catch policy) when measurement errors are introduced. In the case where multiple uncertainties are confronted, measurement uncertainty has the largest impact on the determination of the optimal HCR. Memarzadeh & Boettiger (2018) argued that these counterintuitive results are supported by means of a simplification which ensures that the transition probability between states is independent of all previous states. They demonstrated through the implementation of a partially observed Markov decision process<sup>1</sup> approach which relaxed the full observability assumption of the system's state that a more conservative policy is optimal.

While state uncertainties concern primarily the size of the resource, in more complex setting such as regime shift dynamics, the current regime may not be directly observed. Using a partially observed Markov decision approach, Baggio & Fackler (2014) showed that policy adjustment depends on the weight of belief in a given regime. Additionally, optimal policy tends to be more or less precautionary depending on the belief state. Past information is determinant in the definition of the optimal policy, thus anticipating future conditions that may also affect the optimal HCR. Costello et al. (2001) investigated the impacts of growth fluctuations shocks (i.i.d.) when a forecast of environmental shocks is available. When new information is available, the optimal escapement is no longer constant but varies with the prediction of shocks and increases substantially the profits.

### 2.4.2.5 Model and parameter uncertainty

Structural uncertainty arises when a system is imperfectly understood and represented (Williams 2011). As we discussed previously, the choice of optimal HCR depends critically on structural assumptions. The selection of an objective function and appropriate uncertainties

---

<sup>1</sup> Extension of Markov decision process in which unobservable state variables are replaced by a belief distribution and are updating with observable variables using Bayes rule (Fackler & Pacifi 2014).



which represent the system determines the type and the precautionary level of the optimal HCR. The central objective in adaptive management is learning, which should occur through the adjustments of decision making allowed by new information (Walters 1986; Williams 2011). Model and parameter uncertainties can be addressed by new modeling frameworks which extend the standard Markov decision process using a Bayesian rule. Unknown parameters or functional forms of the system are replaced by belief distributions updated through time and new collected information (Fackler 2014; Fackler & Pacifi 2014; Williams 2016; LaRiviere et al. 2017). Memarzadeh & Boettiger (2018) are among the first implementations of adaptive management to renewable resource management introducing model, parameter and observation uncertainties. This promising framework should be a serious candidate to compete with simulation-based approaches such as MSE. However, such approaches still need to select relevant structural assumptions and uncertainties as potential candidates to characterise the system.

Along with the development of modeling methods to address adaptive management, a more complex model such as stochastic age-structured model has been studied. Bioeconomic studies surveyed have been criticised for being too simple to sustain management guidelines. Trade-offs between simple and more complex models such as age-structured models are central when we evaluate the costs and benefits of using models for management which in turn reduce ease of learning and communication. However, only few studies have analysed uncertainty effects in age-structured models (Holden & Conrad 2015; Tahvonen et al. 2017). Like in surplus biomass models, they found that the addition of random recruitment fluctuations (i.i.d. shocks) does not affect strongly the optimal HCR.

### 2.4.3 Decisional uncertainty- the case of shared fisheries management

Our review builds on the studies where decision making relied on a unique hypothetical fishery manager who could be a corporation, a cooperative, a government agency, or a regulatory body. However, many fish stocks are not solely distributed within a single exclusive economic zone (EEZ), and may even be extended to the high sea. Thus, the assumption of a single manager or a cooperative organisation is no longer acceptable. Shared fish stocks (Munro et al. 2004, Munro 2007) are a special case which causes particular strategic management problems (McWhinnie 2009). Optimal management studies leave aside the question of how stakeholders' strategic considerations are influenced by uncertainties.

Two kinds of uncertainties arise in social dilemmas<sup>2</sup> such as shared fisheries, social and environmental uncertainty (van Dijk et al. 2004). When we consider a group of stakeholders on which relies a common decision, social uncertainty refers to the individual uncertainty about what their fellow group members will decide. On the other hand, environmental uncertainty relates to the characteristics of the dilemma, i.e. the number of stakeholders involved and uncertainties related to the fishery system. A central question in shared fisheries is, therefore, the following one: would interactions between social and environmental uncertainty lead to more or less precautionary management. The economics of shared fisheries is anchored on game theory as the management of internationally shared fish stocks involves the strategic interaction between several countries. Several approaches have been useful to understand cooperation in such context, but two main strands of game literature applying to shared fisheries can be considered, cooperative and non-cooperative dynamic or coalition games (reviews in Hannesson 2011; Miller et al. 2013; Pintassilgo et al. 2015). Non-cooperative games involve competition between stakeholders in which only self-enforcing agreement (e.g. through retaliation threats) cooperation is possible, while cooperative games, a priori, suppose that cooperative behaviours are enforced through external binding agreements (e.g. International Fisheries Agreements, IFAs). Early game theory studies showed that competitive behaviours lead to the well-known tragedy of the commons (Hardin 1968), while a joint exploitation of resources is equivalent to the optimal management rule under the sole manager hypothesis (Munro 1979). However, only a few studies integrated uncertainty or incomplete information<sup>3</sup> in the analysis of strategic interactions in shared fisheries. Stochastic models<sup>4</sup> provide key information to anticipate how shocks and potential regime shifts in the system may affect the cooperative solution and its stability compared to the sole ownership theoretical case. In various settings included growth (recruitment), migration fluctuations, imperfect monitoring or potential regime shifts, several

---

<sup>2</sup> Social dilemma refers to a situation where a group members experience a conflict between their personal interests and the interests of the group to which they belong.

<sup>3</sup> Imperfect information can concern player actions, e.g. monitoring of harvests (Laukkanen 2003, Tarui et al. 2008) or the state of the system (Laukkanen 2003).

<sup>4</sup> Stochastic models concern growth (recruitment) uncertainty in fish-war game type (Antoniadou et al. 2013, Diekert & Nieminem 2017) or in sequential game (Laukkanen 2003), the migration pattern of fish stock under climate change (McKelvey et al. 2003), potential regime shifts in productivity or collapse which are exogenous (Fesselmeyer & Santugini 2013, Sakamoto 2014, Miller & Nkuiya 2016), or endogenous (Sakamoto 2014, Miller & Nkuiya 2016) in fish-wars game.

works have shown ambiguous results of uncertainty depending on the structural assumptions of the model and the solution framework. Strategic interactions between countries harvesting shared stocks in a context of uncertainty is a fast-growing strand of the game theory literature and requires a specific analysis that we are leaving for further discussions.

## 2.5 Conclusion

We explore several forms of uncertainty in economic optimal fishery management which have only been tackled partially or through the lens of simulation-based approaches in previous surveys (e.g. Deroba & Bence 2008; Holland & Herrera 2009; Liu et al. 2016; LaRiviere et al. 2017). Harvest policies have become a standard framework in fishery management. The definition of a management strategy which is based on the knowledge of the system ensures that the rules for how harvest will vary are foreseeable to all stakeholders. Bioeconomic literature brings important insights to tackle fishery management with HCRs for different forms of uncertainty. This review provides guidelines on which control rules are optimal and if the objective of maximising the economic return of the fishery leads to more or less precautionary outcomes.

The constant escapement policy is rather the exception than the rule. Non-constant economic returns and uncertainty with the exception of independent and identically distributed fluctuations have been shown as the main determinant of the class of optimal policy. Escapement is, therefore, a function of the current stock, and harvests are smoothed over time to balance its effects on prices, harvesting costs and the future stock. Correlated shocks and cyclical variation are a special case which turns the optimal escapement into a function of the current shock. Furthermore, when the system is threatened by a potential regime shift which is triggered independently of manager actions (i.e. exogenous), the constant escapement policy remains optimal.

The common consideration that adding uncertainty should lead to a more precautionary harvest is also questioning. Results are ambiguous depending on the interaction between structural assumptions and type of uncertainty considered. In the case of complex dynamics involving regime shifts, the threat of a potential disastrous shift affects the caution of the resulting optimal policy. When an endogenous shift is present, optimal management involves precautionary actions that reduce the likelihood of regime shift. With a potential shift whose

occurrence is independent to management actions, the severity and irreversibility of the shift determine how cautious the management must be. When the regime shift affects the productivity of the resource but does not cause stock collapse, optimal management is unaffected by potential for regime shift. However, once the shift has occurred, the control rule is adjusted to fit the new productivity. On the contrary, when the shift implies a disastrous collapse, the resulting control rule is less precautionary in order to accumulate profits prior to potential destruction.

We have restrained the candidate models in our review to single species fisheries. Such simple framework already leads to complex optimal policy and ambiguous results. However, bioeconomic feedback solutions have been extended to more complex models involving trophic relationship and population structured in age or stage. Such complex models offer the possibility to evaluate the optimal control rule in the context of ecosystem-based fisheries management and to extend the scope of feedback solution which has only been relevant so far for stylised representation of the fishery system. Along with the increasing complexity of models, the development of Markov decision process to tackle unknown structure or unobserved states through learning process offers the possibility to fully address structural uncertainty into a single framework. This promising development should offer an alternative to management strategy evaluation in the assessment of HCRs for different models and parameter assumptions to fully implement adaptive management.

## Chapitre 2: Fisheries management: what uncertainties matter?

## 2.6 References

- Abdullah, N. M. R., Kuperan, K., & Pomeroy, R. S. (1998). Transaction Costs and Fisheries Co-Management. *Marine Resource Economics*, 13(2), 103-114.
- Ami, D., Hilgert, N., Pardo, S., & Tidball, M. (2008). Is fishing compatible with environmental conservation: a stochastic model with an element of self-protection. *Natural Resource Modeling*, 21(3), 343-365.
- Anderson, L.G. (1984). Uncertainty in the fisheries management process. *Marine Resource Economics*, 1, 77-87.
- Arnason, R., Sandal, L. K., Steinshamn, S. I., & Vestergaard, N. (2004). Optimal Feedback Controls: Comparative Evaluation of the Cod Fisheries in Denmark, Iceland, and Norway. *American Journal of Agricultural Economics*, 86(2), 531-542.
- Baggio, M. (2016). Optimal Fishery Management with Regime Shifts: An Assessment of Harvesting Strategies. *Environmental and Resource Economics*, 64(3), 465-492.
- Baggio, M., & Fackler, P. L. (2016). Optimal management with reversible regime shifts. *Journal of Economic Behaviour & Organization*, 132, 124-136.
- Bailey, M., Ishimura, G., Paisley, R., & Sumaila, R. U. (2013). Moving beyond catch in allocation approaches for internationally shared fish stocks. *Marine Policy*, 40, 124-136.
- Bauer, R., Bonhommeau, S., Brisset, B., & Fromentin, J. M. (2015). Aerial surveys to monitor bluefin tuna abundance and track efficiency of management measures. *Marine Ecology Progress Series*, 534, 221-234.
- Beddington, J. R., Agnew, D. J., & Clark, C. W. (2007). Current Problems in the Management of Marine Fisheries. *Science*, 316(5832), 1713-1716.
- Berkes, F. (2009). Evolution of co-management: Role of knowledge generation, bridging organizations and social learning. *Journal of Environmental Management*, 90(5), 1692-1702.
- Boettiger, C., Bode, M., Sanchirico, J. N., LaRiviere, J., Hastings, A., & Armsworth, P. R. (2016). Optimal management of a stochastically varying population when policy adjustment is costly. *Ecological Applications*, 26(3), 808-817.
- Boyce, J. R. (1995). Optimal capital accumulation in a fishery: A nonlinear irreversible investment model. *Journal of Environmental Economics and Management*, 28(3), 324-339.

- Brooks, E. N., Powers, J. E., Cortés, E. (2010). Analytical reference points forage-structured models: application to data-poor fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 67, 165-175.
- Caddy, J. F., & Seijo, J. C. (2005). This is more difficult than we thought! The responsibility of scientists, managers and stakeholders to mitigate the unsustainability of marine fisheries. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360(1453), 59-75.
- Capello, M., Deneubourg, J. L., Robert, M., Holland, K. N., Schaefer, K. M., & Dagorn, L. (2016). Population assessment of tropical tuna based on their associative behaviour around floating objects. *Scientific Reports*, 6(1).
- Carson, R. T., Granger, C., Jackson, J., & Schlenker, W. (2009). Fisheries Management Under Cyclical Population Dynamics. *Environmental and Resource Economics*, 42(3), 379-410.
- Charles, A. T., & Munro, G. R. (1985). Irreversible Investment and Optimal Fisheries Management: A Stochastic Analysis. *Marine Resource Economics*, 1(3), 247-264.
- Chevé, M., & Congar, R. (2003). La gestion des risques environnementaux en présence d'incertitudes et de controverses scientifiques. *Revue économique*, 54(6), 1335-1352.
- Clark, C. W. (1973). The Economics of Overexploitation. *Science*, 181(4100), 630-634.
- Clark, C. W., Clarke, F. H. & Munro, G. R. (1979). The optimal exploitation of renewable resource stocks: Problems of irreversible investment. *Econometrica*, 47, 25-49.
- Clark, C. W., & Kirkwood, G. P. (1986). On uncertain renewable resource stocks: optimal harvest policies and the value of stock surveys. *Journal of Environmental Economics and Management*, 13(3), 235-244.
- Clark, C. W., & Munro, G. R. (1975). The economics of fishing and modern capital theory: A simplified approach. *Journal of Environmental Economics and Management*, 2(2), 92-106.
- Clark, C. W., Munro, G. R., & Sumaila, U. R. (2005). Subsidies, buybacks, and sustainable fisheries. *Journal of Environmental Economics and Management*, 50(1), 47-58.
- Clark, C. W., Munro, G. R., & Sumaila, U. R. (2010). Limits to the privatization of fishery resources. *Land Economics*, 86(2), 209-218.
- Cochrane, K. L. (2000). Reconciling sustainability, economic efficiency and equity in fisheries: the one that got away? *Fish and fisheries*, 1(1), 3-21.

## Chapitre 2: Fisheries management: what uncertainties matter?

Costello, C., Gaines, S. D., & Lynham, J. (2008). Can Catch Shares Prevent Fisheries Collapse? *Science*, 321(5896), 1678-1681.

Costello, C., Ovando, D., Clavelle, T., Strauss, C. K., Hilborn, R., Melnychuk, M. C., Branch, T. A., Gaines, S. D., Szuwalski, C. S., Cabral, R. B., Rader, D. N. & Leland, A. (2016). Global fishery prospects under contrasting management regimes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(18), 5125-5129.

Costello, C., Polasky, S., & Solow, A. (2001). Renewable resource management with environmental prediction. *Canadian Journal of Economics/Revue Canadienne D`Economie*, 34(1), 196-211

Costello, C., & Polasky, S. (2008). Optimal harvesting of stochastic spatial resources. *Journal of Environmental Economics and Management*, 56(1), 1-18.

Cox, A. (2009). Quota Allocation in International Fisheries. OECD Food, Agriculture and Fisheries Working Papers, 22, 53 pages. OECD Publishing, Paris.

Crépin, A. S., Biggs, R., Polasky, S., Troell, M., & de Zeeuw, A. (2012). Regime shifts and management. *Ecological Economics*, 84, 15-22.

Dankel, D. J., Aps, R., Padda, G., Rockmann, C., van der Sluijs, J. P., Wilson, D. C., & Degnbol, P. (2012). Advice under uncertainty in the marine system. *ICES Journal of Marine Science*, 69(1), 3-7.

Daw, T., & Gray, T. (2005). Fisheries science and sustainability in international policy: a study of failure in the European Union's Common Fisheries Policy. *Marine Policy*, 29(3), 189-197.

Da-Rocha, J.-M., Nøstbakken, L., & Pérez, M. (2014). Pulse Fishing and Stock Uncertainty. *Environmental and Resource Economics*, 59(2), 257-274.

Deacon, R. T. (2012). Fishery management by harvester cooperatives. *Review of Environmental Economics and Policy*, 6(2), 258-277.

de Bruyn, P., Murua, H., & Aranda, M. (2013). The Precautionary approach to fisheries management: How this is taken into account by Tuna regional fisheries management organisations (RFMOs). *Marine Policy*, 38, 397-406.



## Chapitre 2: Fisheries management: what uncertainties matter?

- Delaney, A. E., McLay, H. A., & Van Densen, W. L. (2007). Influences of discourse on decision-making in EU fisheries management: the case of North Sea cod (*Gadus morhua*). *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 64(4), 804-810.
- Deroba, J. J., & Bence, J. R. (2008). A review of harvest policies: Understanding relative performance of control rules. *Fisheries Research*, 94(3), 210-223.
- Diekert, F. K., & Nieminen, E. (2017). International Fisheries Agreements with a Shifting Stock. *Dynamic Games and Applications*, 7(2), 185-211.
- Fackler, P. (2014). Structural and Observational Uncertainty in Environmental and Natural Resource Management. *International Review of Environmental and Resource Economics*, 7(2), 109-139.
- Fackler, P., & Pacifici, K. (2014). Addressing structural and observational uncertainty in resource management. *Journal of Environmental Management*, 133, 27-36.
- FAO (1995). Code of Conduct for responsible fisheries, 49 pages. FAO, Rome.
- FAO (1996). Precautionary approach to capture fisheries and species introductions. Elaborated by the Technical consultation on the precautionary approach to capture fisheries (Including Species Introductions). *FAO Fisheries Technical Papers*, 2, 62 pages. FAO, Rome.
- FAO. (2003). Fisheries management: the ecosystem approach to fisheries. *FAO Fisheries Technical Papers*, 443, 76 pages. FAO, Rome.
- Fesselmeyer, E., & Santugini, M. (2013). Strategic exploitation of a common resource under environmental risk. *Journal of Economic Dynamics and Control*, 37(1), 125-136.
- Folke, C., Carpenter, S., Walker, B., Scheffer, M., Elmqvist, T., Gunderson, L., & Holling, C.S. (2004). Regime shifts, resilience and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 557-581.
- Francis, R. I. C. C., & Shotton, R. (1997). "Risk" in fisheries management: a review. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54(8), 1699-1715.
- Fréon, P., Bouchon, M., Mullon, C., García, C., & Ñiquen, M. (2008). Interdecadal variability of anchoveta abundance and overcapacity of the fishery in Peru. *Progress in Oceanography*, 79(2-4), 401-412.

- Froese, R., Branch, T. A., Proelß, A., Quaas, M., Sainsbury, K., & Zimmermann, C. (2011). Generic harvest control rules for European fisheries: Generic harvest control rules. *Fish and Fisheries*, 12(3), 340-351.
- Froese, R., Winker, H., Coro, G., Demirel, N., Tsikliras, A. C., Dimarchopoulou, D., Scarcella, G., Quaas, M. & Matz-Lück, N. (2018). Status and rebuilding of European fisheries. *Marine Policy*, 93, 159-170.
- Fromentin, J. M., Bonhommeau, S., Arrizabalaga, H., & Kell, L. T. (2014). The spectre of uncertainty in management of exploited fish stocks: The illustrative case of Atlantic bluefin tuna. *Marine Policy*, 47, 8-14.
- Fulton, E. A., Smith, A. D. M., Smith, D. C., & van Putten, I. E. (2011). Human behaviour: the key source of uncertainty in fisheries management: Human behaviour and fisheries management. *Fish and Fisheries*, 12 (1), 2-17.
- Garcia, S. (1996). The precautionary approach to fisheries and its implications for fishery research, technology and management: an updated review. *FAO Fisheries Technical Papers*, 350, .303 pages FAO, Rome.
- Garcia, S., & Charles, A. T. (2007). Fishery systems and linkages: from clockworks to soft watches. *ICES Journal of Marine Sciences*, 64, 580-587.
- Glaser, S. M., Fogarty, M. J., Liu, H., Altman, I., Hsieh, C.-H., Kaufman, L., MacCall, A. D., Rosenberg, A. A., Ye, H., & Sugihara, G. (2014). Complex dynamics may limit prediction in marine fisheries. *Fish and Fisheries*, 15(4), 616-633.
- Gollier, C., Jullien, B., & Treich, N. (2000). Scientific progress and irreversibility: an economic interpretation of the 'Precautionary Principle'. *Journal of Public Economics*, 75(2), 229-253.
- Grafton, R. Q., Arnason, R., Bjørndal, T., Campbell, D., Campbell, H. F., Clark, C. W., Diane, R. C, Hannesson, R., Hilborn, R., Kirkley, J. E., Kompas, T., Lane, D. E., Munro, G. R., Pascoe, S., Squires, D., Steinshamn, S. I., Turriss, B. R., & Weninger, Q. (2006). Incentive-based approaches to sustainable fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63(3), 699-710.
- Grafton, R. Q., Kompas, T., & Hilborn, R. W. (2007). Economics of Overexploitation Revisited. *Science*, 318(5856), 1601-1601.

## Chapitre 2: Fisheries management: what uncertainties matter?

Grafton, R. Q., Sandal, L. K., & Steinshamn, S. I. (2000). How to Improve the Management of Renewable Resources: The Case of Canada's Northern Cod Fishery. *American Journal of Agricultural Economics*, 82(3), 570-580.

Guillotreau, P., Squires, D., Sun, J., & Compeán, G. A. (2017). Local, regional and global markets: what drives the tuna fisheries? *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 27(4), 909-929.

Hannesson, R. (2011). Game Theory and Fisheries. *Annual Review of Resource Economics*, 3(1), 181-202.

Hardin, G. (1968). The tragedy of the commons. *Science*, 162(3859), 1243-1248.

Harwood J., Stokes K. (2003). Coping with uncertainty in ecological advice: lessons from fisheries. *Trends in Ecology and Evolution*, 18, 617-622.

Hauge, K. H., Nielsen, K. N., & Korsbrekke, K. (2007). Limits to transparency—exploring conceptual and operational aspects of the ICES framework for providing precautionary fisheries management advice. *ICES Journal of Marine Science*, 64, 738-743.

Hilborn, R. (2007). Defining success in fisheries and conflicts in objectives. *Marine Policy*, 31(2), 153-158.

Hilborn, R., Maguire, J.-J., Parma, A. M., & Rosenberg, A. A. (2001). The Precautionary Approach and risk management: can they increase the probability of successes in fishery management? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(1), 99-107.

Hilborn, R. & Peterman, R. M. (1996). The development of scientific advice with incomplete information in the context of the precautionary approach. *FAO Technical Papers*, 350(2), 77-101. FAO, Rome.

Hilborn, R., Punt, A. E., & Orensanz, J. (2004). Beyond band-aids in fisheries management: fixing world fisheries. *Bulletin of Marine Science* 74, 493-507.

Holden, M. H., & Conrad, J. M. (2015). Optimal escapement in stage-structured fisheries with environmental stochasticity. *Mathematical biosciences*, 269, 76-85.

Holland, D. S., & Herrera, G. T. E. (2009). Uncertainty in the management of fisheries: contradictory implications and a new approach. *Marine Resource Economics*, 24(3), 289-299.

Holling, C. S. (1973). Resilience and stability in ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4, 1-24.

- Jentoft, S., McCay, B. J., & Wilson, D. C. (1998). Social theory and fisheries co-management. *Marine Policy*, 22(4), 423-436.
- Jiao, Y. (2009). Regime shift in marine ecosystems and implications for fisheries management, a review. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 19(2), 177-191.
- Jiao, Y., Smith, E. P., O'Reilly, R., Orth, D. J. (2012). Modelling non-stationary naturalmortality in catch-at-age models. *ICES Journal of Marine Science*, 69(1), 105-118.
- Kapaun, U., & Quaas, M. F. (2013). Does the Optimal Size of a Fish Stock Increase with Environmental Uncertainties? *Environmental and Resource Economics*, 54(2), 293-310.
- Kaitala, V. (1993). Equilibria in a stochastic resource management game under imperfect information. *European Journal of Operational Research*, 71, 439-453
- Kell, L. T., Mosqueira, I., Grosjean, P., Fromentin, J. M., Garcia, D., Hillary, R., Jardim, E., Mardle, S., Pastoors, M. A., Poos, J. J., Scott, F., Scott, R. D. (2007). FLR: an open-source framework for the evaluation and development of management strategies. *ICES Journal of Marine Science*, 64(4), 640-46.
- Köster, F. W., Möllmann, C., Hinrichsen, H. H., Wieland, K., Tomkiewicz, J., Kraus, G., Voss, R., Makarchouk, A., MacKenzie, B. R., John, M. A., Schnack, D. Rohlf, N., Lindowski, T., & Beyer, J. E. (2005). Baltic cod recruitment—the impact of climate variability on key processes. *ICES Journal of marine science*, 62(7), 1408-1425.
- Kraak, S. B. M., Kelly, C. J., Codling, E. A., & Rogan, E. (2010). On scientists' discomfort in fisheries advisory science: the example of simulation-based fisheries management-strategy evaluations: Scientists' discomfort with fisheries MSE. *Fish and Fisheries*, 11(2), 119-132.
- Kraberg, A. C., Wasmund, N., Vanaverbeke, J., Schiedek, D., Wiltshire, K. H., & Mieszkowska, N. (2011). Regime shifts in the marine environment: The scientific basis and political context. *Marine Pollution Bulletin*, 62(1), 7-20.
- Kugarajh, K., Sandal, L. K., & Berge, G. (2006). Implementing a Stochastic Bioeconomic Model for the North-East Arctic Cod Fishery. *Journal of Bioeconomics*, 8(1), 35-53.
- Kurota, H., Hiramatsu, K., Takahashi, N., Shono, H., Itoh, T. & Tsuji, S. (2010). Developing a management procedure robust to uncertainty for southern bluefin tuna: a somewhat frustrating struggle to bridge the gap between ideals and reality. *Population Ecology* 52, 359-372.

## Chapitre 2: Fisheries management: what uncertainties matter?

Kvamsdal, S. F., Eide, A., Ekerhovd, N. A., Enberg, K., Gudmundsdottir, A., Hoel, A. H., Mills, K. E., Mueter, F. J., Jonsen, L. R., Sandal, L. K., Stiansen, J. E., & Vestergaard, N. (2016). Harvest control rules in modern fisheries management. *Elementa: Science of the Anthropocene*, 4(000114).

Kvamsdal, S. F., Poudel, D., & Sandal, L. K. (2016). Harvesting in a Fishery with Stochastic Growth and a Mean-Reverting Price. *Environmental and Resource Economics*, 63(3), 643-663.

LaRiviere, J., Kling, D., Sanchirico, J. N., Sims, C., & Springborn, M. (2017). The Treatment of Uncertainty and Learning in the Economics of Natural Resource and Environmental Management. *Review of Environmental Economics and Policy*, 12(1), 92-112.

Laukkanen, M. (2003). Cooperative and non-cooperative harvesting in a stochastic sequential fishery. *Journal of Environmental Economics and Management*, 45(2), 454-473.

Lehodey, P., Bertignac, M., Hampton, J., Lewis, A., & Picaut, J. (1997). El Niño Southern Oscillation and tuna in the western Pacific. *Nature*, 389(6652), 715.

Lehuta, S., Girardin, R., Mahévas, S., Travers-Trolet, M., & Vermard, Y. (2016). Reconciling complex system models and fisheries advice: Practical examples and leads. *Aquatic Living Resources*, 29(2), 208.

Leroy B., Nicol S., Lewis A., Hampton J., Kolody D., Caillot S., Hoyle S. (2015). Lessons learned from implementing three, large-scale tuna tagging programmes in the western and central Pacific Ocean. *Fisheries Research*, 163, 23-33.

Link, J. S., Ihde, T. F., Harvey, C. J., Gaichas, S. K., Field, J.C., Brodziak, J. K. T., Townsend, H. M., Peterman, R. M. (2012). Dealing with uncertainty in ecosystem models: The paradox of use for living marine resource management. *Progress in Oceanography*, 102, 102-114.

Liu, O. R., Thomas, L. R., Clemence, M., Fujita, R., Kritzer, J. P., McDonald, G., & Szuwalski, C. (2016). An Evaluation of Harvest Control Methods for Fishery Management. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 24(3), 244-263.

Lodge, M., Anderson, D., Lobach, T., Munro, G., Sainsbury, K., & Willock, A. (2007). Recommended best practices for regional fisheries management organizations. Report of an independent panel to develop a model for improved governance by regional fisheries management organizations, 160 pages. Chatham House, London.

- Longo, S., & Clark, B. (2012). 'The Commodification of Bluefin Tuna: The Historical Transformation of the Mediterranean Fishery'. *Journal of Agrarian Change*, 12(2), 204–26.
- Lynch, P. D., Shertzer, K. W. & Latour, R. J. (2012). Performance of methods used to estimate indices of abundance for highly migratory species. *Fisheries Research*, 125, 27-39.
- Maunder, M. & Punt, A. (2004). Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *Fisheries Research*, 70(2-3), 141-159.
- Marescot, L., Chapron, G., Chadès, I., Fackler, P. L., Duchamp, C., Marboutin, E., & Gimenez, O. (2013). Complex decisions made simple: a primer on stochastic dynamic programming. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(9), 872-884.
- Maroto, J., & Moran, M. (2008) Increasing marginal returns and the danger of collapse of commercially valuable fish stocks. *Ecological Economics*, 68(1–2), 422-428.
- Maroto, J., Moran, M., Sandal, L., & Steinshamn, S. (2012) Potential collapse in fisheries with increasing returns and stock-dependent costs. *Marine Resource Economics*. 27(1), 43-63.
- Marszalec, D. (2018). Auctions for quota: A primer and perspectives for the future. *Fisheries Research*, 203, 84-92.
- McDonald, A. D., Sandal, L. K., & Steinshamn, S. I. (2002). Implications of a nested stochastic/deterministic bio-economic model for a pelagic fishery. *Ecological modelling*, 149(1), 193-201.
- McGough, B., Plantinga, A. J., & Costello, C. (2009). Optimally managing a stochastic renewable resource under general economic conditions. *The B.E. Journal of Economic Analysis & Policy*, 9(1), 1-31.
- McKelvey, R., Miller, K. & Golubtsov, P. (2003). Fish wars revisited: a stochastic incomplete-information harvesting game. In: Wesseler, J., Weikard, H. P. & Weaver R. D., (Eds.). *Risk and Uncertainty in Environmental and Natural Resource Economics*, 93-112. Edward Elgar Publishing, Cheltenham.
- McWhinnie S. F. (2009). The tragedy of the commons in international fisheries: an empirical investigation. *Journal of Environmental Economics and Management*, 57, 312-333.
- Melnychuk, M. C., Essington, T. E., Branch, T. A., Heppell, S. S., Jensen, O. P., Link, J. S., Martell, S. J. D., Parma, A. M., Pope, J. G. & Smith, A. D. M. (2012). Can catch share

fisheries better track management targets? Catch shares to meet management targets? *Fish and Fisheries*, 13(3), 267-290.

Memarzadeh, M., & Boettiger, C. (2018). Adaptive management of ecological systems under partial observability. *Biological Conservation*, 224, 9-15.

Miller, S., & Nkuiya, B. (2016). Coalition formation in fisheries with potential regime shift. *Journal of Environmental Economics and Management*, 79, 189-207.

Miller, K., Munro, G., Sumaila, R. & Cheung, W. (2013). Governing marine fisheries in a changing climate: a gametheoretic perspective. *Canadian Journal of Agricultural Economics*, 62, 309-334

Mullon, C., Fréon, P. & Cury, P. (2005). The dynamics of collapse in world fisheries. *Fish and Fisheries*, 6(2), 111-120.

Munro, G. R. (1979). The optimal management of transboundary renewable resources. *Canadian Journal of Economics*, 12, 355-376.

Munro, G. (2007). Internationally shared fish stocks, the high seas, and property rights in fisheries. *Marine Resource Economics*, 22, 425-443.

Munro, G. R., Van Houtte, A., & Willmann, R. (2004). The conservation and management of shared fish stocks: legal and economic aspects. *FAO Fisheries Technical Paper*, 465, 69 pages. FAO, Rome.

Murawski, S. (2000). Definitions of overfishing from an ecosystem perspective. *ICES Journal of Marine Science*, 57(3), 649-658.

Nielsen, J. R., Thunberg, E., Holland, D. S., Schmidt, J. O., Fulton, E. A., Bastardie, F., Punt, A. E., Allen, I., Bartelings, H., Bertignac, M., Bethke, E., Bossier, S., Buckworth, R., Carpenter, G., Christensen, A., Christensen, W., Da-Rocha, J. M., Deng, R., Dichmount, C., Doering, R., Esteban, A., Fernandes, J. A., Frost, H. S., Garcia, D., Gasche, L., Gascuel, D., Gourget, S., Groeneveld, R. A., Guillén, J., Guyader, O., Hamon, K. H., Hoff, A., Horwoby, J., Hutton, T., Lehuta, S., Little, L. R., Llenort, J., Marcher, C., Mackinson, S., Mahevas, S., Marchal, P., Mato-Amboage, R., Mapstone, B., Maynou, F., Merzéréaud, M., Palacz, A., Pascoe, S., Paulrud, A., Plaganyi, E., Prellezo, R., van Putten, E. I., Quaas, M., Ravn-Johnsen, L., Sanchez, S., Simons, S., Thébaud, O., Tomczak, M. T., Ulrich, C., van Dijk, D., Vermard, Y., Voss, R. & Waldo, S. (2018). Integrated ecological-economic fisheries models-Evaluation, review and challenges for implementation. *Fish and Fisheries*, 19(1), 1-29.

## Chapitre 2: Fisheries management: what uncertainties matter?

- NøStbakken, L. (2008). Stochastic Modelling of the North Sea Herring Fishery Under Alternative Management Regimes. *Marine Resource Economics*, 23(1), 65-86.
- Parma, A. M. (1990). Optimal harvesting of fish populations with non-stationary stock-recruitment relationships. *Natural Resource Modeling*, 4(1), 39-76.
- Peterman, R. (2004). Possible solutions to some challenges facing fisheries scientists and managers. *ICES Journal of Marine Science*, 61(8), 1331-1343.
- Piet, G. J., Van Overzee, H. M. J., & Pastoors, M. A. (2010). The necessity for response indicators in fisheries management. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 67(3), 559-566.
- Pikitch, E., Santora, C., Babcock, E. A., Bakun, A., Bonfil, R., Conover, D. O., Dayton, P., Doukakis, P., Fluharty, D., Heneman, B., Houde, E. D., Link, J., Livingston, P. A., Mangel, M., McAllister, M. K., Pope, J., Sainsbury, K. J. (2004). Ecosystem-based fishery management. *Science*, 305(5682), 346-347.
- Pindyck, R. S. (1984). Uncertainty in the Theory of Renewable Resource Markets. *The Review of Economic Studies*, 51(2), 289.
- Pintassilgo, P., Kronbak, L. G., & Lindroos, M. (2015). International Fisheries Agreements: A Game Theoretical Approach. *Environmental and Resource Economics*, 62(4), 689-709.
- Polasky, S., de Zeeuw, A., & Wagener, F. (2011). Optimal management with potential regime shifts. *Journal of Environmental Economics and Management*, 62(2), 229-240.
- Pons, M., Branch, T. A., Melnychuk, M. C., Jensen, O. P., Brodziak, J., Fromentin, J. M., Harley, S. J., Haynie, A. C., Kell, L. T., Maunder, M. N., Parma, A. M., Restrepo, V. R., Sharma, Rishi, R., Ahrens, R., Hilborn, R. (2017). Effects of biological, economic and management factors on tuna and billfish stock status. *Fish and Fisheries*, 18(1), 1-21.
- Porch C. E. (2003). VPA-2BOX Version 3.01 User's guide. National Marine Fisheries Service, Miami.
- Poudel, D., Sandal, L. K., & Kvamsdal, S. F. (2015). Stochastically Induced Critical Depensation and Risk of Stock Collapse. *Marine Resource Economics*, 30(3), 297-313.
- Poudel, D., & Sandal, L. K. (2015). Stochastic optimization for multispecies fisheries in the Barents Sea. *Natural Resource Modeling*, 28(3), 219-243.



- Punt, A. (2008). Refocusing stock assessment in support of policy evaluation. *Fisheries for Global Welfare and Environment*, 139-152.
- Punt, A. (2010). Harvest Control Rules and Fisheries Management, in Grafton, R. Q., Hilborn, R., Squires, D., Tait, M. & Williams, M., eds., *Handbook of Marine Fisheries Conservation and Management*. Oxford University Press, New York.
- Punt, A. E., Butterworth, D. S., de Moor, C. L., De Oliveira, J. A. A., & Haddon, M. (2016). Management strategy evaluation: best practices. *Fish and Fisheries*, 17(2), 303-334
- Puterman, M. L. (1994) Markov Decision Processes: Discrete Stochastic Dynamic Programming, 684 pages. John Wiley & Sons, New York.
- Ravier, C., & Fromentin, J. M. (2004). Are the long-term fluctuations in Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) population related to environmental changes? *Fisheries Oceanography*, 13(3), 145-160.
- Reed, W. J. (1979). Optimal escapement levels in stochastic and deterministic harvesting models. *Journal of environmental economics and management*, 6(4), 350-363.
- Reed, W. J. (1988). Optimal harvesting of a fishery subject to random catastrophic collapse. *Mathematical Medicine and Biology*, 5(3), 215-235.
- Ren, B., & Polasky, S. (2014). The optimal management of renewable resources under the risk of potential regime shift. *Journal of Economic Dynamics and Control*, 40, 195-212.
- Ricard, D., Rosenberg, A., Watson, R., and Zeller, D. 2009. Rebuilding Global Fisheries. *Science*, 325(5940), 578-585.
- Rosenberg, A. A. (2003). Managing to the margins: the overexploitation of fisheries. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(2), 102-106.
- Rosenberg, A. A. (2007). Fishing for certainty. *Nature*, 449(7165), 989-989.
- Roughgarden, J., & Smith, F. (1996). Why fisheries collapse and what to do about it. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 93(10), 5078-5083.
- Ryan, D., Toews, C., Sanchirico, J. N., & Armsworth, P. R. (2017). Implications of policy adjustment costs for fisheries management. *Natural Resource Modeling*, 30(1), 74-90.
- Sakamoto, H. (2014). Dynamic resource management under the risk of regime shifts. *Journal of Environmental Economics and Management*, 68(1), 1-19.

## Chapitre 2: Fisheries management: what uncertainties matter?

Salas, S., & Gaertner, D. (2004). The behavioural dynamics of fishers: management implications. *Fish and fisheries*, 5(2), 153-167.

Sandal, L. K., & Steinshamn, S. I. (1997). A feedback model for the optimal management of renewable natural capital stocks, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54, 2475-2482.

Sandal, L. K., Steinshamn, S. I., & Hoff, A. (2007). Irreversible investments revisited. *Marine Resource Economics*, 22(3), 255-266.

Sarkar, S. (2009). Optimal fishery harvesting rules under uncertainty. *Resource and Energy Economics*, 31(4), 272-286.

Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J. A., Folke, C., & Walker, B. (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413(6856), 591-596.

Schrank, W. E., & Pontecorvo, G. (2007). Scientific Uncertainty and Fisheries Management. In: Bjørndal T., Gordon D. V., Arnason R. & Sumaila U. R., (Eds.). *Advances in Fisheries Economics*, 270 pages. Blackwell Publishing, Oxford.

Seijo, J. C., Defeo, O., & Salas, S. (1998). Fisheries bioeconomics: theory, modelling and management. *FAO Fisheries Technical Paper*, 368, 109 pages. FAO, Rome.

Sethi, S. A., Branch, T. A., & Watson, R. (2010). Global fishery development patterns are driven by profit but not trophic level. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(27), 12163-12167.

Sethi, G., Costello, C., Fisher, A., Hanemann, M., & Karp, L. (2005). Fishery management under multiple uncertainty. *Journal of environmental economics and management*, 50(2), 300-318.

Shaw, W. D., & Woodward, R. T. (2008). Why environmental and resource economists should care about non-expected utility models. *Resource and Energy Economics* 30(1):66-89.

Singh, R., Weninger, Q., & Doyle, M. (2006). Fisheries management with stock growth uncertainty and costly capital adjustment. *Journal of Environmental Economics and Management*, 52(2), 582-599.

Sumaila, U. R., Teh, L., Watson, R., Tyedmers, P., & Pauly, D. (2008). Fuel price increase, subsidies, overcapacity, and resource sustainability. *ICES Journal of Marine Science*, 65(6), 832-840.

## Chapitre 2: Fisheries management: what uncertainties matter?

Sun, C. H. J., Chiang, F. S., Guillotreau, P., Squires, D., Webster, D. G., & Owens, M. (2015). Fewer fish for higher profits? Price response and economic incentives in global tuna fisheries management. *Environmental and Resource Economics*, 66(4), 749-764.

Sun, C. H. J., Chiang, F. S., & Squires, D. (2017). More landings for higher profit? Inverse demand analysis of the bluefin tuna auction price in Japan and economic incentives in global bluefin tuna fisheries management (Working Papers N°1701). Retrieved from Institute of Applied Economics, National Taiwan Ocean University, Taiwan. <https://EconPapers.repec.org/RePEc:nto:wpaper:1701>.

Tahvonen, O., Quaas, M. F., & Voss, R. (2017). Harvesting selectivity and stochastic recruitment in economic models of age-structured fisheries. *Journal of Environmental Economics and Management*, *In press*.

Tarui, N., Mason, C. F., Polasky, S., & Ellis, G. (2008). Cooperation in the commons with unobservable actions. *Journal of Environmental Economics and Management*, 55(1), 37-51.

Teh, L., & Sumaila, U. (2015). Trends in global shared fisheries. *Marine Ecology Progress Series*, 530, 243-254.

Thébaud, O., Innes, J., & Ellis, N. (2012). From anecdotes to scientific evidence? A review of recent literature on catch share systems in marine fisheries. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10(8), 433-437.

UN (1982). United Nations Convention on the Law of the Sea (UNCLOS). United Nations, Montego Bay.

UN (1993). Report of the United Nations Conference on Environment and Development (UNCED). United Nations, Rio de Janeiro.

UN (1995). United Nations Conference on Straddling Fish Stocks and Highly Migratory Fish Stocks (UNSFA 1995). Agreement for the Implementation of the United Nations Convention on the Law of the Sea of 10 December 1982 Relating to the Conservation and Management of Straddling Fish Stock and Highly Migratory Fish Stocks. United Nations, New York.

Van Dijk, E., Wit, A., Wilke, H., & Budescu, D. V (2004). What we know (and do not know) about the effects of uncertainty on behavior in social dilemmas. In Suleiman, R., Budescu, D. V., Fischer, I., & Messick, D. M. (Eds.). *Contemporary psychological research on social dilemmas*, 315-331. Cambridge University Press, Cambridge.

- Van Hoof, L. (2009). Co-management: an alternative to enforcement? *ICES Journal of Marine Science*, 67(2), 395-401.
- Vermard, Y., Lehuta, S., Mahevas, S., Thebaud, O., Marchal, P., & Gascuel, D. (2012). Combining fleet dynamics and population dynamics for a volatile fishery: the example of the anchovy fishery of the Bay of Biscay. IFREMER Report, 25 pages. Retrieved from <http://archimer.ifremer.fr/doc/00107/21858/> in March 2018.
- Villasante, S., do Carme García-Negro, M., González-Laxe, F., & Rodríguez, G. R. (2011). Overfishing and the Common Fisheries Policy: (un)successful results from TAC regulation?: Overfishing and the Common Fisheries Policy. *Fish and Fisheries*, 12(1), 34-50.
- Walters, C. (1986) *Adaptive Management of Renewable Resources*, 388 pages. Macmillan Publishers, New York.
- Walters, C., & Parma, A. M. (1996). Fixed exploitation rate strategies for coping with effects of climate change. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53(1), 148-158.
- Weitzman, M. L. (2002). Landing Fees vs Harvest Quotas with Uncertain Fish Stocks. *Journal of Environmental Economics and Management*, 43(2), 325-338.
- Williams, B. K. (2011). Adaptive management of natural resources—framework and issues. *Journal of Environmental Management*, 92(5), 1346-1353.
- Williams, B. K., & Brown, E. D. (2016). Technical challenges in the application of adaptive management. *Biological Conservation*, 195, 255-263.
- Williamson, O. E. (1985). *The economic institutions of capitalism*. The Free Press, New York.
- Shaw, W. D., & Woodward, R. T. (2008). Why environmental and resource economists should care about non-expected utility models. *Resource and Energy Economics*, 30(1), 66-89.
- Worm, B., Hilborn, R., Baum, J. K., Branch, T. A., Collie, J. S., Costello, C., Fogarty, M. J., Fulton E. J., Jennings, S., Jensen, O. P., Lotze, H., Mace, P., McClanahan, T., Minto, C., Palumbi, S., Parma, A., Ricard, D., Rosenberg, A., Watson, R. & Zeller, D. (2009). Rebuilding Global Fisheries. *Science*, 325(5940), 578-585.

## 2.7 Supplementary materials

### 2.7.1 Appendix 2.1

Optimal harvest policy under different structural assumptions of profits and uncertainty adapted from Deroba & Bence 2008 and McGough et al. 2009).

<b>Surplus Production Model</b>		<b>Objective function: Maximise Profit</b>	
		Linear objective function in harvest†	Non-linear objective function in harvest‡
	No uncertainty	CE	BBC
Parameter	Growth i.i.d shocks	CE	BBC
uncertainty	Growth correlated shocks	BBF	BBC & BBF

CE: Constant Escapement policy

BBC: Biomass-based catch policy

BBF: Biomass-based fishing mortality policy

† Infinitely elastic demand associated with Schaefer's type production function or yield maximisation.

‡ Downward sloping demand or/and Cobb Douglas' type production function non-linear in harvest.

## Chapitre 2: Fisheries management: what uncertainties matter?

### 2.7.2 Appendix 2.2

References used for the construction of Table 2.1. Optimal HCRs policy and precautionary behaviour compared to the deterministic case.

<b>Surplus Production Model</b>		<b>Objective function: Maximise Profit</b>			
		Malleable Capital		Costly Capital Adjustment	
		Linear objective function †	Non-linear objective function ‡	Linear objective function †	Non-linear objective function ‡
No uncertainty	-	Clark & Munro (1975)	Sandal & Steinsman (1997); Grafton et al. (2000); Arnason (2004)	Clark et al. (1979)	Boyce et al. (1995); Sandal et al. (2007)
Parameter uncertainty	Growth uncertainty (i.i.d shocks)	Reed (1979); Parma (1990); Sethi et al. (2005); Nostbakken (2008); Kapaun & Quaas (2013); Da Rocha et al. (2014)	Pindyck (1984); MacDonald (2002); Kugarajh (2006); Nostbakken (2008); Sarkar (2009); Kapaun & Quaas (2013); Da Rocha et al. (2014); Kvamsdal et al. (2016)	Charles & Munro (1985)	Poudel et al. (2015)
	Growth uncertainty (correlated & cyclical variations)	Parma (1990); Walters & Parma (1996); Ami et al. (2008); Carson et al. (2009)	Carson et al. (2009)	-	Singh et al. (2006)
	Growth uncertainty (regime shift - endogeneous)	Polasky et al. (2011); Baggio & Fackler (2016)	Ren & Poalsky (2014)	-	-
	Growth uncertainty (regime shift - exogeneous)	Reed (1988); Polasky et al. (2011); Baggio & Fackler (2016)	-	-	-
	Price uncertainty (i.i.d shocks)	Nostbakken (2006)	-	-	-
	Price uncertainty (correlated variations)		Kvamsdal et al. (2016)	-	-
	Growth uncertainty (multiplicative i.i.d shocks) * Price uncertainty (correlated variations)	Nostbakken (2006)	Kvamsdal et al. (2016)	-	-
	Growth uncertainty (regime shift - endogeneous * multiplicative i.i.d shocks)	Baggio & Fackler (2016)	-	-	-
Observational (State) Uncertainty	Stock size observation uncertainty	Sethi et al. (2005)	-	-	-
	Stock size observation uncertainty *	Clark & Kirkwood (1986); Costello et al. (2001); Sethi et al. (2005); Memarzadeh & Boettiger (2018)	Da Rocha et al. (2014)	-	-
	Growth Uncertainty (i.i.d shocks)				
	Regime shift uncertainty	Baggio & Fackler. (2016)			

† Infinitely elastic demand associated with Schaefer's type production function or yield maximisation.

‡ Downward sloping demand or/and Cobb Douglas' type production function non-linear in harvest.

## Chapitre 2: Fisheries management: what uncertainties matter?

# 3 OPTIMAL BIOECONOMIC MANAGEMENT OF THE EASTERN ATLANTIC BLUEFIN TUNA FISHERY: WHERE DO WE STAND AFTER THE RECOVERY PLAN?

**Selles Jules<sup>1,2</sup>, Bonhommeau Sylvain<sup>3</sup> & Guillotreau Patrice<sup>2</sup>**

Soumis à Fisheries Research.

<sup>1</sup>IFREMER (Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la MER), UMR MARBEC, Avenue Jean 9 Monnet, BP171, 34203 Sète Cedex France.

<sup>2</sup>LEMNA, Université de Nantes, IEMN-IAE, Chemin de la Censive-du-Tertre, BP 52231, 44322 Nantes Cedex France.

<sup>3</sup>IFREMER Délégation de l'Océan Indien, Rue Jean Bertho, BP60, 97822 Le Port CEDEX France.



Chapitre 3: Optimal bioeconomic management of the Eastern Atlantic Bluefin tuna fishery:  
where do we stand after the recovery plan?

**Résumé** — Les thonidés sont des espèces majeures sur les plans économiques et biologiques pour les pêcheries mondiales. Le stock Est de thon rouge de l'Atlantique (EABFT) est l'une des espèces de thon les plus charismatiques et fait face aujourd'hui à une phase critique de sa gestion. Après une longue période de surexploitation, les signaux de l'évaluation des stocks sont positifs et la population semble s'être complètement rétablie. Dans ce travail, nous estimons la stratégie de gestion optimale, qui fait référence au concept de rendement économique maximal ("Maximum Economic Yield", MEY), pour l'EABFT, sur la base d'un modèle bioéconomique structuré par âge proche de celui employé pour l'évaluation du stock par la Commission internationale pour la conservation des thonidés de l'Atlantique ("International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas", ICCAT). En utilisant une approche d'optimisation et en prenant directement le total autorisé des captures (TAC) comme variable d'état, nous montrons que la stratégie de gestion optimale suit une trajectoire qui converge lentement vers un état stable où la biomasse du stock reproducteur est supérieure au niveau de biomasse féconde au rendement maximal durable ("Maximum Sustainable Yield", MSY), quels que soient les scénarios de recrutement ou d'approvisionnement global envisagés. En intégrant la sélectivité en tant que variable d'état, la stratégie optimale reste proche de la stratégie actuelle avec une mortalité par pêche plus équilibrée pour toutes les classes d'âge. Finalement, en appliquant l'approche de la programmation dynamique stochastique, nous montrons que les incertitudes relatives à l'estimation du stock, qui représentent un problème critique pour le thon rouge de l'Atlantique, n'affectent pas la gestion optimale. La stratégie de gestion au MEY estimée est robuste aux incertitudes liées à l'estimation du stock. Nos résultats indiquent que l'adoption d'une nouvelle politique basée sur le rendement économique maximal dynamique (MEY) pourrait permettre d'atteindre les objectifs de conservation et les objectifs économiques de la pêche.

**Mots-clés** — *Modélisation bioéconomique ; Incertitude ; Gestion des pêches ; Exploitation optimale des ressources ; Thon rouge de l'Atlantique ; Gestion adaptative ; Programmation stochastique dynamique.*

Chapitre 3: Optimal bioeconomic management of the Eastern Atlantic Bluefin tuna fishery:  
where do we stand after the recovery plan?

**Abstract** — Highly migratory species, such as tunas and tuna-like species, represent both economically and biologically significant stakes for the world fisheries. The Eastern Atlantic Bluefin tuna (EABFT) is one of the most charismatic tuna species, and faces today a critical phase in its management. After a long period of over-exploitation, the signals from stock assessment are positive and the population seems to have fully recovered. In the present research, we estimate the optimal management strategy, which refers to the dynamic maximum economic yield concept (MEY), for the EABFT based on an age-structured bio-economic model in line with the current assessment of the stock by the International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT). Using optimisation method and taking total allowable catch (TAC) directly as the state variable, we show that the bio-economic optimal management strategy follows a smooth path converging toward the spawning stock biomass (SSB) steady state which is well above SSB at the maximum sustainable yield (MSY) level whatever the recruitment or global supply scenarios considered. Integrating selectivity as a state variable, the optimal strategy remains close to the current one with a more balanced fishing mortality over all age classes. Finally, applying stochastic dynamic programming, we show that stock estimation uncertainties, which represent a critical issue for EABFT, do not affect the optimal management. The MEY harvest policy estimated is robust to stock estimation uncertainties. Our results indicate that adopting a new policy based on the dynamic maximum economic yield (MEY) could meet both conservation and economic objectives for the EABFT fishery.

**Keywords** — *Bioeconomic modeling ; Uncertainty ; Optimal resource management ; Atlantic Bluefin tuna ; Fisheries management ; Adaptive management ; Stochastic dynamic programming.*

### 3.1 Introduction

Highly migratory species, such as tunas and tuna-like species, represent both economically and biologically significant stakes for the world fisheries (Munro et al. 2004, Galland et al. 2016). Tunas are spread and caught over all the oceans (Miyake et al. 2010). They sustain some of the most valuable fisheries and feed international supply chains (Catarci 2005; Majkowski, 2007). Tunas fisheries are integrated in a global market involving many regional markets (Jeon et al. 2008; Jiménez-Toribio et al. 2010; Guillotreau et al. 2017) under the influence of the worldwide demand for tuna commodities (Catarci, 2005; Mullon et al. 2017). High values on international market make species such as tuna and tuna-like species particularly vulnerable (Colette et al. 2011), and the status of a number of stocks are particularly worrying (Maguire et al. 2006; Juan-Jorda et al. 2011).

The Eastern and Mediterranean stock of the Atlantic Bluefin tuna (EABFT) falls in this group of concerns. The end value was estimated to more than \$700 million in 2014, out of a total end value exceeding \$2 billion for the three major BFT species (Galland et al. 2016). The EABFT fishery faces today a critical phase in its management. After a long period of over-exploitation (Fromentin et al. 2014), signs of recovery are evidenced by stock assessment experts (ICCAT 2017). A stock rebuilding plan was launched in 2007 with a 60% likelihood of achieving sustainability by 2022. In 2017, under the majority of recruitment level scenarios<sup>1</sup>, the stock had already recovered to the expected level. The new management stakes consist in defining quotas to keep the stock (biomass) above the maximum sustainable yield level ( $B_{MSY}$ ), despite high pressures from the fishing nations to increase their quotas drastically. The last estimates from the International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT) indicate that the stock rebuilding could be achieved by 2022 with probabilities higher than 60% for all recruitment scenarios by setting catch limits up to 30,000 tons (ICCAT, 2017), i.e. more than twice the limits enforced in 2009.

---

<sup>1</sup> Three recruitment scenarios are considered in the stock assessment: low, medium and high mean recruitment levels.

### Chapitre 3: Optimal bioeconomic management of the Eastern Atlantic Bluefin tuna fishery: where do we stand after the recovery plan?

In this context of high uncertainties, the new management scheme of ICCAT implies a TAC of up to 32,000 tons by 2020<sup>2</sup>. Is the new management policy based on MSY adapted to the productivity of the EABFT stock, or does it jeopardise the future of the fishery by going back to the crisis situation of the late 2000s?

Shifting objectives from the traditional MSY target to the dynamic maximum economic yield should result in most cases a no-regret situation in which management promotes both larger fish stocks and higher profits ( $B_{MEY} > B_{MSY}$ <sup>3</sup>, Grafton et al. 2007, 2010; Clark, 2010). In a context of international trade, this dual benefit could be strengthened (or mitigated) by the market price response to changes in landings (Sun et al. 2015; Sun et al. 2017; Guillotreau et al. 2017; Tokunaga 2018). Previous bio-economic optimisation models analysed optimal harvest in age-structured frameworks compatible with stock assessments procedure. Bertignac et al. (2000) and Kompas et al. (2010) applied stochastic dynamic programming to the Western and Central Pacific tuna fisheries to show that adopting the  $B_{MEY}$  target leads to better conservation outcomes with larger fish stocks and higher economic profits than the business-as-usual scenario. Similarly, Kulmala et al. (2008) numerically solve their harvest optimisation model for the age-structure population of the Atlantic salmon (*Salmo salar*) fishery in the Baltic Sea and demonstrate the economic benefits of the optimal solution without compromising the sustainability of the resource. Finally, Tahvonen et al. (2017) analysed the optimal harvesting strategy of the Baltic cod (*Gadus morhua*) fishery including gear selectivity as a state variable in a stochastic model. They showed that endogenous selectivity strongly changes the MEY harvest pattern and increase substantially the profit obtained from the fishery. They also highlighted that the stochastic solution can be accurately approximated by the certainty equivalence principle.

The objective of this study is to develop tools for producing economically sound management advice for EABFT. To the best of our knowledge, the only study attempting to estimate economic optimal management of EABFT fishery was Bjorndal & Brasao (2006) who based

---

<sup>2</sup> ICCAT Recommendation 17-07 (2017).

<sup>3</sup> This result comes from the literature based on the surplus production model considering reasonable discount rates.

### Chapitre 3: Optimal bioeconomic management of the Eastern Atlantic Bluefin tuna fishery: where do we stand after the recovery plan?

their analysis on an age-structured, multi-gear model which lead to pulse fishing<sup>4</sup> as an optimal solution. In the present research, we propose to update and revisit their results by using a discrete age-structured population optimisation model for the EABFT in line with the framework used for the stock assessment by ICCAT. This optimisation framework based on the general age structured bio-economic model of Tahvonen et al. (2013) uses directly annual harvest, total allowable catch (TAC) as an optimised variable. We extend the model by including non-linear demand function affected by the supply of the three Bluefin tuna species on the global market and stock-dependent harvesting costs. Furthermore, we analyse the effects of considering different recruitment levels according to ICCAT scenarios and different evolution of Bluefin tuna supply levels. Finally, we determine the optimal management when selectivity pattern is integrated as an endogenous variable in addition to the TAC in the model. Our work suggests that adopting the MEY target meets both conservation and economic objectives by keeping the stock to higher level than under the current MSY target and producing higher benefits for the fishery. This result is exacerbated when selectivity is defined endogenously, shifting to a more balanced fishing mortality over all age classes.

Finally, we deal with high stock estimation uncertainties<sup>5</sup> underlying the EABFT stock assessment. The uncertainty surrounding the assessment of the exploited fish stock is a pervasive feature of fishery management. Uncertainties in EABFT stock assessment arise from several sources: our understanding of EABFT biology and population dynamics; the ability of assessment models to correctly reproduce population dynamics patterns and the quality/quantity of the data used (detailed in Fromentin et al. 2014). Data used for the assessment of highly migratory species suffer from a lack of independent observations (i.e. not directly related to catches) to track down changes in stock abundance. The fitting quality of the stock assessment relies on catch per unit of effort (CPUE) indices produced by commercial activities which are, among other factors, affected by recent regulatory measures of the rebuilding plan. The recent development of aerial fishing-independent surveys is a good basis to improve abundance indices (Fromentin et al. 2011). Based on the results from

---

<sup>4</sup> Periodic fishing.

<sup>5</sup> Refers to observational uncertainty which arises when state variables cannot be directly observed (e.g. stock biomass).

Chapitre 3: Optimal bioeconomic management of the Eastern Atlantic Bluefin tuna fishery:  
where do we stand after the recovery plan?

Tahvonen et al., (2017) we did not consider stochastic processes, but we fully acknowledge the presence of stock estimation uncertainty by extending the previous work of Sethi et al. (2005) to an age-structured framework specifying equilibrium assumptions. Using dynamic stochastic programming, our results indicate that stock estimation uncertainties do not affect the optimal management of the EABFT fishery.

## 3.2 Material and methods

### 3.2.1 The Age-Structured model

Following the formulation and notation for an age structured schooling fishery from Tahvonen et al. (2013), we define a discrete age-structured population model for the EABFT. We extend the work of Tahvonen et al. (2013) by integrating a non-linear demand function and a cost function which integrates a stock effect on harvesting cost. We also focus our analysis on stock estimation uncertainties by extending the previous work of Sethi et al. (2005) using an age structured framework. This section shows the general age structured population model, then the parametrisation of the EABFT fishery and finally the numerical analysis of the optimal management.

We define  $x_{s,t}$  as the number of fish (in  $10^6$  individuals) in each age class  $s = 1, \dots, n$  and each year  $t = 0, 1, \dots, T$ . We determine the recruitment function by  $\phi(ssb_t)$  and the spawning biomass by  $ssb_t$ , considering an equal sex ratio, the first age class of the age-structured population model can be written as:

$$x_{1,t} = \phi(ssb_t) \quad \text{Eq. 3.1}$$

$$ssb_t = \sum_{s=1}^n g_s w_s x_{s,t} \quad \text{Eq. 3.2}$$

We denote the parameters  $g_s$  and  $w_s$  the constant age-specific maturities, and weight of fish (kg) respectively.

As Tahvonen et al. (2013), we assume that fishing activity takes place every year after recruitment but before natural mortality. We determine total catch ( $H_t$ ) in biomass (kg) as the decision variable. Denoting  $H_t = Fmax_t \cdot B_t^\chi$  with  $B_t = \sum_{s=1}^n sel_s w_s x_{s,t}$  the vulnerable biomass called ‘efficient biomass’ (Tahvonen et al. 2017),  $\chi$  the catch-stock elasticity

Chapitre 3: Optimal bioeconomic management of the Eastern Atlantic Bluefin tuna fishery:

where do we stand after the recovery plan?

parameter and  $Fmax_t$  the fishing mortality at maximum selectivity, we can write the age-structured population model as:

$$x_{s+1,t+1} = \alpha_s(x_{s,t} - H_t G_{s,t}), \text{ for } s = 1, \dots, n-2, \quad \text{Eq. 3.3}$$

$$x_{n,t+1} = \alpha_{n-1}(x_{n-1,t} - H_t G_{n-1,t}) + \alpha_n(x_{n,t} - H_t G_{n,t}) \quad \text{Eq. 3.4}$$

With  $G_{s,t} = \frac{sel_s x_{s,t}}{B_t}$  convert the total catch  $H_t$  into the numbers of fish harvested from each age class. We denote the parameters  $\alpha_s$ ,  $sel_s$  the constant age-specific survival rate and fishing selectivity respectively.

We define the utility as the annual profit function,  $U(H_t)$ , that depends on the total annual catch and the efficient biomass:

$$U(H_t, B_t) = R(H_t) - C(H_t) \quad \text{Eq. 3.5}$$

Assuming harvesting costs are proportional to fishing mortality, the cost function is defined as:

$$C(H_t, B_t) = c H_t B_t^{-\chi} \quad \text{Eq. 3.6}$$

With  $c$  and  $\chi$  the cost scale in euros and the schooling parameters respectively.

Revenues depend on the price of Bluefin tuna which is formulated as an overall iso-elastic downward-sloping demand function  $P(H_t)$ :

$$R(H_t) = P(H_t) H_t \quad \text{Eq. 3.7}$$

Finally, the optimisation problem is:

$$\max_{\{H_t\}} \sum_{t=0}^{\infty} U(H_t) \delta^t \quad \text{Eq. 3.8}$$

With an infinite planning horizon,  $\delta = \frac{1}{1+r}$  the discount factor and  $r \geq 0$  as the discount rate.

The objective function is subject to equations 1, 2, 3, 4, and the conditions:

$x_{s,0}$  given,

$$x_{s,t} \geq 0, \text{ for } s = 1, \dots, n \text{ and } t = 1, \dots, T;$$

$$H_t \geq 0, \text{ for } t = 1, \dots, T.$$

### Chapitre 3: Optimal bioeconomic management of the Eastern Atlantic Bluefin tuna fishery: where do we stand after the recovery plan?

The biomass and harvest steady state solution of this problem commonly refers to the dynamic maximum economic yield (MEY) concept.

Based on this model, we derive the equilibrium age structured population considering the long term population under a constant fishing mortality  $F_{max}$  (Appendix 3.1). This leads to the definition of the MSY level which is the management target of EABFT. The MSY level will be the basis for the comparison of the optimal management, but it drastically depends on the selectivity pattern and the recruitment function parameters estimation which is highly variable throughout time. As ICCAT, we consider 3 recruitment levels corresponding to the fitting of the Beverton and Holt relationship for a high recruitment period (1990-2010), a medium recruitment period (1970-2010) which is our reference case and a low recruitment period (1970-1980).

We also compare the outcomes from the recruitment level reference case with scenarios including a non-constant evolution of EABFT's substitutes global supply. We consider two cases: a linear 50% increase or decrease of BFT supply over the next 25 years to estimate the potential impact of exogenous variation of prices on the EABFT management. Finally, we integrate selectivity as an endogenous state variable in the optimisation process to evaluate the impact of optimising selectivity on the dynamic MEY.

#### 3.2.2 The East Atlantic Bluefin tuna (EABFT) fishery

The Eastern Atlantic Bluefin tuna has been an archetype of the overexploitation and mismanagement of marine resources (Fromentin et al. 2014). Several countries, either coastal or distant water fishing nations, have contributed to a high level of depletion driven by the high market value of the tuna on the Japanese market. The decline in the EABFT has raised considerable concerns about its management in the 2000s (Hurry et al. 2008; ICCAT 2006; ICCAT 2008). Under the governance of ICCAT, a Regional Fishery Management Organisation (RFMO), the fish population has suffered, at the same time, from its failure to follow scientific advice and a high level of illegal, unreported and unregulated (IUU) fishing. This situation occurred when the first management regulation based on quotas (TAC) appeared in 1999 and lasted until 2007 with the implementation of a recovery plan for the EABFT fishery. After 2009 and the strict management measures which have been implemented, the stock has showed signs of increase in the last years to peak a potential



### Chapitre 3: Optimal bioeconomic management of the Eastern Atlantic Bluefin tuna fishery:

where do we stand after the recovery plan?

spawning stock biomass (SSB) value up to  $610.10^6$  t in 2015 (ICCAT 2017). A combination of a decrease in fishing pressure and potential high recruitment events resulted in a strong increase of the SSB. Presently, the stock is regarded as fulfilling the objective of the recovery plan ( $F < F_{0.1}$  and  $SSB > SSB_{0.1}$ <sup>6</sup>), depending nonetheless on the assessment scenarios and assumptions. The magnitude of the SSB recovery appears to be very sensitive to slight changes in the input data (notably catch data) and technical assumptions (ICCAT 2017).

Following the standard stock assessment by ICCAT (2014), we consider 10 age classes ( $n$ ). Age-specific maturities ( $g_s$ ) and survival rates ( $\alpha_s = e^{-m_s}$ , with  $m$  the natural mortality at age) which are directly taken from the (ICCAT 2017) assessment report. For the age-specific weights ( $w_s$  in kg per individual), we use the mean values of the period 2011-2014 (). Selectivities ( $sel_s$ ) are estimated by the catch curve analysis method (Kell et al. 2013) for the period 2011-2015 and equal to 1 for the oldest age class by normalisation (Table 3.1). Recruitment is assumed to follow the Beverton and Holt (1957) recruitment function:

$$x_{1,t} = \phi(ssb_t) = \frac{\phi_1 ssb_t}{\phi_2 + ssb_t} \text{ Eq. 3.9}$$

We use ICCAT (2017) data on spawning stock biomass and recruitment for the years 1970 to 2010 (corresponding to the medium recruitment scenario of ICCAT), and we estimate the parameters by maximising the likelihood function assuming a lognormal error structure with the Fisheries library R ('FLSR' package in FLCORE 3.0, Kell et al. 2007). We constrained the estimation by setting the steepness<sup>7</sup> at 0.99 following ICCAT (2017) parametrisation in order to specify a quasi-constant recruitment level. This yields the estimates of the asymptotic recruitment  $\phi_1 = 2,230,398$  recruits (standard deviation 12,672 individuals) and the SSB needed to produce the half of the asymptotic recruitment  $\phi_2 = 1,155,983$  kg (standard deviation 5,403 kg).

---

<sup>6</sup>  $F_{0.1}$  and  $SSB_{0.1}$  are used as proxies of  $F_{MSY}$  and  $SSB_{MSY}$  and are common biological reference points for management (Deriso 1987, Hilborn & Walters 1992).

<sup>7</sup> Steepness represents the fraction of the virgin recruitment expected when SSB has been reduced to 20% of its maximum (Francis, 1992).

Chapitre 3: Optimal bioeconomic management of the Eastern Atlantic Bluefin tuna fishery:  
 where do we stand after the recovery plan?

Table 3.1: Parameters used in the model.

Age-class [year]	Survival rate $\alpha$	Maturity $g$	Weight $w$ [kg]	Selectivity sel	$X_{s,0}$ [individuals]
1	0.61	0	4.33	0.002	6,541,127
2	0.79	0	10.66	0.55	5,232,334
3	0.79	0	24.00	0.38	2,185,608
4	0.79	0	35.67	0.67	1,036,139
5	0.79	1	52.33	0.69	595,821
6	0.82	1	72.67	0.34	421,575
7	0.84	1	96.00	0.32	551,023
8	0.86	1	119.33	0.33	824,995
9	0.88	1	144.33	0.35	566,447
10	0.90	1	202.00	1.00	1,417,591

Economic data are limited for this fishery. To estimate the price and the harvesting cost function, we use the data from 2008 to 2015 describing the European purse seine fishery (Appendix 3.2), which represents the majority of the TAC (more than 60% since 2008). We estimate the parameters based on the French and Spanish purse seine fleet segment data available from the Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF 2016) and data on spawning stock biomass from ICCAT (2017).

EABFT is a large highly migratory schooling species which is the main target for purse seine commercial fisheries in the Mediterranean Sea. The low TAC level of the early 2010s as well as the good knowledge of seasonal migration and concentration patterns in the Mediterranean (Fromentin & Powers 2005), in combination with technology-based information on the fishing activities and prospecting equipment, result in minor search costs within a short fishing period (usually less than a month, the purse-seiners remaining idle at ports for the rest of the year). We estimate the generalised cost function by mean of non-linear least square method (R package ‘stats’). Using data on catch, efficient biomass and variable costs, we estimate the cost parameter ( $c$ ) and the catch-stock elasticity parameter ( $\chi$ ) following the relationship:

$$c_t = cH_t B_t^{-\chi} + \epsilon_t, \text{ with } \epsilon_t \sim IIDN(0, \sigma^2)$$

We only include variable costs ( $c_t$ ) that directly depend on fishing activity including gear and vessel maintenance, fuel and labor (crew wages) costs. Assuming a normal error structure, we obtain the estimate of the cost scale parameter,  $c = 201.6$  € (standard deviation € 2102.5) and the estimate of  $\chi = 0.18$  (standard deviation 0.53). This value is consistent with a schooling fishery parameter ( $\chi < 1$ ) and close to previous elasticity used in the literature ( $\chi = 0.2$  in Bjorndal & Brasao, 2006).

Chapitre 3: Optimal bioeconomic management of the Eastern Atlantic Bluefin tuna fishery:  
where do we stand after the recovery plan?

The EABFT purse fishery is driven by the rising Japanese demand for fatty tuna intended to high-quality sushi/sashimi market. The quasi totality of EABFT caught by purse seiners is sold to fattening farms in the Mediterranean Sea (Mylonas et al., 2010). Since the 1990s selectivity mainly shifts toward large tuna caught in the Western Mediterranean (Fromentin & Bonhommeau., 2011). Tunas are fattened during a 3-5 month period and sold on the Japanese sashimi market when domestic demand is high (usually at the end of the year). Fattened EABFT is mainly sold frozen to the Japanese market, representing more than 80% of the market since 2006 (Mylonas et al., 2010). In the Eastern Mediterranean, a smaller part of EABFT are caught by Croatian purse seiners, generally smaller individuals (less than 60 kg), and reared for longer periods (around 2 years) during which initial weight can be doubled (Mylonas et al., 2010).

Despite the relationship between the age, quality and price of tuna (Caroll et al., 2001, Mylonas et al., 2010), we consider a constant price per age. This assumption is adopted because of a lack of price data per age or size, therefore we use the same price for all age groups. We further assume that the overall demand-function is iso-elastically downward-sloping. Thus, the price function  $P(H_t)$  is defined as

$$P(H_t) = p(H_t + Hbft_t)^{-\varphi} \quad \text{Eq. 3.10}$$

With  $p$  the theoretical price of the first sold kilos of Bluefin tuna and  $Hbft_t$  is defined as the aggregated supply of all other Bluefin tuna species (including Pacific and Southern Bluefin tuna) which are considered as close substitutes on the sashimi-grade tuna market (Sun et al., 2017). Using catch data from the different RFMOs (ICCAT, IATTC, ISC, and CCSBT, Appendix 3.3) in charge of the management of Bluefin tuna species and purse seine ex-vessel price from STECF we estimate the price parameter  $p = 91,983,194$  € (standard deviation 8,947,638) using non-linear least square method.

$$p_t = p(H_t + Hbft_t)^{-\varphi} + \epsilon_t, \text{ with } \epsilon_t \sim \text{IIDN}(0, \sigma^2)$$

As Japan is the main market for Bluefin tuna products, we integrate the price scale flexibility parameter  $\varphi=0.91$  (standard deviation 0.034) estimated by Sun et al., (2017) from an inverse demand analysis of Bluefin tuna auction price. This estimate is based on frozen Bluefin tuna (Pacific and Atlantic) products pricing on the wholesale market (Tsukiji) in Japan. The recent increase of TAC (from 13,500 tons in 2014 to 19,296 tons in 2016, i.e. an increase of 43%) has negatively impacted the global frozen BFT price (11% decrease, Sun et al., 2017) through

Chapitre 3: Optimal bioeconomic management of the Eastern Atlantic Bluefin tuna fishery:  
 where do we stand after the recovery plan?

the auction market in Japan which represents more than 80% of the Bluefin tuna sashimi market in the world (fresh and frozen, Sun et al., 2017). The effect of the EABFT supply on the global sashimi tuna product price is crucial in the analysis of the optimal management. In a near future, only the supply of EABFT is about to vary with an adjustment of the quotas (TAC) after the success of the recovery plan. Thus, we consider in our model a constant supply of BFT (Southern and Pacific Bluefin tuna) substitutes corresponding to the mean harvest from 2008-2015, i.e. 34,636 tons.

### 3.2.3 Numerical analysis

We numerically analyse optimal management in a setting of no uncertainty by solving the dynamic optimisation model as an open-loop<sup>8</sup> nonlinear programming problem. This is performed using the COBYLA algorithm of the NLOpt optimisation package (Johnson, 2017) with R (R core team 2017).

We also perform the optimisation problem by integrating stock estimation uncertainties. Stock estimation uncertainties represent an important feature of fishery management. To analyse the effects of stock estimation uncertainty on management, we consider a stylised representation where a uniformly distributed noise  $Z_t$  with different errors level  $\sigma_m$  (0, 0.3, 0.6, 0.9 and 1.2) alters information on stock levels. The solution of this problem requires to solve the stochastic program in closed-loop formulation by backward recursion of Bellman's equation. Bellman's (1957) principle of optimality implies that the optimal policy must satisfy the functional equation:

$$V_t(X_t) = \max_{0 \leq H_t, \dots, T \leq B_t, \dots, T} \{U(H_t, X_t) + \delta \sum_t^T P(X_{t+1} | H_{t+1}, X_t) V_{t+1}(X_{t+1})\} \quad \text{Eq. 3.11}$$

Where  $X$  (the number of individuals), represents the state space which determines all states attainable,  $B$  the resulting efficient biomass ( $B_t = \sum_{s=1}^n sel_s \cdot w_s \cdot x_{s,t}$ ), and  $H$  (the harvest level in biomass), represents the actions space which determined all possible actions that a theoretical manager could decide.  $V$  is the value function,  $U$  is the utility function

---

<sup>8</sup> In open-loop optimisation, once the optimal path has been defined the control action from the manager is independent of the resource state.

where do we stand after the recovery plan?

(Equation 5) corresponding to the immediate reward and  $P$  represents the transition probability matrix between each state  $X_t$  to  $X_{t+1}$  given all harvest level  $H_t$ . Considering a discount factor  $\delta < 1$ , the mapping underlying the Bellman's equation is a strong contraction and thus, by the Contraction Mapping Theorem, possess a unique solution.

For computational effort reasons, we simplify the optimisation problem by taking the equilibrium age structure  $x_{s,t}$  for each value of the state  $X_t$  considering a constant fishing mortality  $F_{max}$  (see Appendix 3.1 following the specification of Tahvonen et al. 2009).

We include a random variable underpinning the uncertainty in period  $t$ ,  $Z_t$ , which affects stock estimation. This random variable is independent and identically distributed (IID) over years. Integrating a stock estimation uncertainty implies to define an observation variable of the stock  $X_{obs,t}$ , which is defined as follow:

$$X_{obs,t} = Z_t X_t \quad \text{Eq. 3.12}$$

Where  $X_t = \sum_{s=1}^n x_{s,t}$ . and  $Z_t \sim U(1 - \sigma_m, 1 + \sigma_m)$ .

We consider a theoretical manager who only uses the current estimation  $X_{obs,t}$  to form beliefs about the current stock,  $X_t$  and select a total allowable catch (TAC) for the fishery based on the current rent  $U(H_t)$  from harvesting. Following Sethi et al. (2005), our assumption states that the manager only uses the current assessment when forming expectations. This method specifies the problem as a Markov decision process (MDP) in which the current estimation is the only state variable for the manager's problem. To keep the Markov property, we restrict the problem by defining the probability of a transition from state  $X_t$  to  $X_{t+1}$  conditionally independent on all past states and actions ( $X_{t-1}, X_{t-2}, H_{t-1}, H_{t-2}$  and so on). We assume that the manager ignores past estimations in forming expectations, mainly because of the modeling choice and practical considerations.

We solve numerically this problem on a finite time horizon  $T = 80$  years using value iteration algorithm (following the methodology of Boettiger et al., 2016), but we consider only the 50 first projection years for analysis. We also discretise the state and decision variable space over a regular sequence of a length out of 1000 steps from 0 to  $12.10^6$  individuals.

The optimal solution of the deterministic closed-loop formulation has to be expressed as a feedback policy, which could refer to a harvest-control rule in fishery management. The feedback policy indicates the optimal harvest quantity  $H_t$  as a function of the state of the

## Chapitre 3: Optimal bioeconomic management of the Eastern Atlantic Bluefin tuna fishery: where do we stand after the recovery plan?

fishery  $X_t$ . As mentioned above, we simplified the optimisation problem by assuming an equilibrium age structured population at each discretised state space. Despite this assumption, we control that the solution of the closed-loop formulation is close to the solution of the open-loop formulation. This shows that the approximation to discretise the state space and considering the age structure of the stock at the equilibrium leads to reasonably good results on the aggregated indicators level (Appendix 3.4).

### 3.3 Results

#### 3.3.1 Optimal management of Eastern Atlantic Bluefin tuna (EABFT)

In our deterministic model, long term equilibriums are fully determined by the biologic characteristic of the population and the selectivity pattern of the fishery. Harvest at the MSY level for the recruitment reference case reaches a level of 35,800 tons corresponding to a SSB of 197,400 tons (Figure 3.2). MSY varies between 18,700 tons corresponding to a SSB of 105,000 tons for the low recruitment case and 55,200 tons with a SSB of 302,700 tons for the high recruitment case.

Chapitre 3: Optimal bioeconomic management of the Eastern Atlantic Bluefin tuna fishery:  
 where do we stand after the recovery plan?

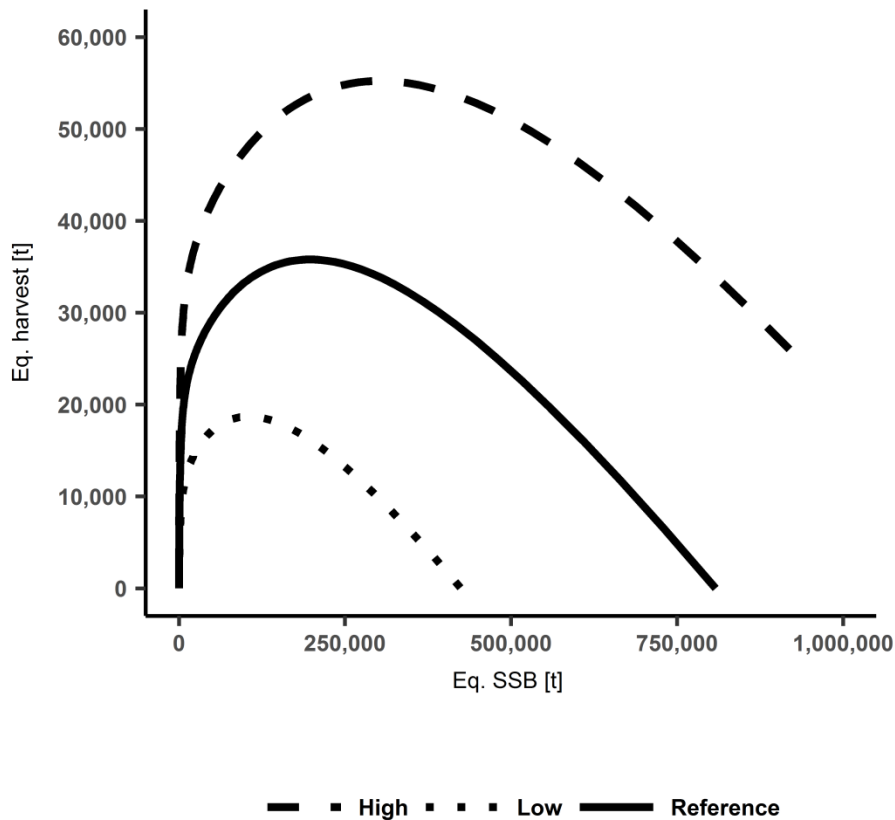


Figure 3.1: Relationship between the steady state harvest (in tons) and spawning stock biomass (SSB in tons) for the Eastern Atlantic Bluefin tuna (EABFT). The solid line represents the references recruitment case corresponding to the medium recruitment scenario of ICCA which corresponds to data on spawning stock biomass and recruitment for the years 1970 to 2010. The upper dashed line refers to the high recruitment scenario corresponding to the period 1990 to 2010, and the lower dotted line shows the low recruitment scenario corresponding to the period 1970 to 1980.

The optimal management of the EABFT targets the biomass level that maximises the sum of the discounted (net present) values (NPV) from fishing (Equation 8), this level being called the  $B_{MEY}$ . The program is solved in the deterministic open-loop formulation which displays a smooth pathway toward a constant steady state population level (Figure 3.2). Considering an interest rate of 2%, the optimal steady-state SSB is around 564,600 tons (mean over the period 2055 to 2065), much higher than the SSB at MSY level representing only 35% of the steady state level<sup>9</sup>. Furthermore, this level is higher than the mean SSB level from 1970 to

<sup>9</sup> Refer to the supplementary materials Appendix 3. for a sensitivity analysis of the key economic and biological parameters of an optimal policy.

Chapitre 3: Optimal bioeconomic management of the Eastern Atlantic Bluefin tuna fishery:  
where do we stand after the recovery plan?

2009 while the steady state harvest of around 20,100 tons (mean over the period 2055 to 2065) which quite lower than the mean level of the ‘over-harvested’ period from 1999 to 2009. Moreover, the catch level during this period is likely to be higher than the reported catch because of IUU fishing (ICCAT 2014). Available information on fishing capacity showed that catches of EABFT were seriously under-reported from 1998 to 2007. Under the reference recruitment level, the steady state harvest, representing 56% of the MSY level, is reached after a short period of slightly higher harvest intensity and creates an annual profit of 64 million euros with a high proportion of old age class fish. Along the smooth transition to the steady state, the harvest level gradually decreases while the profit stay quasi-constant, as the market price stays around 8.3 € per kg of fish. However, this result is very sensitive to the cost function parameters. Schooling and cost scale parameters fully determine if the MEY level is determined with a higher SSB and lower catch than MSY or on the contrary if the MEY converge to a level slightly above MSY for the catch and below for the SSB for lower cost and/or lower schooling behaviour ( $\chi$  tends to 1 and/or  $c$  tends to 0, see Appendix 3.5).

The optimal management of the EABFT could be also affected by an exogenous change of global Bluefin tuna supply. A 50% increase of overall Bluefin tuna supply negatively impacts the price from 8.4 to 6.8 € per kg and reduces the profitability of the fishery by 37.4% while a decreasing supply of substitutes increases the price to 11.4 € per kg and raises the profitability by 65.0 % (Figure 3.2). Furthermore, the recruitment levels affect the productivity of the stock and modify the equilibrium estimation (Figure 3.1). Assuming a low recruitment level drastically reduces the profit from the fishery with a lower sustainable harvest level of 14,200 tons, increasing the price to 9.26 € per kg. On the contrary, a high recruitment level raises the profit expected from higher harvest level of 24,000 but lowered the price to 7.8 € per kg (Figure 3.2).

Including selectivity as an endogenous variable in the optimisation produces optimal steady states very close to the current selectivity pattern. Considering a perfect and costless selectivity, the steady state harvest level stays around 20,000 tons with a more balanced fishing mortality over all age classes (Figure 3.3). This result is very sensitive to the estimation of the cost function parameters such as the optimal steady state discussed above (see Appendix 3.5). For different combinations of scale cost and schooling parameters, the selectivity pattern switches toward the oldest age class.



Chapitre 3: Optimal bioeconomic management of the Eastern Atlantic Bluefin tuna fishery:  
 where do we stand after the recovery plan?

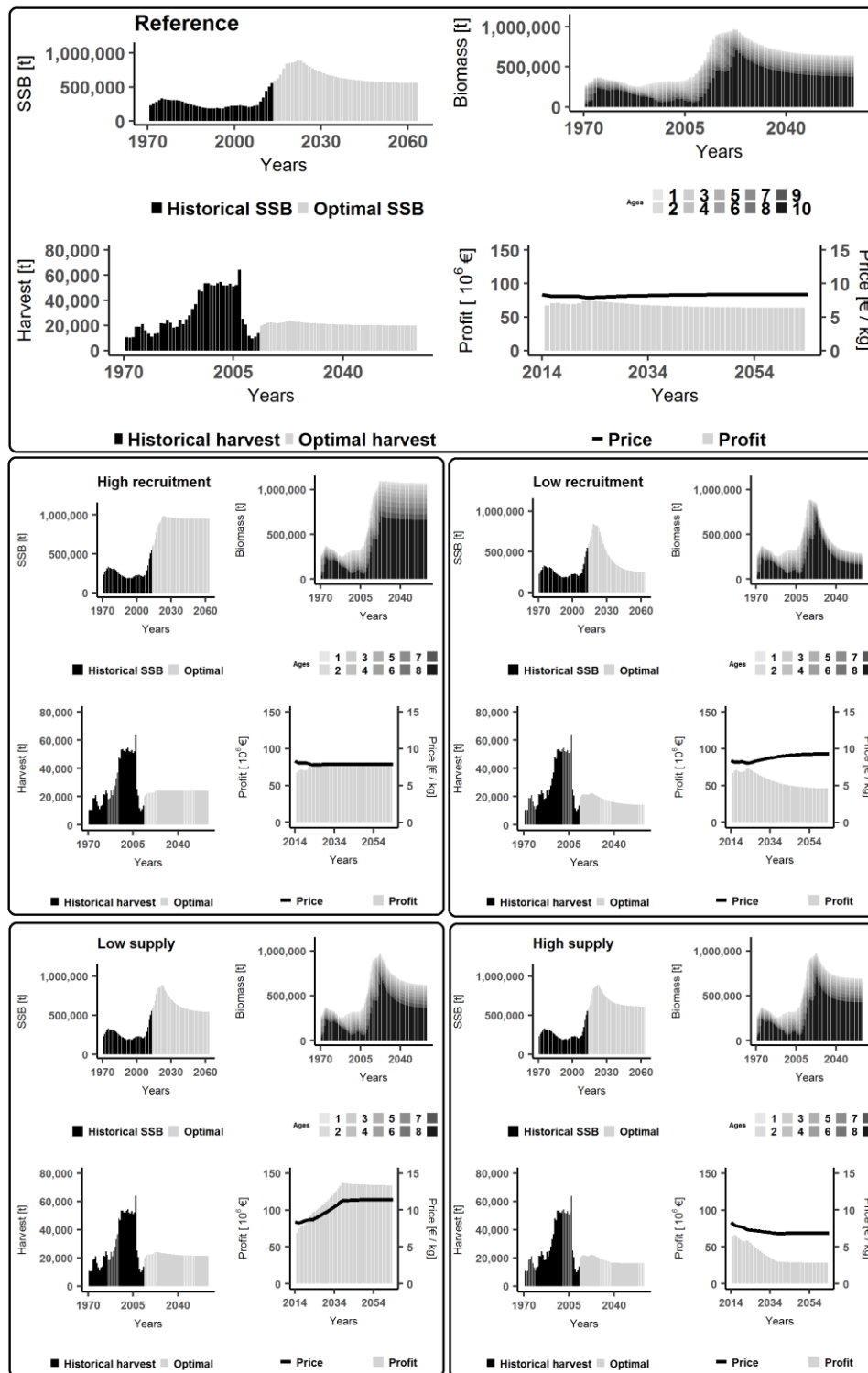


Figure 3.2: Historical and optimal management of Eastern Atlantic Bluefin tuna (EABFT) with a 2% discount rate for each recruitment level and supply scenarios. Historical data are collected from ICCAT (2017) for the period 1970–2014. Each panel presented the optimal economic management of the EABFT for 5 different scenarios: reference, high and low recruitment, low and high supply scenarios. For each scenario, the optimal SSB path under the optimal harvest selected for the period 2014-2064 and the resulting biomass (tons), profit (€) and price (€/Kg) from the fishery are shown.

Chapitre 3: Optimal bioeconomic management of the Eastern Atlantic Bluefin tuna fishery:  
 where do we stand after the recovery plan?

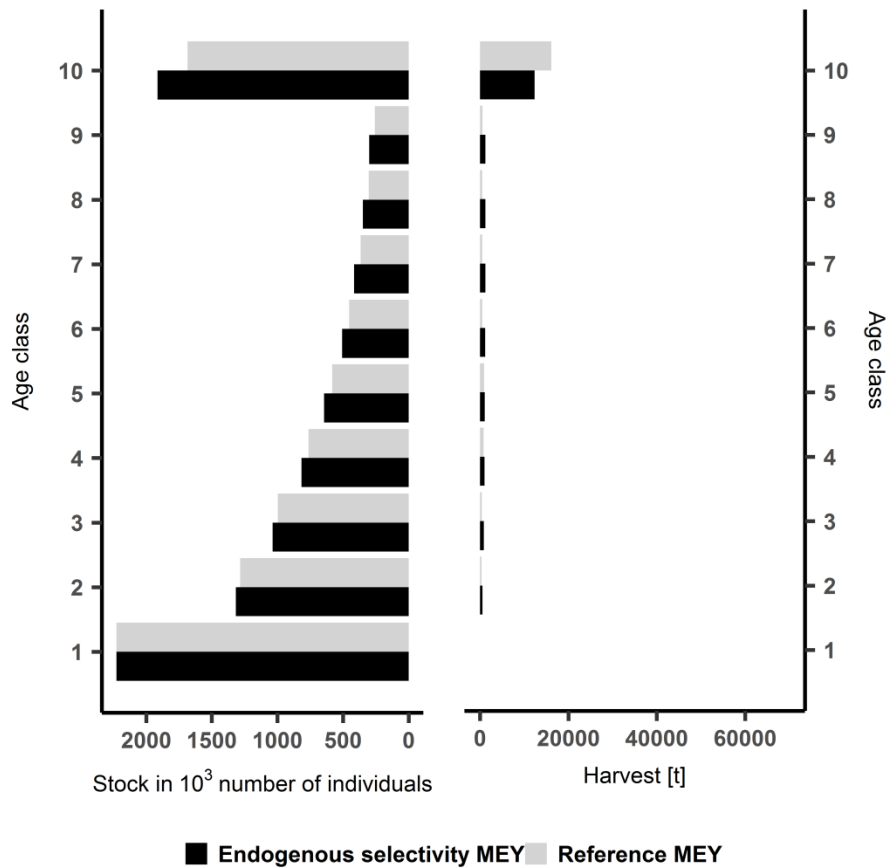


Figure 3.3: Steady state stock number and harvest per age class for the reference dynamic MEY and dynamic MEY with endogenous selectivity.

The optimal exploitation of fish populations also depends on interest rate levels (Clark 1973). The effect of increasing the discount rate up to 25% does not affect too much the optimal steady state. SSB steady state only decreases by 7% (Figure 3.4) while the steady state harvest increase of about 18%. Finally, it is worth noticing that the steady state SSB remains higher than MSY level even with high discounting.

Chapitre 3: Optimal bioeconomic management of the Eastern Atlantic Bluefin tuna fishery:  
where do we stand after the recovery plan?

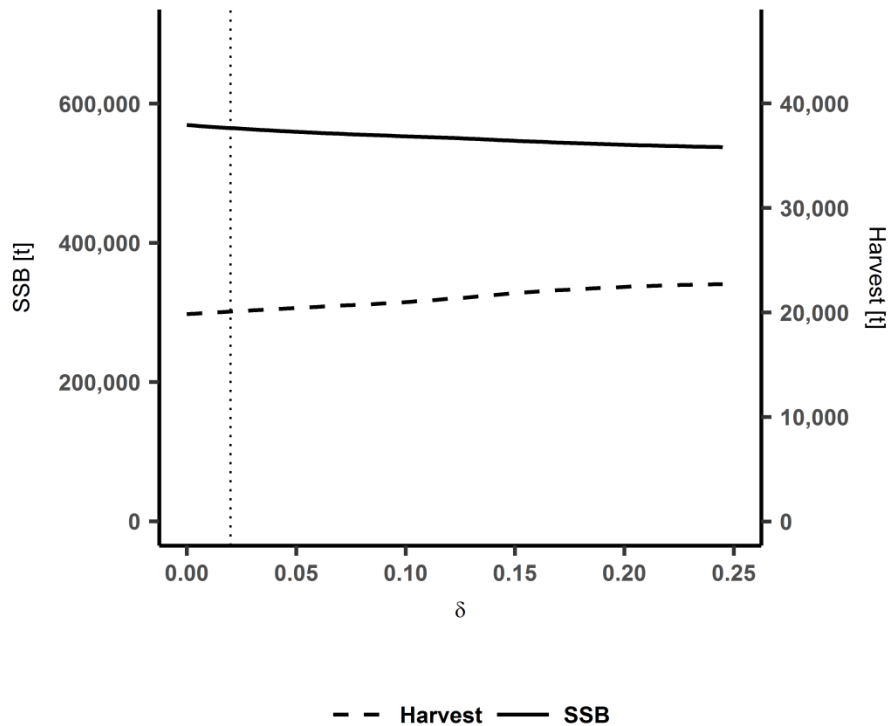


Figure 3.4: Dependence of the steady state spawning stock biomass (SSB in tons) on the discount rate. The dotted line represents the optimal steady state for the selected model parameters.

### 3.3.2 Effect of stock estimation uncertainties

We observe that stock estimation uncertainty has an insignificant effect on the optimal harvest path even when the uncertainty level becomes high (Figure 3.5). The accuracy of information about the resource level does not affect the capacity of a manager to define a TAC-based policy. The MEY policy defined by a low harvest rate and a high population level is robust to stock estimation uncertainties. This result is also sensitive to the cost and schooling parameters. As the MEY becomes close to the MSY level, stock estimation uncertainties increase.

Chapitre 3: Optimal bioeconomic management of the Eastern Atlantic Bluefin tuna fishery:  
 where do we stand after the recovery plan?

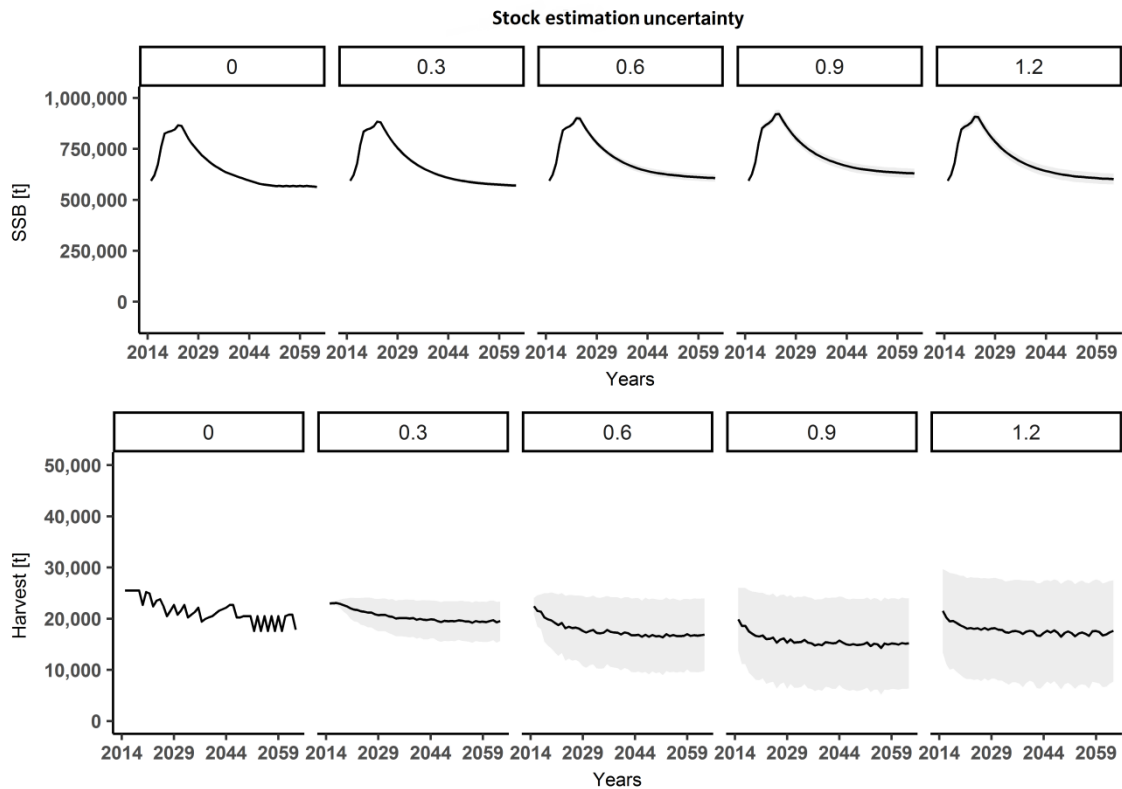


Figure 3.5: Results of 500 independent simulations of the closed-loop optimisation model with different level of uniformly distributed stock estimation uncertainties ( $\sigma_m = 0; 0.3; 0.6; 0.9 \wedge 1.2$ ). On the top charts, the optimal path of spawning stock biomass (SSB in tons) from 2014 to 2064. On the bottom charts, the optimal path of harvest (in tons) from 2014 to 2064. The grey shaded region represents the standard deviations.

### 3.4 Discussion

This study provides a bioeconomic model of the EABFT fishery in line with the ICCAT stock assessment procedure. This work updates previous analysis of Bjorndal & Brasao (2006) which found out pulse fishing as optimal management. We outline the optimal dynamic exploitation of the EABFT fishery by setting directly the harvest level as a fishing quota (TAC) and considering an age structured model which explicitly takes into account the schooling behavior of Bluefin tuna. Our model integrates the effect of the global supply of EABFT close substitutes on the price, analyses the effects of different recruitment levels and selectivity as an optimised variable. Using actual economic data of the European purse seine fishery, the model has been applied to determine the optimal economic policy for EABFT fishery.

### 3.4.1 Toward a new management target

After the success of the stock recovery plan launched in 2009, the definition of the pathway toward the optimal management target is crucial for the management of the EABFT fishery. The bio-economic optimal management strategy defines a pathway converging toward the steady state starting with high harvest rate to reach a SSB steady state slightly inferior to the SSB at the MSY level (even with zero discounting). This result contradicts what has been observed in Tahvonen et al. (2017), and supports the message from previous economic studies showing that the MEY management policy leads to a ‘no regret’ situation, increasing both the stock size and economic profits (Grafton et al. 2010). Moreover, the SSB and harvest steady states are quite insensitive to discount rate which widens the gap between the MEY and MSY outcomes. Even in face of a highly uncertain future, the EABFT fishing industry has little incentives to harvest more and overexploit the stock beyond the MSY level.

A key issue in the assessment of the EABFT fishery is the confidence that scientists put in the magnitude of the recent SSB recovery, which mainly relies on a high estimate of recruitment levels from 2004 to 2007 (ICCAT 2017). We integrate to our model the 3 recruitment scenarios used in the projection scenarios by ICCAT to explore the effect of a potential discrepancy in the recruitment level. Considering a constant selectivity pattern, the different levels of recruitment does not qualitatively affect the results, the SSB steady state remains higher than the SSB at the MSY level. However, quantitative results change substantially, considering a low recruitment instead of a high recruitment level modifies the steady state harvest level from around 24,000 to 14,000 tons. The precautionary approach (De Bruyn et al. 2013) would suggest to deal with different scenarios and to implement a smooth pathway toward the target SSB which ensures to reach the MSY by 2022 for EABFT fishery (ICCAT 2017). For each recruitment level, reaching MSY in the short run (by 2022) fulfill this condition. However, in the long run the uncertainty in the estimated productivity could jeopardise the conservation effort made during the stock rebuilding phase. Adopting a more cautious target, such as MEY, should smooth potential errors in the stock estimation and the productivity of the EABFT.

### 3.4.2 Fishing selectivity

When harvesting selectivity is costless and perfectly adjusted, the optimal path keeps the same qualitative property but harvest is balanced over all age classes. Under the assumption of a constant price per age class, this new selectivity pattern results in a slightly higher harvest in term of biomass and consequently a higher profit. Selective gear such as purse seine could potentially detect and select schools of tuna which are often organised according to their size (Newlands et al. 2006; Ottolenghi 2008; Bauer et al. 2015). However, at low fishing mortality a balanced harvesting selectivity is economically promoted, and serves both conservation and economic performance of the fishery, ensuring in the long run higher profits than the current selectivity pattern and conservation objective by maintaining stock levels above the MSY limit even if productivity is uncertain. The demographic structure of stocks is an important factor affecting the resilience of a population facing environmental variability (Perry et al. 2010). Maintaining a high proportion of old individuals which potentially contribute the most to reproduction is also an important factor to decrease fluctuations in population abundance (Anderson et al. 2008). In addition, fishing alters life-history traits with an evolutionary side effect, affecting maturity, growth and leads to a loss of genetic diversity and sub-populations (Planque et al. 2010, Garcia et al. 2012). In an ecosystem context, under the synergic effect of fishing activity and climate change, community structure can shift toward new states with lowest productivity rates. Some Mediterranean fish stocks, hakes and small pelagic fishes, have already undergone such shifts (Hidalgo et al., 2011; Saraux et al., 2017). Our results support the new paradigm of balanced harvesting instead of the current increased selectivity objective. At the ecosystem level, balanced harvesting have been shown to produce better conservation result regarding both exploited and unexploited species which structured the ecosystem. Removing parts of the ecosystem can lead to unintended consequences even for exploited species managed under the MSY policy.

### 3.4.3 Global supply and international market

The supply on the global Bluefin tuna market also plays a critical influence on the price and the profit of the EABFT fishery. The 50-year horizon net present value is increased by 20%

### Chapitre 3: Optimal bioeconomic management of the Eastern Atlantic Bluefin tuna fishery: where do we stand after the recovery plan?

when the supply of EABFT substitutes is reduced by 50% over the period. Even if the price flexibility does not qualitatively affect the optimal management, the price responsiveness substantially affects the profitability of the fishery. The scale flexibility smaller than unity evaluated by Sun et al. (2017) creates an incentive from the EABFT fishery to maintain high catch level. The potential increase of the EABFT TAC under the optimal management path will negatively affect other BFT fisheries and justify coordination and a consistent management across RFMOs (Allen et al. 2010; Sun et al. 2017). In our modeling framework, we exclude investment, technical change and overcapacity management issues which are nevertheless important in a fishery which has undergone an over 50% reduction of its activity within a couple of years. Selecting a smooth pathway strategy toward the MEY or MSY objective is a preferable option for managers to ensure a safe investment context, keeping the supply chain unchanged, avoiding overcapacity, maintaining confidence in the future and holding low discount rate values to avoid a detrimental ‘race to fish’ (Armsworth & Roughgarden 2003; Patterson et al. 2007; Boettiger et al. 2016).

#### 3.4.4 Stock estimation uncertainties

When considering only the current stock estimation information, results from Sethi et al. (2005) does not hold in the age-structured context when the dynamic MEY is defined for low harvest rate and high population level. High stock estimation uncertainty only affects the optimal policy by reducing the SSB steady state, and increasing the harvest while decreasing the profitability. We have based our model on specific assumptions reducing the information to the existing knowledge of the system. These assumptions lead to a counter intuitive policy which is less cautious than under a complete information setting. Conversely, the precautionary principle fosters more cautious harvest levels to ensure the conservation of the resource in the face of ambiguity (De Bruyn et al. 2013). This result exacerbates the need for a cautious target, such as MEY, in face of potential high stock estimation uncertainties affecting the EABFT.

### 3.5 Conclusion

As pointed out in this study, conservation and economic objectives are still aligned if we consider age structured models, especially when the considered species is a long-lived species. MEY as a new management reference point has the advantage to be robust to high stock estimation uncertainty and foster balanced harvesting. These characteristics are crucial if we consider the management of the EABTF at the scale of its ecosystem. Keeping low catch rate has both the advantage to maintain ecosystem resilience, and smoothing stock variation over time. MEY policy has the potential to create confidence in the future of fishery and promote consistency between RFMOs to maintain a high price on the global market.

However, in face of strong individual incentives to increase TAC, ICCAT agreed on an increase of TAC up to 36,000 tons by 2020. A new approach should be considered to create new economic incentives, even when full property rights are defined, to allow the sustainability of fishery resources. Society benefits should be considered by including ecosystem services values to compensate losses from direct use of the resource (TACs).



Chapitre 3: Optimal bioeconomic management of the Eastern Atlantic Bluefin tuna fishery:  
where do we stand after the recovery plan?

### 3.6 References

- Anderson, C. N. K., Hsieh, C., Sandin, S. A., Hewitt, R., Hollowed, A., Beddington, J., May, R. M. & Sugihara, G. (2008). Why fishing magnifies fluctuations in fish abundance. *Nature*, 452(7189), 835-839.
- Armsworth, P. R., & Roughgarden, J. E. (2003). The economic value of ecological stability. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 100, 7147-51
- Baranov, T. I. (1918). On the question of the biological basis of fisheries. *Issledovatel'skie Ikhtiologicheskii Institut Izvestiya*, 1, 81-128.
- Bauer, R., Bonhommeau, S., Brisset, B., & Fromentin, J. (2015). Aerial surveys to monitor Bluefin tuna abundance and track efficiency of management measures. *Marine Ecology Progress Series*, 534, 221-234.
- Bertignac, M., Campbell H.F., Hampton J., & Hand A.J. (2000). Maximizing resource rent in the Western and Central Pacific tuna fisheries. *Marine Resource Economics*, 15, 151-177.
- Beverton, R. J. H. & Holt, S. J. (1957). On the dynamics of exploited fish populations. *Fisheries Investigations*, 19, 1-533.
- Bjorndal, T., & Brasao. A. (2006). The East Atlantic Bluefin Tuna Fisheries: Stock Collapse or Recovery? *Marine Resource Economics*, 21, 193-210.
- Boettiger, C., Bode, M., Sanchirico, J. N., LaRiviere, J., Hastings, A., & Armsworth, P. R. (2016). Optimal management of a stochastically varying population when policy adjustment is costly. *Ecological Applications*, 26(3), 808-817.
- Carroll, M. T., Anderson, J. L., & Martínez-Garmendia, J. (2001). Pricing US North Atlantic Bluefin tuna and implications for management. *Agribusiness*, 17(2), 243-254.
- Catarci, C. (2005). The world tuna industry: an analysis of imports and prices, and of their combined impact on catches and tuna fishing capacity. In: Bayliff, W., Leiva Moreno, J.I., Majkowski, J. (Eds.). *Management of Tuna Fishing Capacity: Conservation and Socio-economics*, 235-278. FAO, Rome.

Chapitre 3: Optimal bioeconomic management of the Eastern Atlantic Bluefin tuna fishery:  
where do we stand after the recovery plan?

- Chalom, A., & Lopez de Prado, P. I. K. (2016). pse: Parameter Space Exploration with Latin Hypercubes. R package version 0.4.6. <http://CRAN.R-project.org/package=pse>.
- Clark, C., W. (1973). Profit maximization and the extinction of animal species. *Journal of Political Economics*, 4, 950-961.
- Clark, C. W., & Mangel, M. (2000). Dynamic state variable models in ecology, 289 pages. Oxford University Press, New York.
- Clark, C. W., Munro, G. R., & Sumaila, U. R. (2010). Limits to the Privatization of Fishery Resources. *Land Economics*, 86 (2), 209-218.
- Collette, B. B., Carpenter, K. E., Polidoro, B. A., Juan-Jordá, M. J., Boustany, A., Die, D. J., Elfes, C., Fox, W., Graves, J., Harrison, L. R., Minte-Vera, C. V., Nelson, R., Restrepo, V., Schratwieser, J., Sun, C. L., Amorim, A., Brick Peres, M., Canales, C. Cardenas, G. Chang, S. K., Chiang, W. C., de Oliveira Leite, N., Harwell, H. Lessa, R., Fredou, F. L., Oxenford, H. A., Serra, R., Shao, K. T., Sumaila, R., Wang, S. P., 31 Watson, R., Yáñez, E. & McManus, R. (2011). High value and long life: double jeopardy for tunas and billfishes. *Science*, 333 (6040), 291-292.
- Cullis-Suzuki, S. & Pauly, D. (2010). Failing the high seas: A global evaluation of regional fisheries management organizations. *Marine Policy*, 34, 1036-1042.
- De Bruyn, P., Murua, H., & Aranda, M. (2013). The Precautionary approach to fisheries management: How this is taken into account by Tuna regional fisheries management organisations (RFMOs). *Marine Policy*, 38, 397-406.
- Deriso, R. B. (1987). Optimal F0.1 criteria and their relationship to maximum sustainable yield. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 44 (Suppl. 2), 339-348.
- Diekert, F. K., Hjermmann, D. Ø., Nævdal, E., & Stenseth, N. C. (2010). Spare the young fish: optimal harvesting policies for North-East Arctic Cod. *Environmental Resource Economics*, 47, 455-475.
- Francis, R. I. C. C. (1992). Use of risk analysis to assess fishery management strategies: a case study using orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*) on the Chatham Rise New Zealand. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49, 922-930.

Chapitre 3: Optimal bioeconomic management of the Eastern Atlantic Bluefin tuna fishery:  
where do we stand after the recovery plan?

- Fromentin, J. M. & Bonhommeau, S. (2011). Estimates of selectivity for the East Atlantic and Mediterranean Bluefin tuna from 1970 to 2009. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT*, 66 (2), 787-798.
- Fromentin, J. M., Bonhommeau, S. & Brisset, B. (2011). Update of the index of abundance of juvenile Bluefin tuna in the western Mediterranean Sea until 2011. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT*, 69 (1), 454-462.
- Fromentin, J. M., Bonhommeau, S., Arrizabalaga, H., & Kell, L. T. (2014). The spectre of uncertainty in management of exploited fish stocks: The illustrative case of Atlantic Bluefin tuna. *Marine Policy*, 47, 8-14.
- Fromentin, J. M., & Powers, J. E. (2005). Atlantic Bluefin tuna: population dynamics, ecology, fisheries and management. *Fish and Fisheries*, 6 (4), 281-306.
- Galland, G., Rogers, A., & Nickson, A. (2016). Netting billions: a global valuation of tuna, A report of The Pew Charitable Trusts, May 2016, 22
- Garcia, S. M., Kolding, J., Rice, J., Rochet, M.-J., Zhou, S., Arimoto, T., Beyer, J. E., Borges, L., Bundy, A., Dunn, D., Fulton, E. A., Hall, M., Heino, M., Law, R., Makino, M., Rijnsdorp, A. D., Simard, F., & Smith, A. D. M. (2012). Reconsidering the Consequences of Selective Fisheries. *Science*, 335(6072), 1045-1047.
- Guillotreau, P., Squires, D., Sun, C.-H.J., & Compeán, G. (2017). Local, regional and global markets: what drives the tuna fisheries? *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 27 (4): 909-929.
- Hidalgo, M., Rouyer, T., Molinero, J. C., Massuti, E., Moranta, J., Guijarro, B., & Stenseth, N. C. (2011). Synergistic effects of fishing-induced demographic changes and climate variation on fish population dynamics. *Marine Ecology Progress Series*, 426, 1-12.
- Hilborn, R., & Walters, C. J., (1992). Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics, and Uncertainty, 570 pages. *Chapman and Hall*, New York.
- Hurry, G. D., M., Hayashi, & Maguire, J. J. (2008). Report of the independent review. International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT), 105 pages. Retrieved from <http://www.iccat.int/Documents/Meetings/Docs/Comm/PLE-106-ENG.pdf>.

Chapitre 3: Optimal bioeconomic management of the Eastern Atlantic Bluefin tuna fishery:  
where do we stand after the recovery plan?

ICCAT (2006). Report of the 2006 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT*, 60(3), 652-880.

ICCAT (2008). Report of the 2008 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT*, 64, 352 pages.

ICCAT (2014). Report of the 2014 Atlantic Bluefin tuna stock assessment session. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT*, 178 pages.

ICCAT (2017). Report of the 2017 Atlantic Bluefin tuna stock assessment session. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT*, 106 pages.

ICCAT Recommendation 17-07 (2017). Recommendation by ICCAT amending the recommendation 14-04 on Bluefin tuna in the Eastern Atlantic and Mediterranean. Retrieved from <http://www.iccat.int/Documents/Recs/compendiopdf-e/2017-07-e.pdf>

Jeon, Y., Reid, C., & Squires, D. (2008). Is there a global market for tuna? Policy implications for tropical tuna fisheries. *Ocean Development & International Law*, 39 (1), 32-50.

Jiménez-Toribio, R., Guillotreau, P., & Mongruel, R. (2010). Global integration of European tuna markets. *Progress in Oceanography*, 86 (1), 166-175.

Johnson, S. G. (2017). The NLOpt nonlinear-optimization package. <http://ab-initio.mit.edu/nlopt/> (Version 2.4.2).

Kell, L. T., Bonhommeau, S., & Fromentin, J. M. (2013). A catch curve analysis for east Atlantic and Mediterranean Bluefin tuna. *Collective Volume of Scientific Papers*, 69(1), 199-203.

Kell, L. T., Mosqueira, I., Grosjean, P., Fromentin, J. M., Garcia, D., Hillary, R., Jardim, E., Mardle, S. M., Pastoors, A., Poos, J. J., Scott, F., & Scott, R. D. (2007). FLR: An open-source framework for the evaluation and development of management strategies. *ICES Journal of Marine Science*, 46, 64-640.

Kompas, T., Grafton, R. Q., & Che, T. N. (2010). Bioeconomic losses from overharvesting tuna: Bioeconomic losses. *Conservation Letters*, 3(3), 177-183.

Chapitre 3: Optimal bioeconomic management of the Eastern Atlantic Bluefin tuna fishery:  
where do we stand after the recovery plan?

Kulmala, S., Laukkanen, M., & Michielsens, C. (2008). Reconciling economic and biological modeling of migratory fish stocks: Optimal management of the Atlantic salmon fishery in the Baltic Sea. *Ecological Economics*, 64 (4), 716-728.

Maguire, J. J. (2006). The state of world highly migratory, straddling and other high seas fishery resources and associated species. *FAO Fisheries Technical Paper*, 495, 77 pages. FAO, Rome.

Majkowski J. (2007). Global fishery resources of tuna and tuna-like species. *FAO Fisheries Technical Paper*, 483, 66 pages. FAO, Rome.

Miyake, M., Guillotreau, P., Sun, C. H., & Ishimura, G. (2010). Recent developments in the tuna industry: stocks, fisheries, management, processing, trade and markets. *FAO Fisheries Technical Paper*, 54, 151 pages. FAO, Rome.

Munro, G. R., Van Houtte, A., & Willmann, R. (2004). The conservation and management of shared fish stocks: legal and economic aspects. *FAO Fisheries Technical Paper*, 465, 69 pages. FAO, Rome.

Mullon, C., Guillotreau, P., Galbraith, E. D., Fortilus, J., Chaboud, C., Bopp, L., Aumont, O., & Kaplan, D. (2017). Exploring future scenarios for the global supply chain of tuna. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 140, 251-267.

Mylonas, C. C., De La Gándara, F., Corriero, A., & Ríos, A. B. (2010). Atlantic Bluefin tuna (*Thunnus Thynnus*) farming and fattening in the Mediterranean Sea. *Reviews in Fisheries Science*, 18(3), 266-280.

Newlands, N. K., Lutcavage M.E., & Pitcher, T. J. (2006). Atlantic Bluefin tuna in the Gulf of Maine, I: estimation of seasonal abundance accounting for movement, school and school-aggregation behaviour. *Environmental Biology of Fishes*, 77, 177-195.

Ottolenghi, F. 2008. Capture-based aquaculture of Bluefin tuna. In A. Lovatelli and P.F. Holthus (eds). Capture-based aquaculture. Global overview. *FAO Fisheries Technical Paper*, 508, 169-182. FAO, Rome.

Patterson, K., & Resimont, M. (2007). Change and stability in landings: the responses of fisheries to scientific advice and TACs. *ICES Journal of Marine Science*, 64, 714-717.

Chapitre 3: Optimal bioeconomic management of the Eastern Atlantic Bluefin tuna fishery:  
where do we stand after the recovery plan?

- Perry, R. I., Cury, P., Brander, K., Jennings, S., Möllmann, C., & Planque, B. (2010). Sensitivity of marine systems to climate and fishing: concepts, issues and management responses. *Journal of Marine Systems*, 79, 427-435.
- Planque, B., Fromentin, J. M., Cury, P., Drinkwater, K. F., Jennings, S., Perry, R. I., & Kifani, S. (2010). How does fishing alter marine populations and ecosystems sensitivity to climate? *Journal of Marine Systems*, 79, 403-417.
- R Core Team. (2017). R: A language and environment for statistical computing [Software-Handbuch]. Vienna, Austria. <http://www.r-project.org/>.
- Saraux, C., Van Beveren, E., Brosset, P., Queiros, Q., Bourdeix, J. H., Dutto, G., Gasset, E., Jac, C., Bonhommeau S., & Fromentin, J. M. (2017). Small pelagic fish dynamics: a review of mechanisms in the Gulf of Lions. *Deep-Sea Research Part II, In Press*. Retrieved from <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2018.02.010>.
- Sethi, G., Costello, C., Fisher, A., Hanemann, M. & Karp, L. (2005). Fishery management under multiple uncertainty. *Journal of Environmental Economics and Management*, 50, 300-318.
- STECF (2016). The 2016 Annual Economic Report on the EU Fishing Fleet, STECF 16-11. In: Carvalho, N., Keatinge, M., and Guillen, J. (Eds). Joint Research Centre, Ispra.
- Sun, C.-H. J., Chiang, F.-S., Guillotreau, P., Squires, D., Webster, D. G., & Owens, M. (2015). Fewer Fish for Higher Profits? Price Response and Economic Incentives in Global Tuna Fisheries Management. *Environmental and Resource Economics*, 66 (4), 749-764.
- Sun, C. H. J., Chiang, F. S., & Squires, D. (2017). More Landings for Higher Profit? Inverse Demand Analysis of the Bluefin Tuna Auction Price in Japan and Economic Incentives in Global Bluefin Tuna Fisheries Management. Working Papers. Retrieved from <https://EconPapers.repec.org/RePEc:nto:wpaper:1701>.
- Tahvonen, O. (2009). Optimal harvesting of age-structured fish populations. *Marine Resource Economics*, 24, 147-169
- Tahvonen, O., Quaas, M. F., Schmidt, J. O., & Voss, R. (2013). Optimal Harvesting of an Age-Structured Schooling Fishery. *Environmental and Resource Economics*, 54(1), 21-39.

Chapitre 3: Optimal bioeconomic management of the Eastern Atlantic Bluefin tuna fishery:  
where do we stand after the recovery plan?

Tahvonen, O., Quaas, M. F., & Voss, R. (2017). Harvesting selectivity and stochastic recruitment in economic models of age structured fisheries, *Journal of Environmental Economics and Management*, *In press*. Retrieved from <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2017.08.011>.

Tokunaga, K. (2018). Estimating Elasticity of Demand for Fresh Bluefin Tuna in the World's Largest Fish Market, *Marine Resource Economics*, *33(1)*, 27-60.

White C., & Costello C. (2014). Close the high seas to fishing? *PLoS Biology* *12 (3)*, e1001826.



### 3.7 Supplementary materials

#### 3.7.1 Appendix 3.1

Equilibrium age structured relationship.

Following Tahvonen et al. (2009), the age structure equilibrium is defined as:

$$x_{s+1,\infty} = x_{s,\infty}\mu_s \quad \text{Eq. A1}$$

With  $\mu_s = \alpha_s(1 - sel_s \cdot Fmax)$ , for  $s = 1, \dots, n-2$  and  $\mu_{n-1} = \frac{\alpha_{n-1}(1 - sel_{n-1} Fmax)}{1 - \alpha_n + \alpha_n \cdot sel_n Fmax}$

Considering  $h_s = x_s \cdot sel_s \cdot Fmax$ , the equilibrium age structure for  $s=2, \dots, n$  can be written as:

$$x_{s,\infty} = \varphi_s x_{1,\infty} \quad \text{Eq. A2}$$

$$\varphi_s = \prod_{i=1}^{s-1} \mu_i, \quad s=2, \dots, n \quad \text{Eq A3}$$

Given the Beverton and Holt (1957) recruitment function, we could write:

$$x_{1,\infty} = \frac{\phi_1 D x_{1,\infty}}{\phi_2 + D x_{1,\infty}} \quad \text{Eq. A4}$$

$$x_{1,\infty} = \phi_1 - \frac{\phi_2}{D} \quad \text{Eq. A5}$$

With  $\phi_1, \phi_2$  the Beverton & Holt stock recruitment parameters and  $D = \sum_{s=1}^n w_s g_s \varphi_s$ , the equilibrium spawning stock biomass becomes:

$$ssb_{\infty} = x_{1,\infty} \cdot \sum_{s=1}^n w_s g_s \varphi_s \quad \text{Eq. A6}$$

### Chapitre 3: Optimal bioeconomic management of the Eastern Atlantic Bluefin tuna fishery:

where do we stand after the recovery plan?

#### 3.7.2 Appendix 3.2

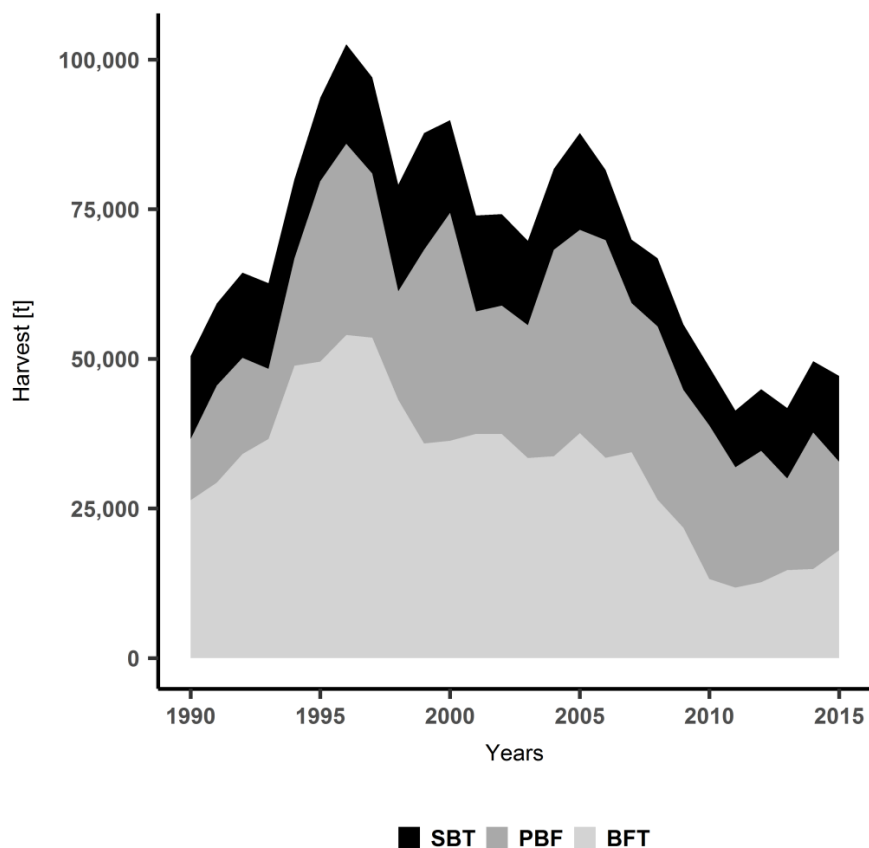
Data on East Atlantic Bluefin tuna (EABFT) French and Italian purse seine fishery from statistics of the Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF, 2016).

<b>Year</b>	<b>EABFT purse seine sample catch [tons]</b>	<b>EABFT biomass [tons]</b>	<b>EABFT purse seine ex-vessel price [€/kg]</b>	<b>EABFT purse seine sample variable costs [€]</b>
2008	1,232.5	381,594.1	6.9	13,653,086
2009	1,936.2	416,981.8	3.3	8,838,653
2010	1,714.1	466,756.9	9.6	8,324,184
2011	2,525.6	511,832.2	8.1	5,936,655
2012	1,886.1	579,709.6	12.9	13,433,724
2013	3,089.4	678,571.3	11.1	27,883,858
2014	1,319.1	772,906.6	11.5	17,605,153
2015	4,419.3	849,264.2	10.8	15,769,493

Chapitre 3: Optimal bioeconomic management of the Eastern Atlantic Bluefin tuna fishery:  
where do we stand after the recovery plan?

3.7.3 Appendix 3.3

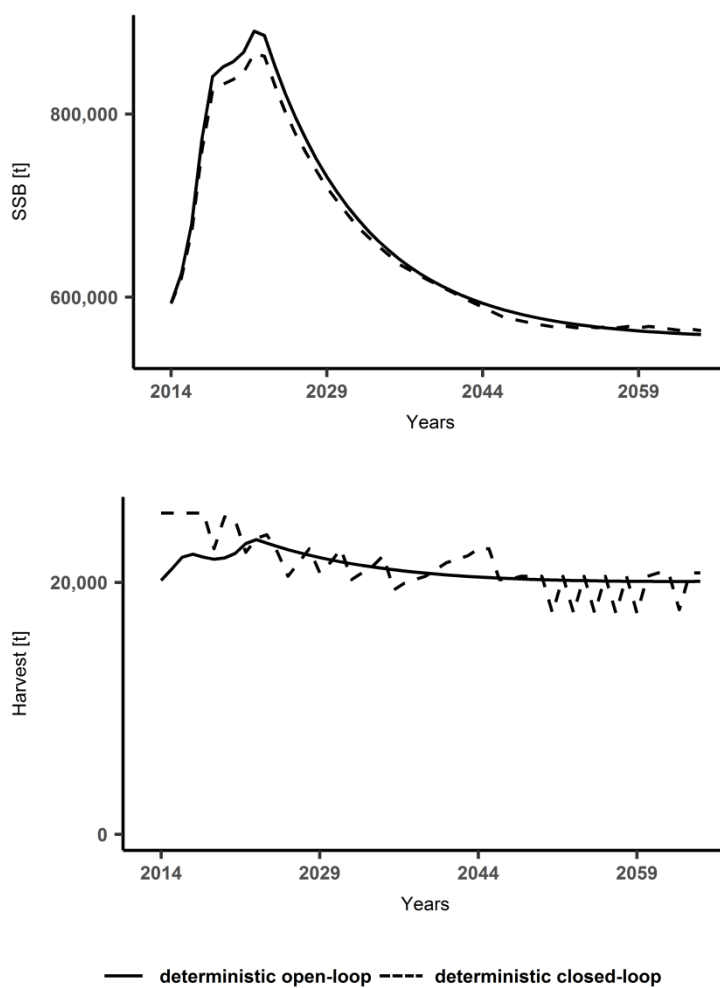
Cumulative annual supply of the global Bluefin tuna by species. In dark the historic of Southern Bluefin tuna (SBT, data from the CCSBT catch data base), in dark grey the catch of Pacific Bluefin tuna (PBF, data from the IATTC and ISC catch data base) and in light grey the catch of Atlantic Bluefin tuna (BFT, data from the ICCAT catch data base).



Chapitre 3: Optimal bioeconomic management of the Eastern Atlantic Bluefin tuna fishery:  
where do we stand after the recovery plan?

3.7.4 Appendix 3.4

Comparison of the deterministic numerical closed and open-loop formulations from 2015 to 2065 for harvest (in tons) and spawning stock biomass (SSB in tons) path.



### 3.7.5 Appendix 3.5

#### Sensitivity analysis.

We assess the effect of key parameters uncertainties on the steady state optimal levels based on the open-loop formulation of the model. For each parameter set, we generate 1000 observations assuming normal distributions with means given by their estimates and standard deviation derived from the estimation. We carry out the sensitivity analysis using the latin hypercube sampling (LHS) method from the ‘pse’ package in R (Chalom et al., 2017).

An important drawback of age structured population model is the necessity to specify a stock-recruitment relationship. Stock recruitment models are low explanatory because of the low availability of recruitment data and the variability of the recruitment process independently of the spawning biomass (Hilborn & Walters, 1982). EABFT is not an exception, and the existence of a density dependence mechanism has not been observed because of the lack of contrast in the available recruitment data (time series begin well after the stock has been reduced by exploitation, ICCAT 2017). The choice of the Beverton and Holt function is controversial and leads to the estimation of highly uncertain parameters (mean recruitment levels over different periods are used for projections in the EABFT stock assessment procedure, ICCAT 2017). We also analyse the effect of the variations of the catch-stock elasticity parameter ( $\chi$ ) which influences the hyperstability of the harvest productivity through the cost function. Moreover, we jointly evaluate those 2 parameters, and the effects of economic parameters which are related to the performance of the fishery. We analyse the effects of changes in the cost function parameter ( $c$ ) which is subjects to large uncertainty. We only have 8 observations of variable costs and aggregate landings from the STECF data, and consequently few degrees of freedom. We also consider the price function parameter ( $p$ ), the price scale flexibility parameter ( $\varphi$ ) and the estimation of EABFT substitutes’ supply ( $Hbft$ ).

The optimal SSB steady state is very sensitive to economic parameters variations and shows a skewed right distribution with a peak centered on 190,000 tons slight below the SSB at MSY level (Figure A3.1). We observe the inverse pattern for the optimal harvest steady state which shows a long tail to the left of a mode centered on the steady state of 40,000 tons slightly above the MSY level. However, the optimal steady state profit shows large variations on the right of its optimal steady state. The partial rank correlation coefficients (PRCCs, Figure A3.2) measure how strong the linear associations between the optimal steady state SSB and

Chapitre 3: Optimal bioeconomic management of the Eastern Atlantic Bluefin tuna fishery:  
 where do we stand after the recovery plan?

the cost, price and recruitment function parameters are, after removing the linear effect of the other parameters. PRCCs show strong negative effects of the stock elasticity parameter ( $\chi$ ) and the price flexibility parameter ( $\varphi$ ) on the optimal SSB steady state. We also notice a strong positive relationship between the cost scale parameter ( $c$ ) on the SSB steady state. The dynamic MEY is fully determined and very sensitive to economic parameters.

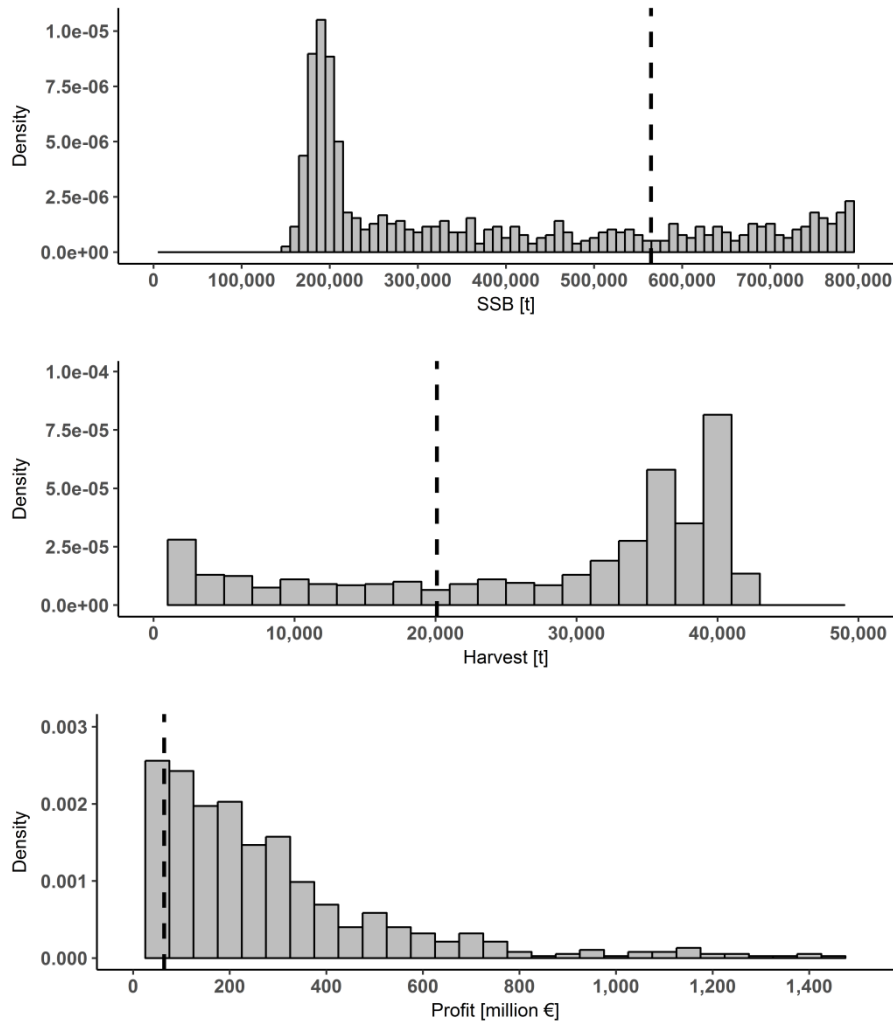


Figure A3.1: Histogram of the effects of stock recruitment and cost function on optimal steady-state spawning stock biomass (SSB in tons), harvest (tons) and profit ( $10^6$  €) for 1000 randomly drawn parameter sets. The dotted line represents the optimal steady state for the selected model parameters.

Chapitre 3: Optimal bioeconomic management of the Eastern Atlantic Bluefin tuna fishery:  
where do we stand after the recovery plan?

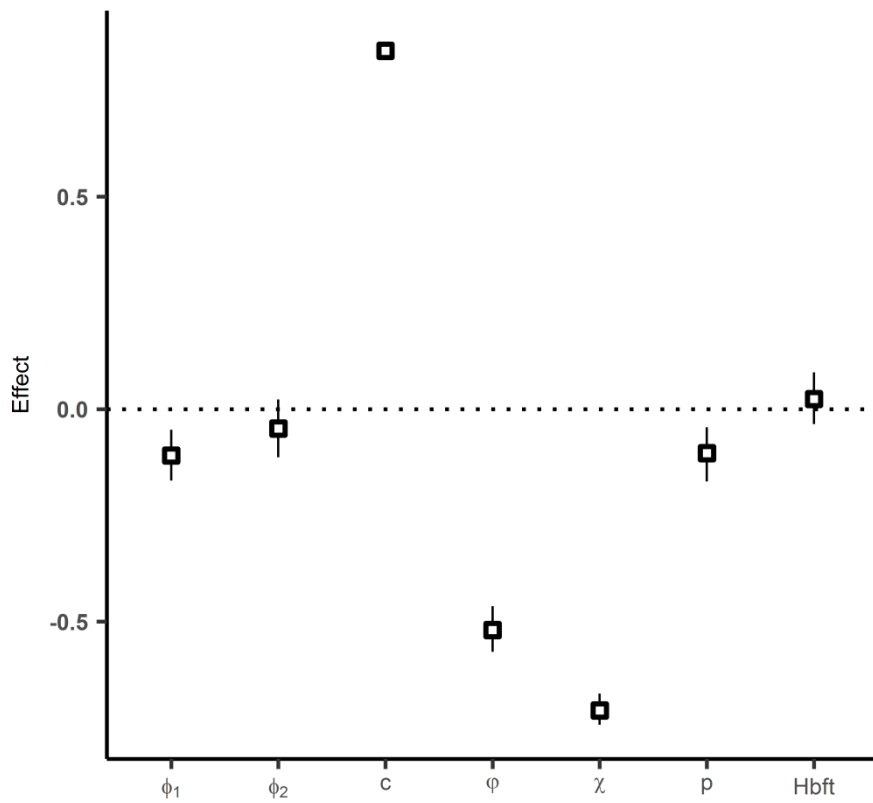


Figure A3.2: Partial rank correlation of key functions parameters on the SSB optimal steady state level.

# 4 INFLUENCE OF TIPPING POINTS IN THE SUCCESS OF INTERNATIONAL FISHERIES MANAGEMENT: AN EXPERIMENTAL APPROACH

**Selles Jules<sup>1, 2</sup>, Bonhommeau Sylvain<sup>3</sup>, Vallée Thomas<sup>2</sup> & Guillotreau Patrice<sup>2</sup>**

Soumis à Environmental and Resource Economics.

<sup>1</sup>IFREMER (Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la MER), UMR MARBEC, Avenue Jean 9 Monnet, BP171, 34203 Sète Cedex France.

<sup>2</sup>LEMNA, Université de Nantes, IEMN-IAE, Chemin de la Censive-du-Tertre, BP 52231, 44322 Nantes Cedex France.

<sup>3</sup>IFREMER Délégation de l'Océan Indien, Rue Jean Bertho, BP60, 97822 Le Port CEDEX France.



## Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management: An Experimental Approach

**Résumé** — Les pêcheries internationales sont des ressources communes qui concentrent les difficultés de gestion. Les aires de répartition très larges de ces espèces les rendent disponible pour un grand nombre d’exploitants potentiels, notamment en haute mer qui est par nature libres d’accès. Ce travail examine le rôle de points critiques de basculement socio-économique sur la coopération au cours du processus d’élaboration des politiques de gestion associé aux pêcheries internationales. Nous analysons la capacité des décisionnaires à coordonner leurs décisions pour réduire la dissipation économique de la rente et assurer la durabilité des ressources dans un environnement dynamique. Plus précisément, nous proposons une approche expérimentale contextualisée pour explorer la manière dont les décideurs réagissent à un changement catastrophique dans les conditions économiques induit de manière endogène. Nous utilisons le cas d’étude de la pêcherie du stock Est de thon rouge de l’Atlantique (EABFT), qui est l’archétype d’une pêcherie surexploitée et mal gérée. Nous montrons que la menace d’un changement de régime de gestion, en augmentant la probabilité d’une faillite économique, favorise des résultats plus coopératifs et une gestion plus prudente de la ressource. Ce résultat est exacerbé lorsque la position du point de basculement qui déclenche le changement de situation économique est incertaine.

**Mots-clés** — *Ressources communes; Economie expérimental; Gestion des pêches; Pêcheries internationales; Prise de décision ; Points de basculement.*

## Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management: An Experimental Approach

**Abstract** — International fisheries are common pool resources which concentrate management difficulties. The migratory nature of fish resources makes it available for a large number of actual and potential harvesters in high seas which are by nature, free of access. This work investigates the role of critical socio-economic tipping points on cooperation during the policy-making process associated with international shared fisheries. We analyse the ability of decision makers to coordinate their decisions to reduce economic rent dissipation and to ensure resource sustainability in a dynamic environment. More specifically, we propose a contextualised computer-based experimental approach to explore how decision makers respond to an endogenously driven catastrophic change in the economic conditions. We use the study case of the East Atlantic Bluefin tuna (EABFT) fishery as it has been the archetype of an overfished and mismanaged fishery. We show that the threat of a regime shift, by increasing the likelihood of an economic bankruptcy, fosters more cooperative outcomes and a more precautionary management of the resource. This result is exacerbated when the position of the tipping point which triggers the shift in economic condition is uncertain.

**Keywords** — *Common pool resources; Experimental economics; Fisheries management; International fisheries; Policy making; Tipping points.*

## Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management: An Experimental Approach

### 4.1 Introduction

Fishery resources are common-pool resources (CPRs) in which appropriation (catch) of the resource by one fisher create an external cost for others. In such a context, the incentives to catch more resources and ignore the external costs are rational because a fisher receives benefits for himself without bearing the social costs. Collectively this rational individual behaviour leads to the well-known tragedy of the commons (Gordon 1954; Hardin 1968). Fisheries management has faced difficulties all over the world for the second half of the 20th century and the beginning of this century to address both conservation and economic challenges (Pauly et al. 1998; Worm et al. 2009). Scientists have pointed out the poor governance practices and deficient incentives for conservation (Hilborn et al. 2005).

International fisheries are a special case which causes particular management problems. International shared fish stocks are defined as fish stocks not confined to a single national jurisdiction (Economic Exclusive Zone, EEZ) and exploited by more than one State (Munro et al. 2004). Compared to domestic fisheries, international fisheries are subject to management difficulties mainly due to the need for cooperation between different countries (Munro 1979; Munro et al. 2004; Maguire et al. 2006; McWhinnie 2009; Teh & Sumaila 2015). Inadequate management has led to overfishing of many economically important fish stocks (Cullis-Suzuki & Pauly 2010). Highly migratory fish stocks represent the most complex case of international fisheries. The highly migratory nature of such fish resources makes it available for a large number of actual and potential harvesters in high seas which are by nature free of access (White & Costello 2014). Nowadays, the current status of a number of highly migratory stocks (mainly tuna and tuna-like species) is particularly worrying (Juan-Jorda et al. 2011). Since the 1995 United Nations Fish Stocks Agreement, highly migratory species have been managed on a regional basis through Regional Fisheries Management Organisations (RFMOs). The RFMOs are composed of members from both coastal states and distant water fishing nations (DWFNs). Despite the legal obligation to cooperate within a RFMO, the states involved in international fisheries are not required to reach an agreement, or if an agreement is achieved it is not binding or enforceable (Munro et al. 2004). This means that non-cooperation is the default option, notably in front of the complexity to manage highly migratory species and reach stable agreements.

## Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management: An Experimental Approach

An example is given by the East Atlantic and Mediterranean stock of bluefin tuna (EABFT), a highly migratory species. Until 2009, the stock has been deemed an archetype of overexploitation and mismanagement (Fromentin et al. 2014). Several countries, both coastal and DWFNs, have contributed to a high level of exploitation driven by the high market value of the tuna on the Japanese market (Fromentin et al. 2014). The decline in the EABFT stock has raised considerable concerns about its management (ICCAT 2006, Hurry et al. 2008, ICCAT, 2008). Under the governance of the International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT), the fishery has suffered both from its failure to follow the scientific advice and a high level of illegal, unreported and unregulated (IUU) fishing. This situation has occurred since the establishment of the first management regulation based on quotas (Total Allowable Catch, or TAC) in 1999 and lasted until 2009. At this period of time, the objective to reach the Maximum Sustainable Yield (MSY) was far from being achieved. It is only under the threat by environmental Non-Governmental Organisations (NGOs) to propose listing EABFT in Appendix I of CITES (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora) which would have prohibited any international trade for this species, that ICCAT established a recovery plan for EABFT since 2009. For the very first time, ICCAT has fully endorsed scientific advice and reached an agreement to considerably reduce the fishing effort and allowable catch as well as implementing some management measures (e.g. size limitations, fishing seasons).

Game theory offers important results about the outcomes of non-cooperative harvest (since the seminal work of Munro 1979; Levhari & Mirman 1980 and Clark 1980) and the benefits to reach and maintain cooperative agreement in the context of international fisheries (e.g. Brasao et al. 2000, Pintassilgo et al. 2003, 2010, 2015; Diekert & Nieminen 2017; for a review see Bailey et al. 2010; Hannesson 2011 and Sumaila 2013). However most of the game theory applications in fisheries exclude complex resource dynamics or potential changes in the management framework (Bailey et al. 2010).

As observed in the case of the EABFT fishery, society and public opinion put pressure on RFMOs to address urgently such complex problems, particularly if they perceive a risk of critical threshold to be exceeded. Beyond a critical threshold management systems can switch swiftly to a high action level with new management frameworks and paradigms (Scheffer et al. 2003). This is the parallel of regime shifts in ecology which are large, abrupt and persistent changes in the structure and function of an ecosystem (Biggs et al. 2012). The

## Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management: An Experimental Approach

point where the shift occurs is called a tipping point. The effects of such tipping points could play an important role in the management of common resources in a high hierarchical and centralised institution, such as the ICCAT or the European Union. The political management systems propose very few incentives to achieve the long term sustainability of stocks (Daw & Gray 2005). Moreover, stakeholders impacted by ecosystem management may prefer some stability and avoid continuous and costly changes in management recommendations (Armsworth & Roughgarden 2003; Patterson & Resimont 2007; Boettiger et al. 2016). Drastic adjustments to reach stocks sustainability are often taken only once the state of the resources has called society attention (e.g EABFT fishery case in Fromentin et al. 2014).

An empirical method to explore conditions of cooperation in a complex socio-economic system, such as international fisheries, relies on laboratory experiments. Experimental studies on CPRs have proven to test effectively the impact of specific variables in repeated controlled settings (Ostrom 2006). Our objective is to analyse the ability of decision makers to coordinate their decisions in order to reduce economic rent dissipation and to ensure resource sustainability in a dynamic environment. In the present research work, we assess the cooperation in response to the introduction of endogenous socio-economic tipping points with or without uncertainties. The socio-economic shift considered in this study is latent and endogenously driven, i.e. triggered by collective actions (aggregated catches). We design our experiment to mimic the EABFT fishery management context following Brasao et al. (2000). Subjects, who are representatives of identical States, are involved in the EABFT fishery management by defining their own catch level (quotas). Our approach can be applied to a variety of CPR situations and collective action problems (Ostrom 2006; Poteete et al. 2010; Anderies et al. 2011), but our focus in this paper is on ensuring sustainable exploitation of fish stocks. .

Our work is in line with previous CPR experimental works. To our knowledge, Lindahl et al. (2016) was the first attempt to study how the introduction of an ecological tipping point affecting the productivity of the resource influence the decision of resource user groups. They showed that a group of users manages a resource more efficiently when confronted to a latent abrupt change in resource productivity. Schill et al. (2015) extended these results by showing that the threshold impacts resource users only when the likelihood of the presence of the latent shift is high. We extend the experimental work of Lindahl et al. (2016) by testing the effect of

## Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management: An Experimental Approach

the inclusion of a tipping point affecting the economic conditions of the dynamic game in which subjects decisions are based on economic outcomes. We also extend the work of Schill et al. (2015) by analysing how the position of a latent shift affects resource management instead of analysing the effects of the likelihood of the shift.

### 4.2 Experimental setting

#### 4.2.1 Experimental design

Research questions are tested using a modified version of the experimental design of Mason & Philips (1997). This protocol defines a CPR request game (Budescu et al. 1995) in which a few firms harvest a resource in a dynamic context. We adapt their oligopoly model to a situation where the price is exogenously determined (constant price) and include a critical tipping point in the resource level which affects the economic conditions of the game. Following the methodology used in other complex ecological dynamic experiments (Schill et al. 2015, Lindahl et al. 2016), we introduce a non-neutral framework. The task and information given to subjects correspond to a stylised representation of the actual context of the ICCAT decision committee. The subjects are asked to define their harvest levels (quotas) for the East stock of Atlantic Bluefin tuna instead of collecting tokens (Harrison & List 2004 for a characterisation of experiments). Subjects are only able to communicate through a non-binding pledge process: face to face communication is not allowed. Moreover, to approximate an infinite time horizon super-game, the subjects do not know the number of rounds (years) be played<sup>1</sup>; they only know the maximum duration. However, we make sure to end the experiment early enough to avoid potential end game effects.

We align our experiment onto the model of Hannesson (1997). The CPR biomass dynamics is modeled by a logistic growth (1) subject to harvest ( $Y_t$ ) in year  $t$ .

$$B_{t+1} = G(B_t) - Y_t \quad \text{Eq. 4.1}$$

---

<sup>1</sup> As in Lindahl et al., (2016), to ensure an unknown time horizon, we varied the end-time between and within groups.

Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management:  
An Experimental Approach

With  $B_t$  the biomass and  $G(B_t)$  is the discrete rounded version of the logistic growth model ( $G(B_t) = \left\lfloor B_t \left[ 1 + r \left( 1 - \frac{B_t}{K} \right) \right] \right\rfloor$ ) presented to our subjects for simplicity. With  $r$  and  $k$  are the growth rate and the carrying capacity parameters respectively (Table 4.1).

We assume that the marginal cost of fishing ( $c$ , Table 4.1) is inversely proportional to the size of the stock at any point in time<sup>2</sup>. The total cost depending on biomass ( $C(B_t)$ ) in period  $t$  will then be:

$$C(B_t) = \int_{B_t}^{G(B_{t-1})} \frac{c}{x} dx = c[\ln(G(B_{t-1})) - \ln(B_t)] \quad \text{Eq. 4.2}$$

The fish harvest  $Y_t$  caught in year  $t$  could be described by  $G(B_{t-1}) - B_t$ . At a given constant price ( $p$ , Table 4.1), the total profit ( $\pi_t$ ) obtained by all players ( $i$ ) in period  $t$  with a fixed cost ( $\alpha$ , Table 4.1) associated with an endogenous resource threshold  $B_{lim}$ , will be:

$$\begin{cases} \pi_t = p Y_t - C(B_t), & \text{for } B_t \geq B_{lim} \\ \pi_t = p Y_t - C(B_t) - \alpha N, & \text{for } B_t < B_{lim} \end{cases} \quad \text{Eq. 4.3}$$

With  $N$  the number of participants, and assuming constant return to scale, the individual profit is

$$\pi_{i,t} = p y_{i,t} - C(B_t) \frac{y_{i,t}}{Y_t}, \text{ for } B_t > B_{lim} \text{ and } \pi_{i,t} = p y_{i,t} - C(B_t) \frac{y_{i,t}}{Y_t} - \alpha, \\ \text{for } B_t \leq B_{lim}.$$

We introduce a fixed cost related to the resource size beyond the threshold level. This cost is a stylised representation of the critical effect of resource depletion. In the case of the EABFT fishery, this cost represents the effect of a ban on the species commercial exchange. This fixed cost formulation follows the assumptions from public good games with potential catastrophic effects of climate shifts (Milinski et al. 2008; Barret & Danenberg 2012, 2014).

---

<sup>2</sup> This cost function implicitly assumes that the cost per unit of fishing effort is constant and the catch per unit of effort is proportional to the size of the exploited stock.

## Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management: An Experimental Approach

Table 4.1: Model parameters.

Variable	Description	Value
N	Participant number	3
$y_{\max}$	Maximum harvest [ $10^4$ t]	5
P	Price [ $10^7$ €/10 <sup>4</sup> t]	10
R	Growth rate	0.15
K	Carrying capacity [ $10^4$ t]	70
C	Cost parameter [ $10^7$ €/10 <sup>4</sup> t]	100
A	Threshold fixed cost [ $10^7$ \$]	30
$B_{\min}$	Threshold [ $10^4$ t]	20

We introduce the resource growth model as a rounded discrete function to our subjects (Figure 4.1) and the associated profit evolution as depending on the stock and catch levels (Figure 4.2) for a selection of parameters that fit the context of EABFT (stylised version, Table 4.1). The minimum resource size allowing for reproduction is 3 units (1 unit is equivalent to  $10^4$  tons) and the maximum resource size is set to 70 units. The maximum sustainable yield (MSY) is 3 units for a stock size between 28 to 42 units. The profit is maximum, greater than 100 units (1 monetary unit is equivalent to  $10^7$  €), when both the stock and catch levels are maximum, then it steadily decreases until the stock reaches the lowest values and becomes null at any catch level for a stock size of 10 units. In all treatments, the groups start with a stock size of 52 units and over a number of periods unknown to them, they harvest resource units restricted by an individual capacity constraint of 5 units ( $y_{i,t}=[0,1,2,3,4,5]$ ). Groups are composed of 3 subjects sharing the same characteristics. This design follows the stylised representation from a game theory model of the EABFT fishery (Brasao et al. 2000).



Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management:  
An Experimental Approach

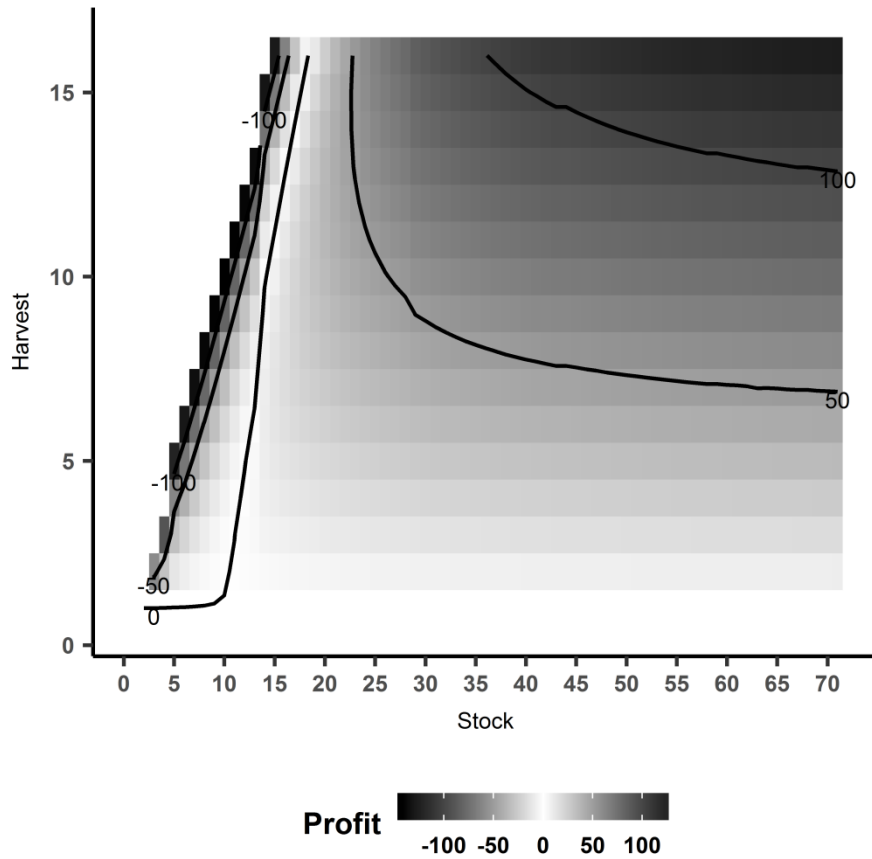


Figure 4.1: Profit ( $10^7\text{€}$ ) as a function of stock ( $10^4$  tons) and harvest level ( $10^4$  tons).

We introduce three experimental treatments to assess the cooperation in response to the introduction of three kinds of endogenous socio-economic tipping points: i) base case without tipping point; ii) known tipping point and iii) uncertain (localised) tipping point. In all three experimental treatments (T0, T1 and T2 in Table 4.2), a group of subjects defines a catch harvest for their own EABFT fishery. The only aspects that differ between treatments are the nature of the threshold ( $B_{lim}$ ). The uncertainty surrounding the latent endogenous shift differs from the risk evaluated by Schill et al. (2015). In our case the uncertainty focuses on the position of the threshold, and not on its existence. The third treatment (T2) introduces uncertainty around the position of the threshold value  $B_{lim}$  which is drawn within a 40% uniform uncertainty range  $[B_{lim}^{min}, B_{lim}^{max}]$  centered around the value of  $B_{lim}$ <sup>3</sup>.

<sup>3</sup> A 40% was selected to represent a high uncertainty level around the position of  $B_{lim}$ .

Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management:  
An Experimental Approach

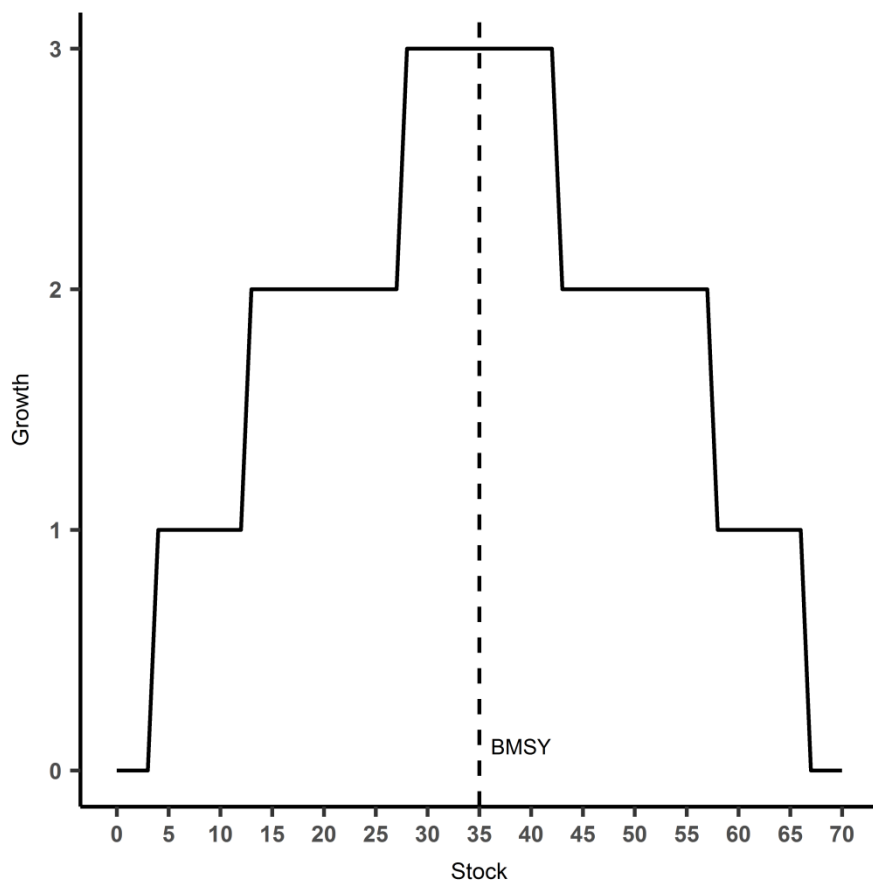


Figure 4.2: Logistic resource growth ( $10^4$  tons).

## Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management: An Experimental Approach

Table 4.2: Experimental design.

	<b>Treatment 0</b>	<b>Treatment 1</b>	<b>Treatment 2</b>
Nature of threshold	No Threshold	$B_{lim}$	$[B_{lim}^{min}, B_{lim}^{max}]$
Description	Baseline treatment	Subjects both know that there is a threshold and its position.	Subjects know that there is a threshold but they do not know its position, only a range with equal possibility.
Number of groups	6	6	5
Number of subjects	18	18	15
Number of group observation	2	2	2
Number of experiments	12	12	10

### 4.2.2 Experimental procedure

The experiment was conducted at the experimental laboratory of the University of Montpellier (LEEM) with a total of 51 subjects drawn from the undergraduate student population in May 2017. The experiment was conducted through a computer-based approach realised with the oTree software (Chen et al. 2016). Each experimental session lasted a maximum of two hours with two repetitions of the game for the same group of subjects (phases). Participants received a show-up fee of 6 € and the average earnings during the experiments were 2.94 €, paid privately at the end of the experiment.

When the subjects arrived, they signed a consent form and were randomly assigned to a group of 3 subjects with the instructions to read (Appendix 4.1). They were told that each subject represented a country, and that together with the two other participants of their group, they had access to the stock of the East Atlantic Bluefin tuna, a common renewable resource, from which they had to decide the amount of allowable harvest for their fishery at the beginning of each round (each year), before deciding privately in a further step what would be their own harvest decision. Subjects were told that the experiment would end either when the stock is depleted or when the experimenter decides to stop it, but the exact end-period was unknown to them. They began with a capital of 50 monetary units and were paid proportionally to their accumulated profit during the experiment with a rate of 1 unit equal to 0.05€ plus an additional revenue of 0.2€ for correct belief elicitation. Belief elicitation constitutes a guess of the expectation of other subjects' behaviour (harvest level). They received payment for only one phase of the experiment randomly chosen and unknown to them. No direct communication (face to face) between subjects was allowed.

## Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management: An Experimental Approach

Before the start of the experiment, the subjects were asked to fill out a form to inform their identity and if they were concerned or involved with the subject of the study (Appendix 4.2), and then they were tested for their understanding of the instructions, i.e. resource dynamics and profits (3 questions, Appendix 4.2). Any remaining question was answered by the experimenter. For each round, players received information about the resource state from which a profit table is derived and updated for every round (Appendix 4.3). They were also informed about the percentage variation of the biomass for the next year through a variation table depending on the harvest level of the group (Appendix 4.3). Furthermore, the mean resource level at MSY (35 units) was also indicated with the resource status and defined as a non-binding objective for the group. This information creates a collective reference point in order to facilitate the understanding of the long term sustainable resource level maximising the growth of the resource. Therefore, optimising the use of the resource can focus on the mere level ensuring maximum profits. This information is necessary to concentrate the problem on the resource sharing issue, and not on the optimisation of a non-linear dynamic system which proved to be a complex problem (Moxnes 1998 and Hey et al. 2009).

On top of deciding their harvest level, the subjects had to guess the sum of harvest units they expected the other players would harvest in each period from 0 to 10 units. Belief elicitation was incentivised with a payoff of 0.2 € for good prediction and allowed examining the source of deviations from theoretical predictions. Thereafter, participants pledged an amount of catch they would harvest individually. It was common knowledge that these declarations were non-binding but would be communicated to the group. After these declarations were revealed, the participants chose simultaneously their actual harvest level for the round (year). At the end of the round, the participants were then informed about everyone's decisions for the round and they were given their cumulated profit and the track records of the total catch, profit and own decision during the game. They also had access to a projection of the future resource status assuming a constant harvest level scenario defined at the current harvest level (Appendix 4.4). At the end of the experiment, participants were informed about their cumulated profit. They were also asked to indicate, on a five-point Likert scale, to what extent they understood the resource dynamics and the cooperation level of their group during the experiment.

Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management:  
An Experimental Approach

### 4.2.3 Formulating hypothesis

To formulate the research hypotheses, we rely on the analysis of an indefinite time horizon supergame made by Hannesson (1997). The subjects know that the game will end at some point but not when. At every round of the game, each subject  $i$  in the group has an individual perception about whether or not the game would last another round (sort of a discount factor), which we denote  $\delta_i$  (Fudenberg and Tirole 1998). The implication of these subjective probabilities defines the equilibrium conditions of the game.

During the experiment, participants receive updates on the stock level  $B_t$  and on their available profit at the beginning of each period. They also know if someone deviates from its proposition and if a participant behaves as a selfish agent. Thereby, each participant conditions his strategy on past and current resource and profit levels. On the basis of this information, each participant plays a Markov strategy (Maskin & Tirole 2001). Because players are symmetric (same cost functions), we only consider equal sharing equilibria (equal share of the resource) in which each subject gets  $\frac{1}{N}$  of the total profits of each period.

Cooperative strategy could be sustained by a trigger strategy in the game. Considering the case without tipping point, if one of the participants deviates from the optimal solution, she/he would gain more in the current period and would then be punished afterwards. Other players would retaliate by fishing down the stock in the following periods until further depletion becomes unprofitable. Such a scenario results in resource depletion until the marginal cost of fish caught ( $c$ ) is equal to the marginal revenue, i.e. the fish price ( $p$ , Eq. 4.3). The size of the stock resulting from such a strategy (trigger) is then:

$$B_{trig} = \frac{c}{p} \quad \text{Eq. 4.4}$$

Otherwise, the optimal solution could be sustained as a Markov perfect strategy if the defection is not profitable. The net present value of the cooperative strategy  $NPV_{coop}$  for infinite horizon is:

$$NPV_{coop} = \frac{\pi_0}{N} + \frac{\pi_{opt}}{N} \frac{\delta}{1-\delta} \quad \text{Eq. 4.5}$$

With an initial stock of 52 units ( $10^4$  tons), the optimal outcome is obtained by harvesting the stock until the optimal level,  $B_{opt}$  is reached in the first period, each subject gaining  $\frac{\pi_0}{N}$ . In each

Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management:  
An Experimental Approach

subsequent period, the group harvests the sustainable yields ( $G(B_t)$ ) until the stock reaches its optimal size  $B_{opt}$  and each subject obtains  $\frac{\pi_{opt}}{N}$ .

The net present value ( $NPV_{non-coop}$ ) of the non-cooperative strategy is defined for a participant who deviates from the cooperative solution and which is then punished by all other participants playing non-cooperatively afterwards and forever<sup>4</sup>.

$$NPV_{non-coop} = \frac{\pi_0}{N} + \frac{\pi_{opt}}{N} \delta + \pi_{dev} \delta + \frac{\pi_{pun}}{N} \delta^2 + \frac{\pi_{trig}}{N} \frac{\delta^3}{1-\delta} \quad \text{Eq. 4.6}$$

With  $\pi_{opt} = p(G(B_{opt}) - B_{opt}) - c[\ln(G(B_{opt})) - \ln(B_{opt})]$ ;

$\pi_{dev} = p(B_{opt} - (B_{dev})) - c[\ln(B_{opt}) - \ln(B_{dev})]$ ;

$\pi_{pun} = p(G(B_{dev}) - B_{trig}) - c[\ln(G(B_{dev})) - \ln(B_{trig})]$  and

$\pi_{trig} = p(G(B_{trig}) - B_{trig}) - c[\ln(G(B_{trig})) - \ln(B_{trig})]$ .

In the first two periods, the defector gets the same profit as in the cooperative solution, as all other participants play cooperatively, and in addition the defector gets the profit of driving the stock down unilaterally to the deviation level  $B_{dev}$  (*get*  $\pi_{dev}$ ). In the third and all later periods, he will be punished by all other agents playing non-cooperatively, driving the stock down from  $B_{dev}$  to the trigger strategy level  $B_{trig}$  (10 units) and gets the profit from the punishment  $\frac{\pi_{pun}}{N}$ . Then, the defector gets only the profit obtained in the non-cooperative solution by harvesting the trigger biomass level  $B_{trig}$  and obtaining the profit  $\frac{\pi_{trig}}{N}$ .

The trigger strategy forms a subgame perfect equilibrium, if the defection is not profitable,  $NPV_{coop} > NPV_{non-coop}$ <sup>5</sup>, which gives the condition:

<sup>4</sup> Punishment strategies may last a finite number of periods. As we are interested in the effects of increasing the fishing through the introduction of a tipping point we keep simple strategies.

<sup>5</sup> A more general way to describe the conditions for cooperation can be defined following the logic of Mason & Phillips (1997). Consider a cooperative harvest function,  $y^c(B_t)$ , a trigger strategy can be described by playing cooperatively  $y^c(B_t)$ , as long as no one has defected. If one of the participants deviates from the optimal solution, then others will punish him by fishing down the stock with harvest  $y^d(B_t)$ , afterwards and forever. Using the cooperative harvest and resulting stock path, we may derive the net present value for the player under cooperation  $NPV^c(B_t)$ . Similarly, we may calculate the non-cooperative value function,  $NPV^d(B_t)$ . The trigger strategy forms a subgame perfect equilibrium if the defection is not profitable, irrespective of the current state.

$$NPV^c(B_t) > \pi^d(y^d(B_t)) + \delta \cdot NPV^d(B_t)$$

Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management:  
An Experimental Approach

$$\pi_{opt} > \frac{1-\delta}{\delta} N\pi_{dev} + (1-\delta)\pi_{pun} + \delta\pi_{trig} \quad \text{Eq. 4.7}$$

As  $\delta$  tends to 1 (i.e. the discount rate tends to 0), defection will never be profitable (by definition  $\pi_{opt} > \pi_{trig}$ ). In other words, the loss from punishment will always outweigh the gains from defecting. As  $\delta$  becomes inferior to 1, the temporary gains from defecting may outweigh the long term profit of playing cooperatively. Moreover, the temptation of defecting decreases with higher fishing costs. A higher cost of fishing ( $c$ ) increases the likelihood of a cooperative solution (the demonstration can be found in Hanneson 1997). However, the introduction of a fixed cost triggered by fishing down the stock below the threshold  $B_{lim}$  changes the size of the stock resulting from non-cooperative strategy  $B_{trg}$  from a level where further depletion becomes unprofitable (since the marginal cost of fish caught is equal to the price) to the level of the threshold  $B_{lim}$  which is by definition superior to  $B_{trig}$  ( $B_{trig}=c/p$ ). Consequently, the gains from the cooperative solution relatively to the non-cooperative solution become smaller and for low discount values the cooperative and non-cooperative solutions coalesce and lead to our first hypothesis.

**Hypothesis 1:** We expect less cooperation when a tipping point is introduced<sup>6</sup> (T1 and T2).

We analyse the level of cooperation through the stock size left after exploitation. A stock size below the optimal level ( $B_{opt}$ ) indicates an over-exploitation driving by non-cooperative behaviours. We also introduce a proxy of non-cooperative behaviours, the ratio between the harvest decision ( $y_{i,t}$ ) and the myopic harvest strategy  $y^e(B)$  determined as a function of the stock size (see Appendix 4.7 for a description of the myopic harvest strategy  $y^e(B)$ ). A value equal to 1 indicates that the participant chose to play as a selfish harvester maximising his current payoff<sup>7</sup>, whereas a value inferior to 1 indicates that the participant intended to cooperate.

Now turn to the case where the position of the threshold is uncertain. Considering risk-neutral players, the problem facing by each subject is now:

---

<sup>6</sup> For our parameterisation we calculate in Appendix 4., the relationship between the critical value of the discount rate ( $\delta$ ) and the number of participants ( $N$ ) compatible with a self-enforcing cooperative solution (Equation 7).

<sup>7</sup> Myopic behavior constitutes a focal point distinguishable as the symmetric harvest decision which maximises the current payoff (diagonal in the payoff table in Appendix 4.3).

Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management:  
An Experimental Approach

$$\pi_{i,t} = \begin{cases} p y_{i,t} - C(B_t) \frac{y_{i,t}}{Y_t}, & \text{for } B_t > B_{lim}^{max} \\ p y_{i,t} - C(B_t) \frac{y_{i,t}}{Y_t} - \alpha \cdot \left[ 1 - \left( \frac{B_t - B_{lim}^{min}}{B_{lim}^{max} - B_{lim}^{min}} \right) \right], & \text{for } B_t \in [B_{lim}^{min}, B_{lim}^{max}] \\ p y_{i,t} - C(B_t) \frac{y_{i,t}}{Y_t} - \alpha, & \text{for } B_t < B_{lim}^{min} \end{cases} \quad \text{Eq. 4.8}$$

In face of ambiguous situation, the size of the stock resulting from non-cooperative strategy (where further depletion becomes unprofitable) becomes superior to  $B_{lim}$  when an uncertain tipping point is introduced (T2). Following the same rationale as for defining hypothesis 1, the gains from the cooperative solution relatively to the non-cooperative solution become smaller and lead to our second hypothesis.

**Hypothesis 2:** We expect less cooperation in T2 than in the known threshold position treatment T1.

#### 4.2.4 Statistical Analysis

We first compare means and proportions across the treatments of main variables (Table 4.3). We used respectively the non-parametric Kruskal-Wallis and a Pearson's chi square tests for comparisons of means and proportions (Table 4.4). All reported p-values are two-sided and we only consider the first 15 rounds of the game for our analysis.

Then we analyse pledges and players' beliefs by classifying subjects according to their ability during the experiment to predict other player's behaviour (belief elicitation) and their intentions to follow or not the pre-agreements during the game (i.e. pledges before harvest decisions). We define 3 types of subjects based on their mean prediction, beliefs errors: optimistic (belief < others harvest), realistic (belief = others harvest) and pessimistic (belief > others harvest). We also define 3 types of subject's behaviour according to their mean responses (harvest decisions) to others' pledge: altruistic (harvest decision < pledges/ (N-1)), consensual (harvest decision = pledges/ (N-1)) and free-rider (harvest decision > pledges/ (N-1)). The subject type (Table 4.3) is a classification of subjects based on their highest frequency belief errors (optimistic, realistic or pessimistic) and intended harvest behaviours (free-rider, consensual or altruistic).

Finally, the experimental data, are analysed with a population average generalised estimating equation model (GEE, developed by Zeger & Liang 1986) with the "geepack" library



## Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management: An Experimental Approach

(Halekoh et al., 2006) available in the programming language R (Team R Core 2016). The GEE model approach is an extension of the Generalised Linear Model (GLM). It provides a semi-parametric approach to longitudinal data analysis. Longitudinal data refers to non-independent variables derived from repeated measurements. In our experience, we measure repeated decisions of participants which are correlated from one period to another. The GEE model allows an analysis of the average response of a group, i.e. the average probability of making a myopic harvest decision given the changes in experimental conditions, accounting for within-player non-independence of observations. The decision of a participant in year  $t + 1$  is linked to his decision in year  $t$ , thus violating the hypothesis of independence of the observations formulated in the classical regression methods. For controlling group dependences which occurs through resource stock and social effects, we performed the same GEE analysis on the average group ratio of harvest decisions over myopic strategies. In this model, we consider that a correlation of the mean group in period  $t + 1$  is linked to the decisions in period  $t$ .

The modeling approach also requires a correlation structure, although this methodology is robust to a poor specification of the correlation structure (Diggle et al. 2002). Our dataset consists of a series of successive catch decisions made by a participant during each phase. The grouping variable of the observations is therefore based on each experiment. Since the data is temporally organised, a self-regressive correlation structure (AR-1) is selected. Model selection is performed by testing combinations of the covariables (R package MuMIn, Barton 2014) based on Pan's quasi-likelihood information criterion (QIC, Pan 2001) and individual Wald test.

We focus our analysis on the ratio of the harvest decision and the myopic harvest strategy. This variable, which is a proportion that can be modeled by a binomial distribution with a logit link function, specifying a variance of the form:  $var(Y_{i,t})=p_{i,t}(1-p_{i,t})$ , with  $Y_{i,t}=\frac{y_{i,t}}{y^{e(B)}}$  corresponding to the response variable for participant  $i$  during period  $t$  and  $p_{i,t}$  the probability of the expected value of  $Y_{i,t}$  ( $E[Y_{i,t}] = p_{i,t}$ ). As for the logistic regressions, we tested for specification errors, goodness-of-fit, multicollinearity as well as for influential observations.

## Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management: An Experimental Approach

Table 4.3: Description of variables used for analysis.

Variable	Value range	Description
Harvest as a fraction of myopic strategy	$R^+$	Individual harvest decision as a fraction of the myopic strategy by period.
Crossing threshold	$0 \vee 1$	Group crosses the threshold within 15 rounds.
Belief error (error in other harvests level belief)	[-10,10]	Difference between beliefs and the sum of harvest by other participants by period.
Intended behaviour	[-5,5]	Difference between harvest and symmetric harvest beliefs of other participants by period (pledges/(N-1)).
Subject type	[optimistic, realistic, pessimistic, free-rider, consensual, altruistic]	Classification of subjects based on their highest frequency belief errors (optimistic: belief < other harvests, realistic: belief = other harvests and pessimistic: belief > other harvests) and intended harvest behaviours (free-rider: harvest > pledges / (N-1), consensual: harvest = pledges / (N-1) and altruistic: harvest < pledges / (N-1)).
Knowledge index †	[1,5]	Perceived understanding about the resource dynamic.
Score test †	[0,3]	Individual score to the understanding test.

† Self-reported variable, obtained from pre and post-experimental survey (see supplementary material Appendix 4.2).

### 4.3 Results

#### 4.3.1 Overall exploitation management decision patterns

We found significant differences between treatments (Table 4.3). First, the threshold treatment groups (T1, T2) cooperate more on average, participants use significantly less myopic strategies and groups deplete significantly less the resource (higher average stock). Furthermore, the groups playing in the threshold treatments which exceed the threshold, experience an important cost that diminishes drastically their profit. We therefore observe a lower average in profit with a high variability between groups. Furthermore, we observe an effect of uncertainty around the threshold (T2). Groups who experience threshold uncertainty cooperate more if we consider the mean ratio of harvest decision on the myopic strategy and

Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management:  
An Experimental Approach

the mean resource level. However, the proportion of groups exceeding the threshold is higher than in the first treatment (T1) <sup>8</sup>.

Table 4.4: Comparison of proportions and averages across treatments.

	Treatment 0	Treatment 1	Treatment 2	p (Kruskal-Wallis test, $\chi^2$ or Fisher's exact test) <sup>†</sup>
Average group harvest as a fraction of myopic strategy	0.81 (0.54)	0.65 (0.80)	0.53 (0.72)	0.074*
Average group stock level	20.20 (15.3)	27.80 (13.9)	30.30 (15.8)	0.013*
Proportion of group exceeding the threshold	-	0.58	0.70	0.68
Average earning [€] <sup>x</sup>	4.40 (4.62)	2.17 (4.29)	2.15 (3.82)	0.11
Average group profit	10.31 (22.70)	2.90 (29.30)	0.40 (31.54)	0.047*
Average group harvest	1.49 (1.80)	1.54 (1.57)	1.42 (1.60)	0.24
Average group pledge	1.02 (1.48)	1.20 (1.50)	1.26 (1.50)	0.32
Average group belief error	-0.87 (3.00)	-0.66 (2.90)	-0.51 (2.80)	0.53
Average group intended behaviour	0.46 (1.70)	0.34 (1.61)	0.16 (1.75)	0.27
Average post-experimental survey understanding index <sup>†,v</sup>	3.90 (1.24)	3.90 (1.10)	4.30 (0.87)	0.27
Average pre-experimental test understanding index <sup>†,r</sup>	2.00 (1.00)	1.39 (1.00)	1.60 (1.20)	0.04*

Note: Standard errors in brackets.

\* Indicates significance  $p < 0.05$ , \*\*  $p < 0.01$  and \*\*\*  $p < 0.001$ .

† Self-reported variable, obtained from pre and post-experimental survey (supplementary material Appendix 4.2).

‡ Kruskal-Wallis test is used to compare means across treatments and  $\chi^2$  or Fisher's exact test (depending on the case frequencies) used to compare proportions across treatments.

<sup>x</sup> Average earnings (from profits and belief elicitation) doesn't include participation fees.

<sup>v</sup> Average understanding index is the answer from the post-experimental survey on a five-point Likert scale.

<sup>r</sup> Average pre-experimental test understanding index is the score from the 3 pre-experimental questions (supplementary material Appendix 4.2 Appendix 4.). A score of 3 indicates a perfect understanding, while a score of 0 a very weak comprehension of the experiment dynamic mechanisms before clarification by the experimenter.

The overall catch decreasing pattern until the steady state stock size corresponding to the trigger strategy was found similar between groups in the treatment without a threshold (T0, Figure 4.3). All groups in the treatment T0 followed the trigger strategy and exploited the resource until the non-cooperative equilibrium ( $B_{trig}$  of 10 units). Only 3 groups over 34

<sup>8</sup> We also test the potential effect of playing 2 games (phases) sequentially. We did not find any significant difference between phases using the Mann-Whitney-Wilcoxon test on group averages (Appendix 4.8).

Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management:  
An Experimental Approach

managed to maintain the biomass level close to the long term optimal level (40 units), for which the regeneration rate was the highest while the harvesting cost was low. They all belong to the treatments groups (one in T1 and two in T2).

In contrast with our theoretical prediction, the majority of groups (7) in the certain thresholds treatments (T1) harvest beyond the threshold. None of these groups is able to reverse the negative trend of stock depletion despite the high penalty cost. We observe the same pattern in the uncertain threshold treatment (T2) with 7 cases of exploitation falling beyond the threshold level. Moreover, despite the high cost related to the full depletion of stocks, two groups have intentionally exhausted the resource to end the experiment.

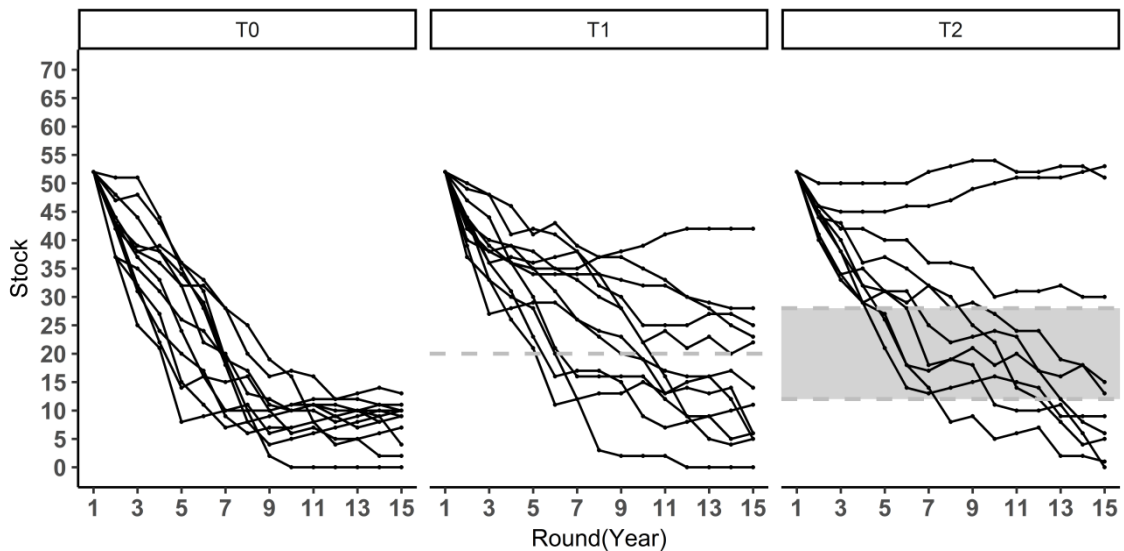


Figure 4.3: Time series of resource stock size (biomass in units) by treatments (T0, T1 and T2). The grey dashed line corresponds to the threshold  $B_{lim}$  in T1 and the shaded area to the uncertainty range around the potential value of  $B_{lim}$  in T2.

We observe a lower proportion of myopic strategies in the threshold treatments (T1 and T2) which contradict the theoretical predictions (Figure 4.4). Moreover, we notice more cooperation (lower proportion of myopic strategies) in the uncertain threshold treatment than in other experimental conditions (Table 4.3). We also clearly discern a time pattern linked with the scarcity of the resource regardless of the treatment.

Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management:  
An Experimental Approach

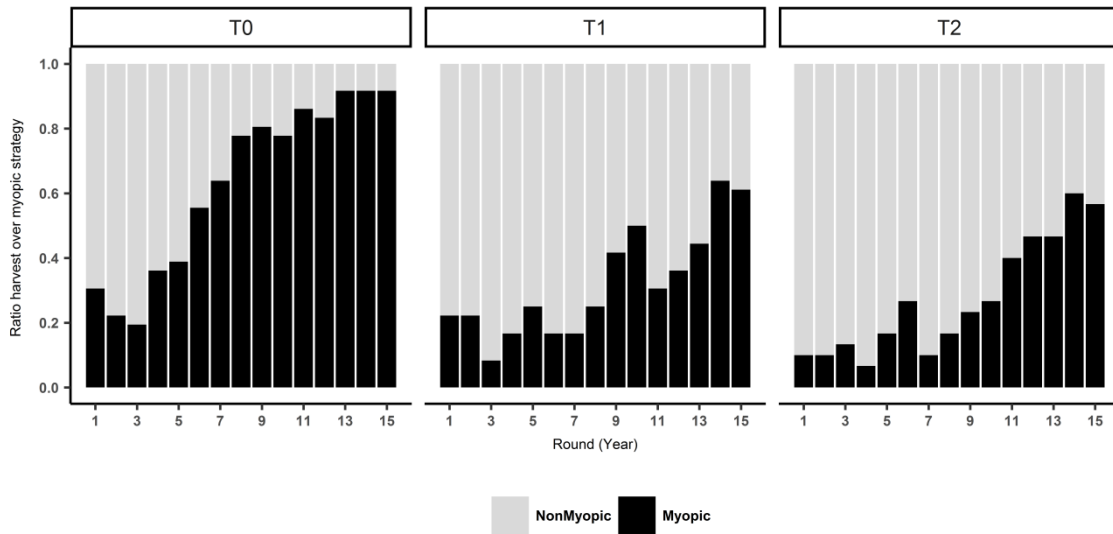


Figure 4.4: Proportion of harvest as a fraction of myopic strategy overtakes by treatments (T0, T1 and T2) summarised into a categorical variable: ‘Myopic’ if the ratio of the harvest choice over the myopic strategy is larger or equal to 1 and ‘NonMyopic’ if the ratio is smaller to 1.

To go further into the analysis of individual strategies, we show that the more intensive harvest pattern (Myopic behaviour, Figure 4.5) in T0 during the first rounds (0 to 8) conduct the stock to  $B_{trig}$  (10 units) and zero profits as a result of the application of the trigger strategy. Participants’ announcements (pledges) and harvest decisions are helpful to understand the start of the trigger strategy (punishment of free-riders by overexploiting the stock until further depletion becomes unprofitable). During the first rounds in which we observe the highest mean harvest decision, participant’s pledges are strictly inferior to harvests conducting participants into intended free-riding behaviour (intended behaviour  $>0$ ). On the other hand, mean participants’ beliefs are too optimistic: they expect other players to harvest less following their announcements (belief error  $<0$ ). Threshold treatments exhibit the same pattern with a less marked trend in free-riding intended behaviours and prediction of other participants’ harvests. The classification into distinct subject types summarises this information by showing the highest proportion of free-riders and optimistic participants in the experiments (Figure 4.6). Likewise, this information highlights the high frequency of consensual participant which strengthens the theoretical hypothesis that participants use consensual punishment strategy.

# Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management: An Experimental Approach

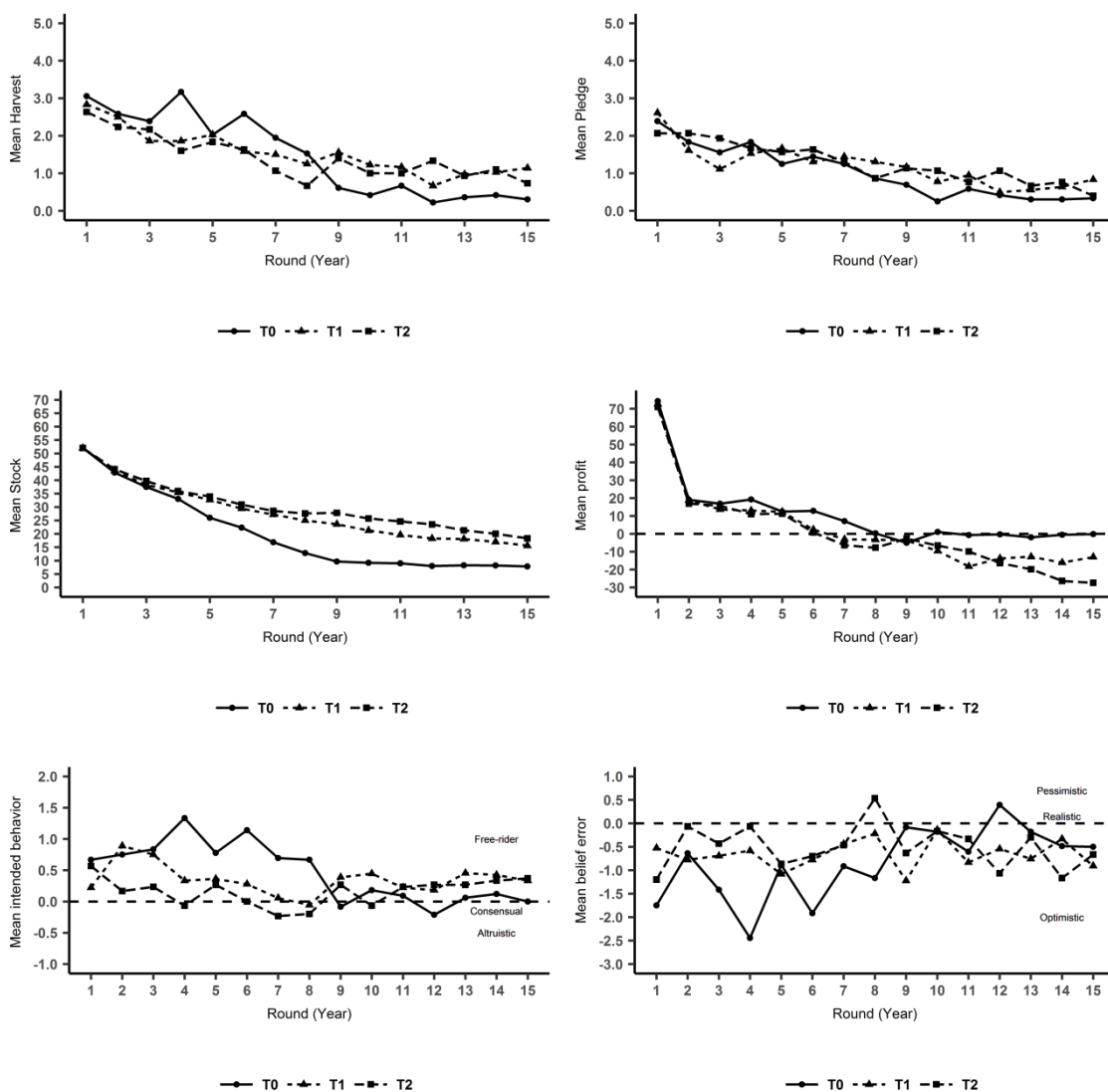


Figure 4.5: Time series of mean harvest, pledge decisions and mean resulting resource stock size, profit, intended behaviour and belief error by treatments (T0, T1 and T2).

An Experimental Approach

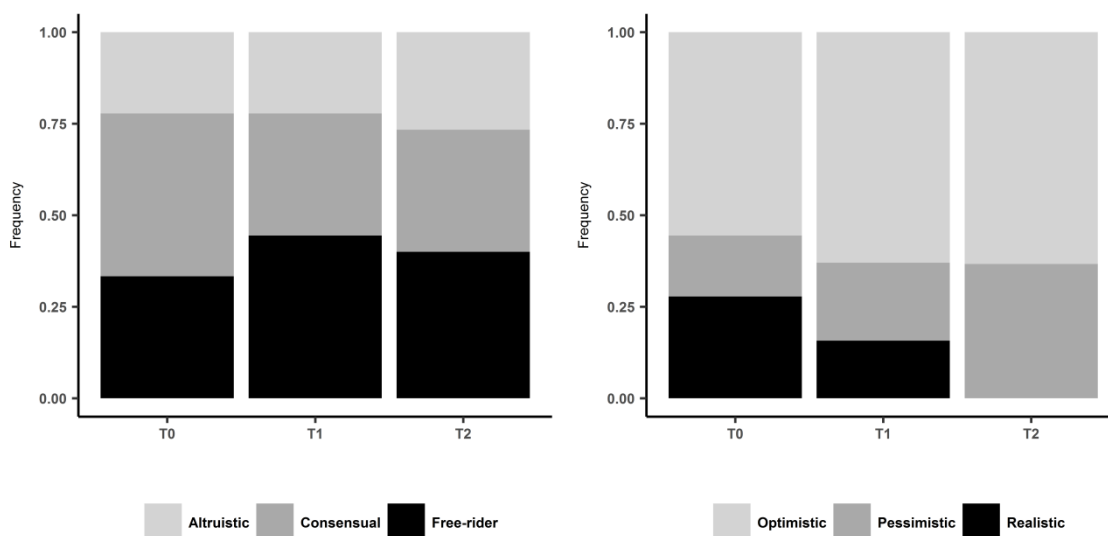


Figure 4.6: Frequency of subject types for the whole experiments and by treatments (T0, T1 and T2). Classification of subjects based on their highest frequency belief errors (optimistic: belief < other harvests, realistic: belief = other harvests and pessimistic: belief > other harvests) and intended harvest behaviours (free-rider: harvest > pledges / (N-1), consensual: harvest = pledges / (N-1) and altruistic: harvest < pledges / (N-1)).

### 4.3.2 Exploring predictors for cooperation

The selected GEE regression model (Table 4.5)<sup>9</sup> reveals that groups playing the threshold treatment (T1 and T2,  $p < 0.001$ ) are more cooperative. On average, the odds, *ceteris paribus*, of behaving myopically in the no threshold treatment (T0) over the odds of behaving myopically in the threshold treatments (T1 or T2) is about 2.56 (inverse of the odds in Table 4.5). In term of percentage of variation, the odds of behaving myopically among the no threshold treatment groups is around 156% higher than groups in the threshold treatment. The threat to cross the threshold enhances cooperation by mitigating selfish behaviours.

We can also identify the effect of the resource scarcity on subjects mean harvest decisions. When subjects start experiencing scarcity, they significantly tend to select myopic decisions (biomass level effect,  $p < 0.001$ ). Participants are stuck in short-sighted competitive

---

<sup>9</sup> We also compared GEE models to random group effect generalised linear models (GLMM with package ‘lme4’ Bates et al., 2015 in R, Appendix 4.9). The results are qualitatively similar with a higher magnitude of treatment and free-rider participant coefficients.

Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management:  
An Experimental Approach

behaviours. In all treatments, the proportion of myopic decisions increases by approximately a factor 3 to 4 between the first and the last rounds of the experiment (Figure 4.4). This observation is confirmed by the average continuous decreasing trend of biomass throughout time (Figure 4.3).

The subject type is also an important explanatory variable which is defined by the ability of participants during the experiment to predict other players' behaviours (belief error) and their intentions to follow or not the agreement contracted during the game (intended behaviour, Table 4.3). The presence of free-riding participants significantly affects the mean odds of choosing myopic strategies. Those participants who deliberately deviate from the other pledges ( $\text{catch} > \text{pledge}/2$ ) selected on average more myopic strategies than other players and lead to stock depletion with the implementation of the punishment (trigger) strategy. Furthermore, the significant positive coefficient of realistic and consensual participants confirms our previous analysis that participants use consensually a punishment strategy.

Table 4.5: Generalised Estimating Equation regression for the average probability of making a myopic harvest decision.

Binomial regression models	GEE regression	GEE regression
	Best model	Best model
	Harvest as fraction of myopic strategy	Mean group harvest as fraction of myopic strategy
Intercept	1.55*** (0.22)	1.93 *** (0.30)
Treatment 1	-0.91*** (0.16)	-0.75** (0.24)
Treatment 2	-0.97*** (0.17)	-1.01** (0.29)
Biomass	-0.04*** (0.004)	-0.03*** (0.008)
Player class Consensual†	0.18 (0.20)	-
Player class Free-rider	0.73*** (0.18)	-
Player class Realistic	0.40* (0.17)	-
Player class Pessimistic	-0.06 (0.12)	-
R <sup>2</sup>	0.26	0.31
AIC/QIC	1810	601
Correlation structure	AR-1	AR1
Correlation parameter	0.36 (0.03)	0.41
Scale parameter	0.59 (0.03)	0.57
Number of clusters	102	34
Clusters size	15	15
Observations	1530	510

Note: Standard errors are in brackets.

\*Indicates significance  $p < 0.05$ , \*\*  $p < 0.01$  and \*\*\*  $p < 0.001$ .

†Player classes are characterised by both belief errors and intended behaviour (harvest decisions) to others pledge: Optimistic; Pessimistic; Realistic and Consensual; Free rider; Altruistic.



## 4.4 Discussion

The objective of this study is to experimentally investigate the effects of an endogenously driven catastrophic change in the economic conditions on the management of a CPR (the EABFT). We found that the existence of a latent and endogenous economic shift significantly influenced resource decision maker strategies regarding management cooperation and resource exploitation. Unlike our theoretical predictions (Hypothesis 1), when the threat of a regime shift is present we observed relatively more cooperative behaviours and a more precautionary management of the renewable resources. We also observed more cooperation when the position of the tipping point is uncertain rejecting our second hypothesis (Hypothesis 2). The threat of substantial losses associated with the shift in economic conditions significantly increased the likelihood of coordinating actions.

Our results about the influence of a tipping point on resource exploitation strengthen previous observations by Schill et al. (2015) and Lindahl et al. (2016). They demonstrated that a certain or a highly probable endogenous shift affecting the productivity of the resource creates the condition to avoid a disaster such as a stock exhaustion. Similarly, avoiding an economic disaster in a one-shot public good game with threshold is possible when it is in the interest of each individual (disaster is severe enough) to coordinate and contribute accordingly (Barrett & Dannenberg 2012; 2014). But in contradiction with our theoretical expectation, uncertainty around the position of the tipping point influences exploitation strategies enhancing instead of decreasing cooperation. Deviations from predictions in uncertain decision problems are well known. From empirical evidence, we know that in complex and uncertain decision problems (as used in our experiment), the assumptions underpinning the expected utility theory are questionable (e.g., Tversky and Kahneman 1974). Decision makers typically deviate from expected utility maximisation and rely instead on heuristics (Moxnes 1998 and Hey et al. 2009). Such theoretical biases bring insight to our experimental observations which deviate from theoretical predictions and from previous static design results. However, this result challenges previous findings obtained with one-shot public good games under uncertain threshold, in which the uncertainty level around the position of the threshold switches the game outcome from coordination to prisoner's dilemma (Barrett & Dannenberg 2014). Observations have shown that participants decreasing their contribution under uncertainty

## Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management: An Experimental Approach

regime to an insufficient level would incur high economic loss and may not avoid the disaster (e.g. cost due to climate change effects in Barrett & Dannenberg 2014).

By introducing complex resource dynamics and incomplete information conditions into the experimental design the focal point represented by the cooperative solution changes over time and is path-dependent. The incentive to deviate from a past agreement increases throughout time as the probability of a game continuation decreases. Such conditions make cooperation and coordination more unlikely. This has been demonstrated experimentally by Herr et al. (1997) and Mason & Phillips (1997) when comparing static and dynamic designs.

Another interesting observation concerns the rare cases of groups (3 cases over 34) maintaining the biomass level close to the long term optimal level (40 units) in our experiment. The complexity and the high competitive feature of the experiment do not allow an agreement to emerge efficiently with only the threat of using trigger strategy. Another explanation of the weak cooperation level in our experiment could be related to the communication which has been reduced to implicit communication through pledges in this experiment. An important factor which has been excluded from our experiment is the introduction of face-to-face communication. Previous CPR research works show that face-to-face communication is important to determine whether groups will cooperate or not (e.g. Ostrom 2006). In complex ecological dynamic experiments, Schill et al. (2015) and Lindahl et al. (2016) have shown that the effectiveness of communication (group agreements), which underlies cooperation, can be endogenous to the decision problem. The latent regime shift that people perceive as a threat in their experiments seems to be the trigger of communication between subjects.

Finally, we found a clear trend of non-cooperative (myopic) strategies over time regardless of the treatment. We found a strong correlation between non-cooperative strategies and the scarcity of natural resources. Subjects are prone to competitive and more intensive fishing behaviour when the resource becomes scarcer. More surprisingly, the high cost of exceeding the threshold does not affect this pattern. This result confirms previous findings by Osés-Eraso et al. (2008). They had observed that users responded to scarcity with caution by observing directly harvest levels but were nevertheless not able to avoid resource extinction. If we observed directly the harvest instead of the ratio between harvest and the myopic harvest level, subjects would have decreased their catch levels. But the latter do not represent

## Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management: An Experimental Approach

a good indicator of the cooperation level. When the situation becomes more competitive with fewer natural resources to share participants' behaviours seem to be driven by myopic strategies.

Our experiment is set in the context of the international management of a highly migratory fish, the Atlantic Bluefin tuna (EABFT) fishery and reproduces a stylised representation of the decision making process in the International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT), to the notable exception of communication exchanges between participants. Our results confirm the possible change of management behaviours confronted to the threat of a shift in economic conditions. This situation is somehow close to the context of trade ban in 2009 jeopardising the future of the EABFT fishery, which has resulted in a dramatic decrease of quotas (TACs) accepted by the fishing nations. When a critical threshold is introduced, decision makers coordinate their efforts in order to avoid exceeding the potential threshold, becoming more efficient, decreasing the rent dissipation and improving the sustainability of the resource. We know from previous CPRs experiments the importance of direct communication in the setting of cooperative agreements between participants (i.e Schill et al. 2015 and Lindahl et al. 2016). We leave to future works, the analysis of direct communications on cooperation in our CPR dilemma. It is worthwhile noting that our results stem from laboratory experiments with students as subjects. To increase confidence in our results, a next step would be to replicate this design into the "battle field", i.e. an international central institution such as the ICCAT commission with actual policy makers.

Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management:  
An Experimental Approach

## 4.5 References

- Anderies, J. M., Janssen, M. A., Bousquet, F., Cardenas, J. C., Castillo, D., Lopez, M. C., Tobias, R., Vollan, B., & Wutich, A. (2011). The challenge of understanding decisions in experimental studies of common pool resource governance. *Ecological Economics*, 70, 1571-1579.
- Armsworth, P. R., & Roughgarden, J. E. (2003). The economic value of ecological stability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100(12), 7147-7151.
- Bailey, M., Sumaila, R. U., & Lindroos, M. (2010). Application of game theory to fisheries over three decades. *Fisheries Research*, 102(1), 1-8.
- Barrett, S., & Dannenberg, A. (2012). Climate negotiations under scientific uncertainty. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(43), 17372-17376.
- Barrett, S., & Dannenberg, A. (2014). Sensitivity of collective action to uncertainty about climate tipping points. *Nature Climate Change*, 4(1), 36-39.
- Barton, K. (2014). Package ‘MuMIn’: multi-model inference. R package. Version 1.9.
- Bates D., Maechler M., Bolker, B., & Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1-48.
- Biggs, R., Blenckner, T., Folke, C., Gordon, L.J., Norstrom, A., Nystrom, M. & Peterson, G.D. (2012). Regime shifts. In Hastings, A., & Gross, L. (Eds.). *Encyclopedia of theoretical ecology*, 609-617. University of California Press, Berkeley.
- Boettiger, C., Bode, M., Sanchirico, J. N., LaRiviere, J., Hastings, A., & Armsworth, P. R. (2016). Optimal management of a stochastically varying population when policy adjustment is costly. *Ecological Applications*, 26(3), 808-817.
- Brasão A., Duarte C. C. & Cunha-E-Sá M. A. (2000). Managing the Northern Atlantic Bluefin Tuna fisheries: the stability of the UN fish stock agreement solution. *Marine Resource Economy*, 15, 341-360.
- Budescu, D. V., Rapoport, A. & Suleiman R. (1995). Common Pool Resource Dilemmas under Uncertainty: Qualitative Tests of Equilibrium Solutions. *Games and Economic Behaviour*, 10(1), 171-201.

## Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management: An Experimental Approach

- Chen, D. L., Schonger, M., & Wickens, C. (2016). oTree - An open-source platform for laboratory, online, and field experiments. *Journal of Behavioural and Experimental Finance*, 9, 88-97.
- Clark C. W. (1980). Restricted access to common-property fishery resources: a game-theoretic analysis. In Liu, P. T. (Eds.). *Dynamic Optimization and Mathematical Economics*, 117-32. Plenum, New York.
- Cullis-Suzuki, S. & Pauly, D. (2010). Failing the high seas: A global evaluation of regional fisheries management organizations. *Marine Policy*, 34, 1036-1042.
- Daw, T., & Gray, T. (2005). Fisheries science and sustainability in international policy: a study of failure in the European Union's Common Fisheries Policy. *Marine Policy*, 29(3), 189-197.
- Diekert, F. K., & Nieminen, E. (2017). International fisheries agreements with a shifting stock. *Dynamic Games and Applications*, 7(2), 185-211.
- Diggle, P. J., Heagerty, P., Liang, K. Y., & Zeger, S. L. (2002). *Analysis of Longitudinal Data* (second edition). Oxford University Press, Oxford.
- Fromentin, J. M., Bonhommeau, S., Arrizabalaga, H., & Kell, L. T. (2014). The spectre of uncertainty in management of exploited fish stocks: The illustrative case of Atlantic bluefin tuna. *Marine Policy*, 47, 8-14.
- Fudenberg, D., & Tirole J. (1998). *Game Theory*. MIT Press, Cambridge, MA, USA.
- Gordon, H. S. (1954). The economic theory of a common property resource: the fishery. *Journal of Political Economy*, 62, 124-142.
- Halekoh, U., Højsgaard, S., & Yan, J. (2006). The R package geepack for generalized estimating equations. *Journal of Statistical Software*, 15(2), 1-11.
- Hannesson, R. (1997). Fishing as a Supergame. *Journal of Environmental Economics and Management*, 32(3), 309-322.
- Hannesson, R. (2011). Game Theory and Fisheries. *Annual Review of Resource Economics*, 3(1), 181-202.
- Hardin, G. (1968). The tragedy of the commons. *Science*, 162(3859), 1243-1248.

## Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management: An Experimental Approach

- Harrison, G. W., & List, J. A. (2004). Field experiments. *Journal of Economic Literature*, 42(4), 1009-1055.
- Herr, A., Gardner, R., & Walker, J. M. (1997). An experimental study of time-independent and time-dependent externalities in the commons. *Games and Economic Behaviour*, 19(1), 77-96.
- Hey, J. D., Neugebauer, T., & Sadrieh, A. (2009). An Experimental Analysis of Optimal Renewable Resource Management: The Fishery. *Environmental and Resource Economics*, 44(2), 263-285.
- Hilborn, R., Orensanz, J. M., & Parma, A. M. (2005). Institutions, incentives and the future of fisheries. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, 360(1453), 47-57.
- Hurry, G. D., Hayashi M. & Maguire, J. J. (2008). Report of the independent review. International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT), PLE-106/2008. Madrid, ICCAT. <http://www.iccat.int/Documents/Meetings/Docs/Comm/PLE-106-ENG.pdf> (accessed February 17, 2017).
- ICCAT (2006). Report of the 2006 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT*, 60(3), 652-880.
- ICCAT (2008). Report of the 2008 Atlantic Bluefin Tuna Stock Assessment Session. *Collective Volume of Scientific Papers ICCAT*, 64, 352 pages.
- Juan-Jorda', M. J., Mosqueira, I., Cooper, A. B., Freire, J. & Dulvy, N. K. (2011). Global population trajectories of tunas and their relatives. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108, 20650-20655.
- Levhari, D., & Mirman, L. J. (1980). The great fish war: an example using a dynamic Cournot-Nash solution. *The Bell Journal of Economics*, 322-334.
- Lindahl, T., Crépin, A. S., & Schill, C. (2016). Potential Disasters can Turn the Tragedy into Success. *Environmental and Resource Economics*, 65(3), 657-676.
- Maguire, J. J. (2006). The state of world highly migratory, straddling and other high seas fishery resources and associated species. *FAO Fisheries Technical Paper*, 495, 77 pages. FAO, Rome.

## Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management: An Experimental Approach

- Maskin E., & Tirole J. (2001). Markov perfect equilibrium: I. Observable actions. *Journal of Economic Theory*, 100, 191-219.
- Mason, C. F., & Phillips, O. R. (1997). Mitigating the tragedy of the commons through cooperation: an experimental evaluation. *Journal of Environmental Economics and Management*, 34(2), 148-172.
- McWhinnie S. F. (2009). The tragedy of the commons in international fisheries: an empirical investigation. *Journal of Environmental Economics and Management*, 57, 312-333.
- Milinski, M., Sommerfeld, R. D., Krambeck, H. J., Reed, F. A., & Marotzke, J. (2008). The collective-risk social dilemma and the prevention of simulated dangerous climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(7), 2291-2294.
- Moxnes, E. (1998). Not Only the Tragedy of the Commons: Misperceptions of Bioeconomics. *Management Science*, 44(9), 1234-1248.
- Munro, G. R. (1979). The optimal management of transboundary renewable resources. *Canadian Journal of Economics*, 12(3), 355-376.
- Munro, G. R., Van Houtte, A., & Willmann, R. (2004). The conservation and management of shared fish stocks: legal and economic aspects. *FAO Fisheries Technical Paper*, 465, 69 pages. FAO, Rome.
- Osés-Eraso, N., Udina, F., & Viladrich-Grau, M. (2008). Environmental versus Human-Induced Scarcity in the Commons: Do They Trigger the Same Response? *Environmental and Resource Economics*, 40(4), 529-550.
- Ostrom, E. (2006). The value-added of laboratory experiments for the study of institutions and common-pool resources. *Journal of Economic Behaviour and Organization*, 61(2), 149-163.
- Pan, W. (2001). Akaike's information criterion in generalized estimating equations. *Biometrics*, 57(1), 120-125.
- Patterson, K., & Résimont, M. (2007). Change and stability in landings: the responses of fisheries to scientific advice and TACs. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 64(4), 714-717.

## Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management: An Experimental Approach

- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., & Torres, F. (1998). Fishing down marine food webs. *Science*, 279(5352), 860-863.
- Pintassilgo, P. (2003). A coalition approach to the management of high seas fisheries in the presence of externalities. *Natural Resource Modeling*, 16(2), 175-197.
- Pintassilgo, P., Finus, M., Lindroos, M., & Munro, G. (2010). Stability and success of regional fisheries management organizations. *Environmental and Resource Economics*, 46(3), 377-402.
- Pintassilgo, P., Kronbak, L. G., & Lindroos, M. (2015). International Fisheries Agreements: A Game Theoretical Approach. *Environmental and Resource Economics*, 62(4), 689-709.
- Poteete, A. R., Janssen, M. A., & Ostrom, E. (2010). Working together: collective action, the commons, and multiple methods in practice. Princeton University Press.
- Scheffer, M., Westley, F., & Brock, W. (2003). Slow Response of Societies to New Problems: Causes and Costs. *Ecosystems*, 6(5), 493-502.
- Schill, C., Lindahl, T., & Crépin, A. S. (2015). Collective action and the risk of ecosystem regime shifts: insights from a laboratory experiment. *Ecology and Society*, 20(1), 48.
- Sumaila U. R. (2013). Game theory and fisheries. Essays on the tragedy of free for all fishing, 200 pages. Routledge, London.
- Teh, L., & Sumaila, U. (2015). Trends in global shared fisheries. *Marine Ecology Progress Series*, 530, 243-254.
- Team, R. C. (2016). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2015. [www.R-project.org](http://www.R-project.org).
- Tversky, A., & Kahneman, D. (1974). Judgment under uncertainty: heuristics and biases. *Science*, 185, 1124-1131.
- White C. & Costello C. (2014). Close the high seas to fishing? *PLoS Biology*, 12(3), e1001826.
- Worm, B., Hilborn, R., Baum, J. K., Branch, T. A., Collie, J. S., Costello, C., Fogarty, M. J., Fulton E. J., Jennings, S., Jensen, O. P., Lotze, H., Mace, P., McClanahan, T., Minto, C., Palumbi, S., Parma, A., Ricard, D., Rosenberg, A., Watson, R., & Zeller, D. (2009). Rebuilding Global Fisheries. *Science*, 325(5940), 578-585.



Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management:  
An Experimental Approach

Zeger, S. L., & Liang, K. Y. (1986). Longitudinal Data Analysis for Discrete and Continuous Outcomes. *Biometrics*, 42(1), 121-130.

## 4.6 Supplementary materials

### 4.6.1 Appendix 4.1

Instructions.

Instructions treatment T0 (in quote additional instructions for T1 and T2)

It is an experiment dealing with economic decision-making. We ask you to carefully read the instructions. When all the participants have read these instructions an experimenter will proceed to a re-reading aloud. We will then ask you to watch attentively a tutorial video to familiarise yourself with the web interface of the experiment.

From now on, we ask you not to speak anymore. If you have a question raise your hand and an experimenter will come to answer you privately. During the experiment, all your decisions will be treated anonymously. You will indicate your choices on the computer in front of which you are seated.

General instructions

This experiment has two parts. These instructions concern both parts 1 and 2 of the experiment. One of these two parts will be chosen by drawing lot for your remuneration. Your earning at this game will constitute your gain for the experience. It will be paid in cash at the end of the experiment.

In this experiment, each of you is a policy maker of a country involved in the East Atlantic bluefin tuna fishery. You and 2 other participants will form a group. You and your group members will have a common access to the Atlantic bluefin tuna resource. Each of you, at each round (which represents

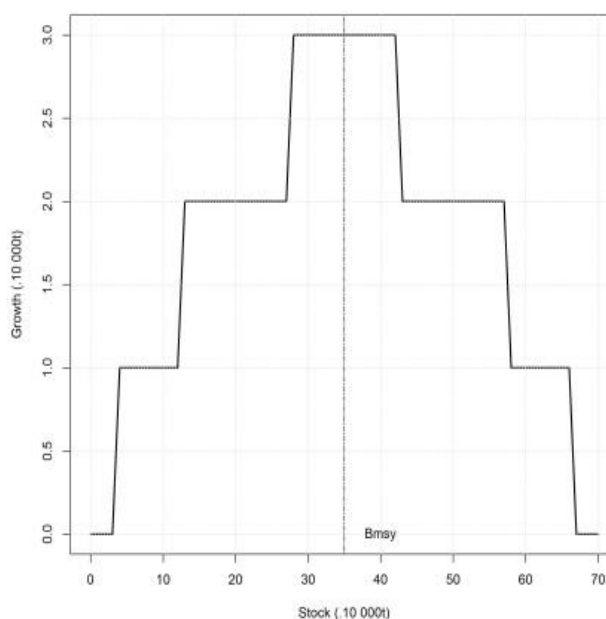


Figure 1

## Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management: An Experimental Approach

one year), will decide how many units (tons) of the resource you would like to harvest. These catches will bring you earnings in units of profit (euros).

Before making your decision, you will have to announce your catch to the other players, without the latter engaging you in your future private decision: you will be able to follow it or not. At the same time, you will also estimate the cumulated catches of the other 2 members of your group. Finally, to make your private catch decisions, you will have access to catch proposals from other members of your group as well as information on the state of the resource from the International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT).

Each part of the experiment lasts a certain number of rounds (years in the experiment), the amount of rounds is unknown to you. The experiment also ends if the resource is depleted due to excessive catches.

### Remuneration

If you follow the instructions carefully and take sound decisions, you can earn money. One of the games will be chosen by drawing lot for your remuneration. Your earning at this game will constitute your gain for the experiment. Each profit you have accumulated by exploiting the resource during each game separately will be converted into euros at a rate of 1 monetary units of profit = 0.05€. You will begin each part of the experiment with 50 profit units, corresponding to 2.50 €. You will also be compensated for your exact expectations of the catch levels of the other participants, 0.20€ for each exact expectation.

### Resource dynamic

The bluefin tuna resource increases in each round depending on the size of the resource at the beginning of the round, which in turn depends on the total harvest of the previous round (sum of your and the other participant's harvest in the previous round).

The exact relation between the size of the resource stock and its regeneration is illustrated in Figure 1. As the figure illustrates, if the total amount of catches exceeds the regeneration rate for the round, the resource stock will decline. Contrariwise, if the total amount of catches is inferior to the regeneration rate for the round, the resource stock will increase the next round. The Maximum Sustainable Yield (MSY) indicated on the figure (from 28 to 42 resource units) is the maximum amount of catch that allows the stock to remain constant from one round to the next.

## Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management: An Experimental Approach

For example if the resource stock is 50 units of the resource at the beginning of a round. If you, harvest together with the 2 other members of your group 10 units in this round, the resource will regenerate itself by 2 units and, hence, the resource stock will be  $(50 + 2 - 10)$  42 units in the next round.

### Harvest choice

Each round, you will receive information about the resource stock size available and harvest proposals from the 2 other members of your group.

Based on this information, you will choose how many units of resource you would like to harvest with a choice between 0 to 5 units. You, and the 2 other members of your group could harvest each round a total of 15 units. This amount of catch will bring you earning which depends on your harvest level, but also on the harvest level of the 2 other participants and on the resource stock size. The relation between your profit, the total amount of catch from your group and the resource stock size is illustrated in Figure 2. As illustrated in

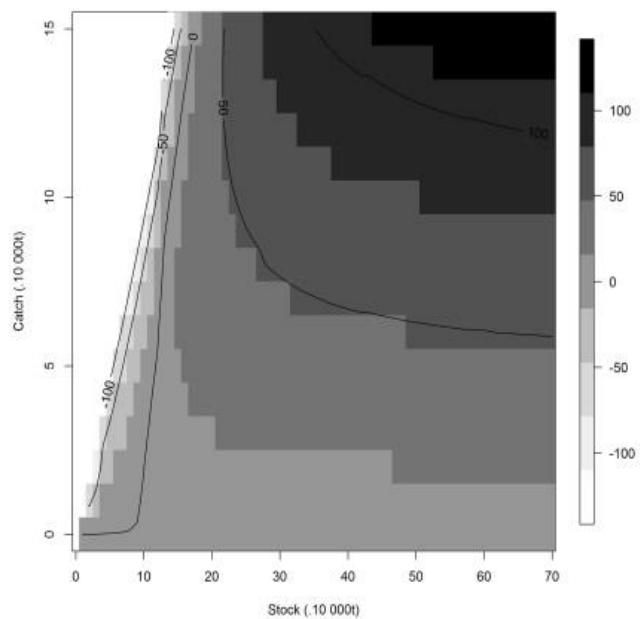


Figure 2

Figure 2, the most the resource is depleted the less you could earn from harvest.

Your harvest decision is private but will be made public at the end of each round.

“Moreover, there is a threshold in the resource stock size at the level  $B_{lim}$  of 20 resource units. If the level of the resource crosses this threshold, this will entail an additional cost of 30 profit units. This cost will greatly decrease your profit so as to make it negative whatever your

## Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management: An Experimental Approach

decisions, even if you decide not to fish any more. You will therefore lose earnings as long as the resource is below the threshold  $Blim^{10}$ .’’

‘‘There is a threshold in the resource stock size at the level  $Blim$ . You do not know the exact position of this threshold, but only that it is in the range between 12 and 28 units of resource with the same probabilities. If the level of the resource crosses this threshold, this will entail an additional cost of 30 profit units. This cost will greatly decrease your profit so as to make it negative whatever your decisions, even if you decide not to fish any more. You will therefore lose earnings as long as the resource is below the threshold  $Blim^{11}$ .’’

Some rules

- Talking is not permitted.
- You are not permitted to operate other software such as email or web pages during the experiment.
- You may ask questions to the experimenter during the experiment if you have any problems.

Before starting the experiment, you will be invited to follow a tutorial video presenting the web interface of the experiment. Once this video has been watched, you can then complete the identification form on the application page and fill in the comprehension test. Once the test has been completed, you will have the opportunity to ask questions about the elements of the experiment. Finally, at the end of the experiment, you will have to complete a short survey about the experiment, and then you will have to wait until the experimenter calls you individually to receive your payment.

---

<sup>10</sup> Additional instructions for T1

<sup>11</sup> Additional instructions for T2

# Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management: An Experimental Approach

## 4.6.2 Appendix 4.2

Pre-experimental survey and test.

### About you

Time left to complete this page: ⌚ 1:23

Before beginning the session please give us some information about your profile.

Your name:

Your profession:

Your age:

Are you concerned with the subject of this study :

Next

### Test

Time left to complete this page: ⌚ 4:51

Before beginning the session, We want to make sure that you understand the dynamic process which drive the resource level.

First of all, if at the beginning of the year the biomass is at a level of  $25 \cdot 10^4$  t, could you indicate how many units (in  $10^4$  t) the stock will grow for the next year ? Use the growth function.

Resource growth in  $10^4$  t for the year:

Then, still with a stock of  $25 \cdot 10^4$  t if the 3 nations decide to harvest  $9 \cdot 10^4$  t, could you indicate how many profit (in  $10^7$  €) the harvest will generate this year? Use the profit function and round the value.

Total profit in  $10^7$  € for the year:

Under the same conditions, if the 3 nations decide to harvest  $9 \cdot 10^4$  t ( $3 \cdot 0 \cdot 10^4$  t each), Could you indicate how many profits in  $10^7$  € you will win this year (individual profit)?

Use the table of individual profits.

Individual profit in  $10^7$  € for the year:

Next

Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management:  
An Experimental Approach

4.6.3 Appendix 4.3

Payoff and stock (biomass) variation table used in the experiment for a resource size of 50 units. On the top the ‘Payoff table’ and on the bottom the ‘Biomass variation table’

Individual profit											
My harvest	Sum of choices made by others										
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
1	8.1	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	7.9	7.9	7.9	7.9	7.8
2	16.1	16.0	16.0	16.0	15.9	15.9	15.8	15.8	15.7	15.7	15.6
3	24.1	24.0	23.9	23.9	23.8	23.7	23.7	23.6	23.5	23.4	23.4
4	32.0	31.9	31.8	31.7	31.6	31.6	31.5	31.4	31.3	31.1	31.0
5	39.9	39.8	39.7	39.6	39.4	39.3	39.2	39.1	38.9	38.8	38.7

Biomass variation rate (%)											
My harvest	Sum of choices made by others										
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
0	4	2	0	-2	-4	-6	-8	-10	-12	-14	-16
1	2	0	-2	-4	-6	-8	-10	-12	-14	-16	-18
2	0	-2	-4	-6	-8	-10	-12	-14	-16	-18	-20
3	-2	-4	-6	-8	-10	-12	-14	-16	-18	-20	-22
4	-4	-6	-8	-10	-12	-14	-16	-18	-20	-22	-24
5	-6	-8	-10	-12	-14	-16	-18	-20	-22	-24	-26

# Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management: An Experimental Approach

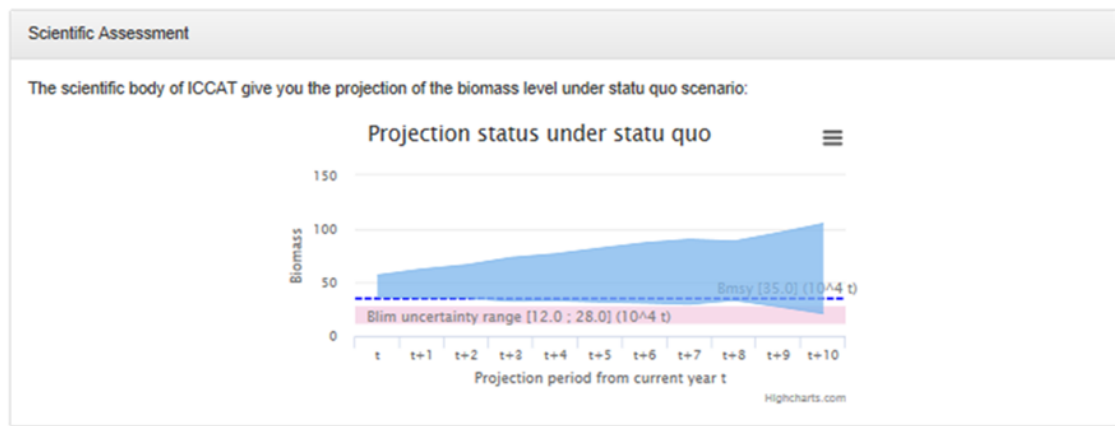
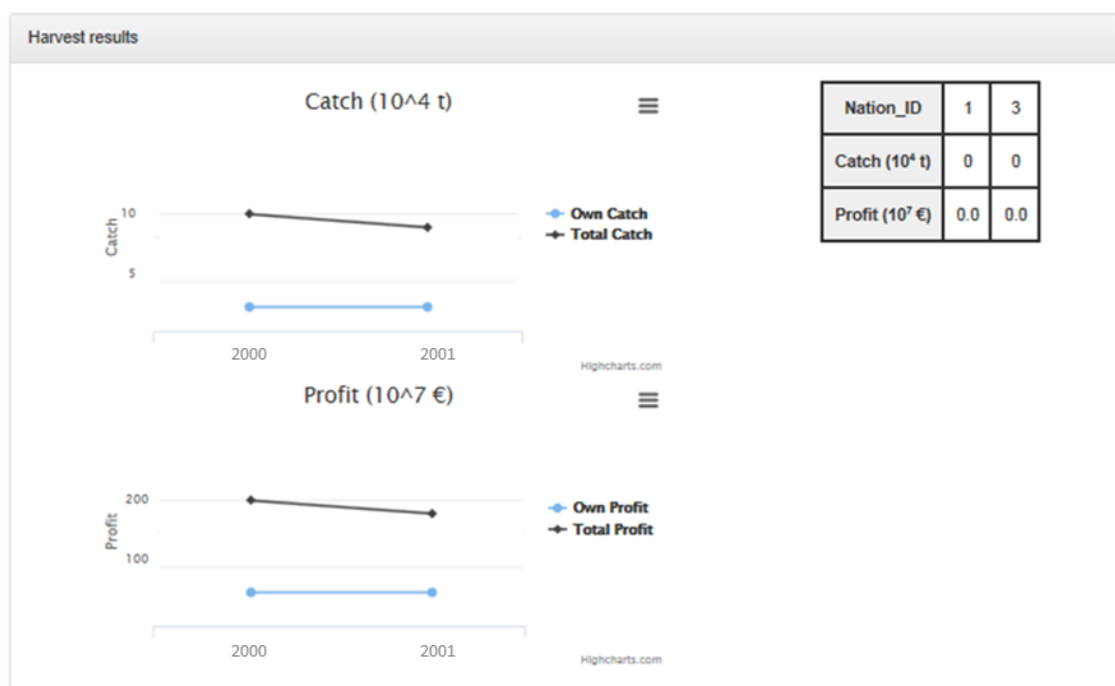
## 4.6.4 Appendix 4.4

Harvest results and stock (biomass) projection example.

### Results from harvest

Time left to complete this page: ⌚ 0:39

You have selected an harvest of 0 ( $10^4$  t). Your profit for the last year is 0.0 ( $10^7$  €).  
 Your total profit since the beginning of the fishery is 0.0 ( $10^7$  €).  
 This is equivalent to a real payment of 0.0€ Plus a bonus payment for your expectations of the level of exploitation of other nations of euros 0.20 €.  
 ICCAT commission gives you also the statistic from the total catch and profit realized last years.

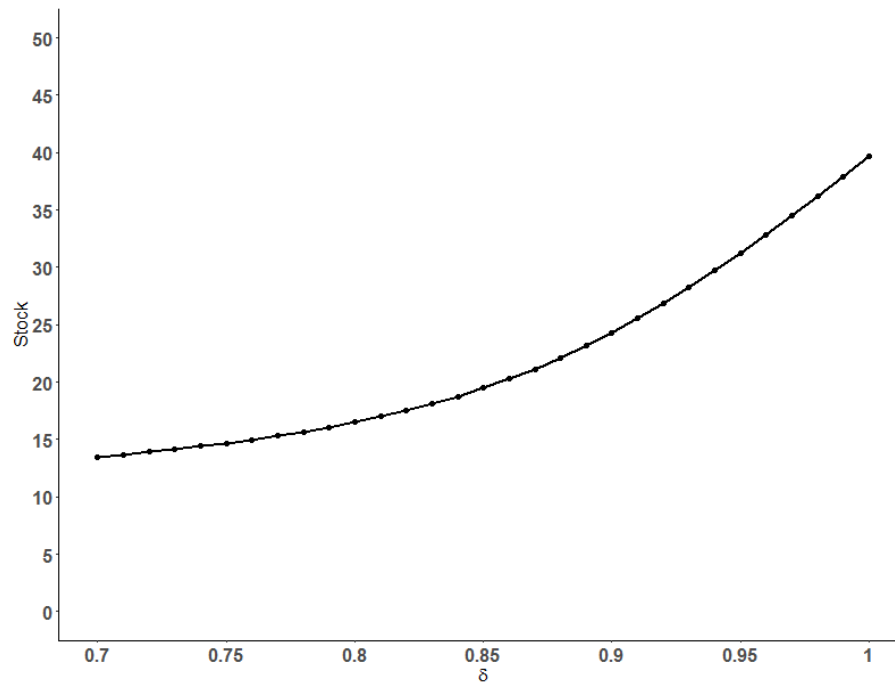




Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management:  
An Experimental Approach

4.6.5 Appendix 4.5

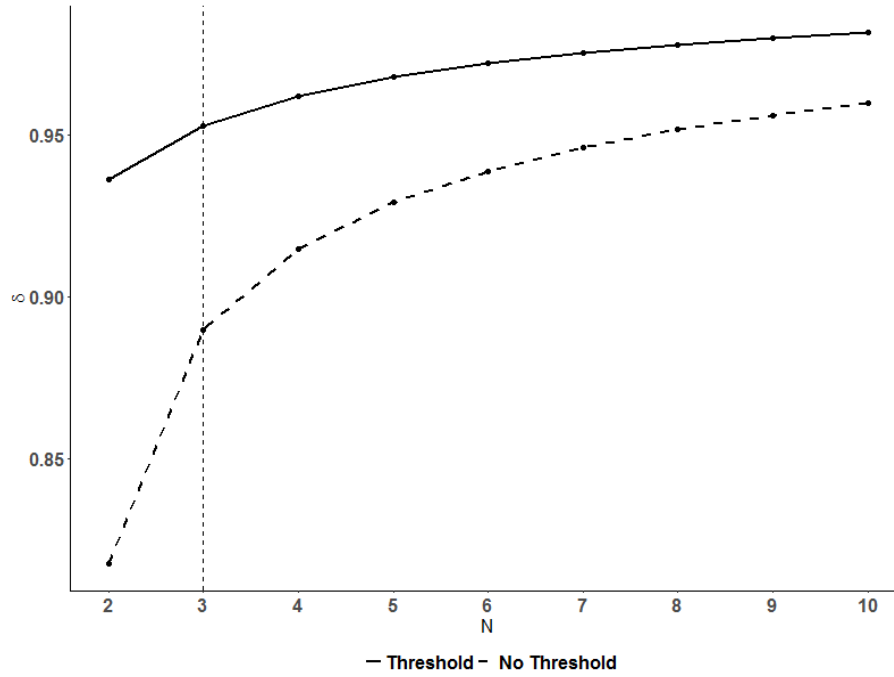
Relationship between the optimal stock level ( $B_{opt}$ ) and the discount factor ( $\delta$ ).



Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management:  
An Experimental Approach

4.6.6 Appendix 4.6

Relationship between the maximum number of players (N) in a cooperative solution and the minimum discount factor ( $\delta$ ).



#### 4.6.7 Appendix 4.7

Myopic symmetric paths.

Considering that all participant have the same payoff function, we restrict the analysis to symmetric outcomes in which each participant uses the same harvests strategy  $y^e$ ). In this context a participant  $i$  seeks to maximise his profit flow by selecting an harvest strategy. Letting  $\delta$  represent the discount factor, common to all participants, the present discounted value of profit in period  $t$ ,  $V_{i,t}$  of each participant, satisfies the Bellman's recursion equation:

$$V_{i,t} = \text{Max}_{y_{i,t}} (\pi_{i,t} + \delta \cdot V_{i,t+1})$$

$$\text{s.t } B_{t+1} = B_t \cdot \left[ 1 + r \cdot \left( 1 - \frac{B_t}{K} \right) \right] - (N - 1) \cdot y_t - y_{i,t}$$

$$y_t = y^e(B)$$

Myopic behaviors result from neglecting the fact that current extraction decreases the future value of the resource is defined by backward recursion of the Bellman equation H1 considering the discount factor  $\delta$  which tends to 0 (Figure A4.7.1). Therefore, we define the collective ( $N$  participants) myopic path for each experimental treatment: without tipping point, when a tipping point is introduced and when the position of the tipping point is uncertain (on the left, middle and on the right respectively). We consider risk-neutral players when the position of the tipping point is uncertain. The risk neutral players based their harvest strategy upon the following profit function:

$$\pi_{i,t} = \begin{cases} p \cdot y_{i,t} - C(B_t) \cdot \frac{y_{i,t}}{Y_t}, & \text{for } B_t > B_{lim}^{max} \\ p \cdot y_{i,t} - C(B_t) \cdot \frac{y_{i,t}}{Y_t} - \alpha \cdot \left[ 1 - \left( \frac{B_t - B_{lim}^{min}}{B_{lim}^{max} - B_{lim}^{min}} \right) \right], & \text{for } B_t \in [B_{lim}^{min} B_{lim}^{max}] \\ p \cdot y_{i,t} - C(B_t) \cdot \frac{y_{i,t}}{Y_t} - \alpha, & \text{for } B_t < B_{lim}^{min} \end{cases}$$

# Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management: An Experimental Approach

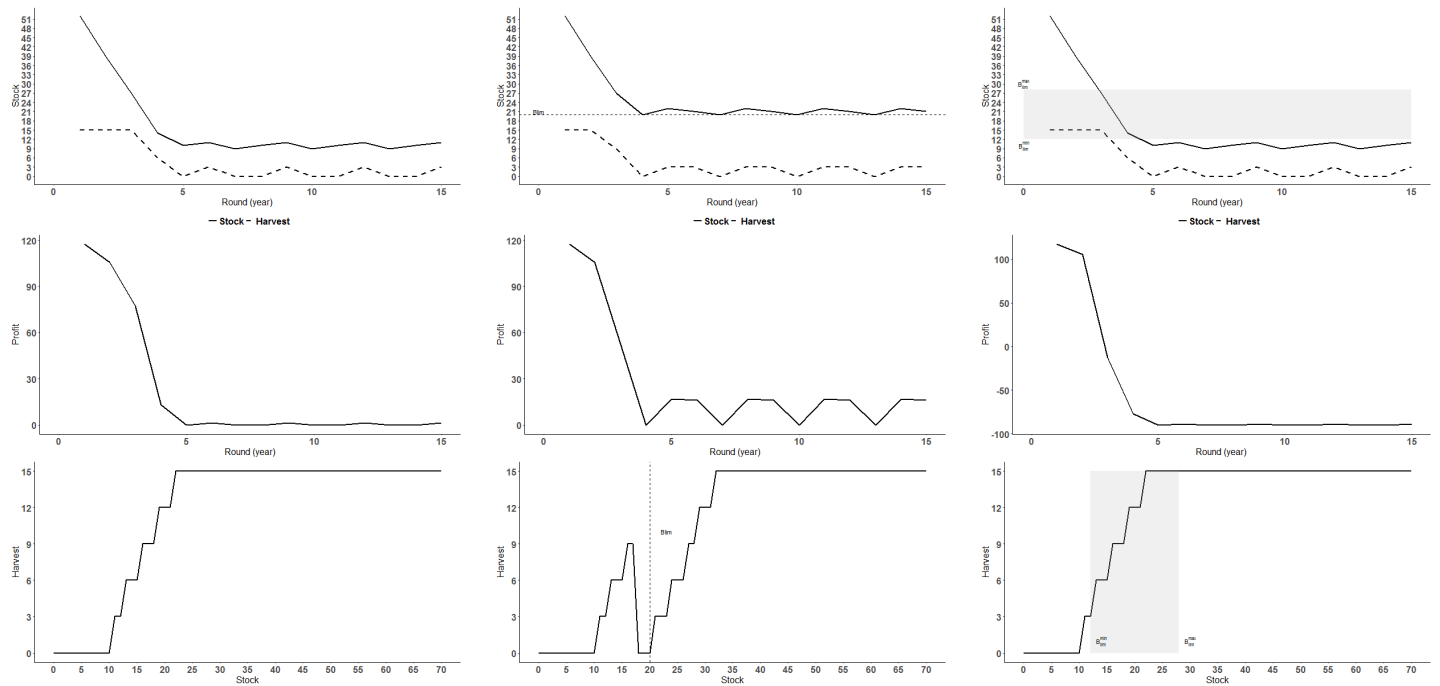


Figure A4.7.1: Myopic symmetric paths in the absence of threshold (left panel), when the position of the threshold is known (central panel) and when the position of the threshold is unknown (right panel). The upper and middle figures represent the dynamic paths of harvest, stock and profit while the lower plots show the harvest strategy as the function of the stock.

Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management:  
An Experimental Approach

4.6.8 Appendix 4.8

Phase effects.

	Phase 1	Phase 2	p (Mann-Whitney-Wilcoxon test, $\chi^2$ or Fisher's exact test) <sup>†</sup>
Average group harvest as a fraction of myopic strategy	0.68 (0.67)	0.67 (0.74)	0.92
Average group stock	25.94 (15.41)	25.75 (15.71)	0.87
Proportion of group crossing the threshold	0.64	0.64	1.00
Average group profit	4.60 (28.17)	5.00 (28.22)	0.92
Average group harvest	1.49 (1.64)	1.48 (1.70)	0.97
Average group pledge	1.19 (1.52)	1.12 (1.47)	0.49
Average group belief error	-0.67 (2.89)	-0.70 (2.92)	0.81
Average group intended behavior	0.30 (1.68)	0.36 (1.69)	0.65

Note: Standard errors in brackets.

\* Indicates significance  $p < 0.05$ , \*\*  $p < 0.01$  and \*\*\*  $p < 0.001$ .

† Mann-Whitney-Wilcoxon test is used to compare means across phases and  $\chi^2$  or Fisher's exact test (depending on the case frequencies) used to compare proportions across treatments and phases (Appendix 4.8).

Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management:  
An Experimental Approach

4.6.9 Appendix 4.9

Random effect generalised linear mixed model (GLMM) regression.

Binomial regression models	Random group effect GLMM regression	Random group effect GLMM regression
	Best model	Best model
	Harvest as fraction of myopic strategy	Mean group harvest as fraction of myopic strategy
Intercept	1.40 *** (0.28)	2.45 *** (0.31)
Treatment 1	-1.32*** (0.30)	-1.19** (0.48)
Treatment 2	-1.39*** (0.32)	-1.31** (0.51)
Biomass	-0.05*** (0.005)	-0.05*** (0.008)
Player class Consensual†	0.47* (0.22)	-
Player class Free-rider	1.10*** (0.18)	-
Player class Realistic	0.52* (0.27)	-
Player class Pessimistic	0.38* (0.18)	-
R <sup>2</sup>	0.27	0.26
AIC/QIC	1676	578
Number of clusters	34	34
Clusters size	45	15
Observations	1530	510

Note: Standard errors are in brackets.

\*Indicates significance  $p < 0.05$ , \*\*  $p < 0.01$  and \*\*\*  $p < 0.001$ .

Chapitre 4: Influence of Tipping Points in the Success of International Fisheries Management:  
An Experimental Approach

## 5 CONCLUSION

### 5.1 Principaux résultats et recommandations pour la gestion

Cette thèse contribue à l'évaluation du rôle de l'incertitude dans le processus de gestion des pêcheries internationales. En s'appuyant sur le cas d'étude emblématique du stock Est de thon rouge de l'Atlantique, nous avons cherché à évaluer le rôle de différentes sources d'incertitude dans la trajectoire de la pêcherie. Après une période de forte expansion de la pêcherie conduisant à la surexploitation, l'incapacité des parties prenantes à coopérer au sein de l'ICCAT condamnait le stock à l'effondrement. Le lobbying des ONGs et la pression sociétale ayant entraîné une sévère réduction des totaux admissibles de captures, l'objectif de redressement a cependant été réalisé au-delà des espérances. La trajectoire de la pêcherie a soulevé deux problématiques: i) après les efforts entrepris pour la restauration du stock, quels pourraient-êtré les apports d'une gestion au rendement économique maximal (REM) plutôt qu'au rendement maximal durable (RMD) et quels sont les effets des sources d'incertitude majeures dans la définition des stratégies de gestion (*'Harvest Control Rules'*, HCR) alignées sur cet objectif ? ii) Le revirement brutal dans la gestion du stock soulèvent également la question des facteurs ayant participé à la transition d'une situation où les niveaux d'exploitation annonçaient la fin programmée du stock à une pêcherie prospère et durable basé sur l'avis scientifique.

Avant d'aborder les problématiques liées au cas d'étude de la pêcherie du thon rouge de l'Atlantique, la première contribution de cette thèse a synthétisé la littérature traitant des différentes sources d'incertitude qui affectent le cycle de gestion défini par Walters (1986) dans sa contribution à la gestion adaptative des ressources naturelles. De nombreuses



classifications de l'incertitude existent dans différents domaines de recherche abordant la conservation des ressources naturelles (e.g. Hilborn & Peterman 1996; Charles 1998 ; Regan et al. 2002, Harwood & Stocks 2003 ; Peterman 2004, Hill et al. 2007, Fulton et al. 2011 ; Link et al. 2012 ; Fromentin et al. 2014). En synthétisant ces contributions, nous avons défini six sources d'incertitudes qui affectent le cycle de gestion. L'évaluation des stratégies de gestion ("Management Strategy Evaluation", MSE) a été proposée et adoptée largement comme méthode de modélisation permettant d'intégrer l'incertitude dans le processus de sélection de procédures de gestion (HCRs). Néanmoins, la MSE est une approche de modélisation articulée autour de la simulation et ne permet pas d'évaluer directement l'effet de l'incertitude sur la définition des HCRs. La modélisation bioéconomique propose une alternative à la MSE dans la définition de stratégies de gestion à partir de solutions dites de rétroactions ("feedback solutions"). La solution dynamique du REM peut-être exprimée sous la forme d'HCR à partir de l'application de la théorie du contrôle optimal ("*optimal control theory*", Bellman 1957). A partir des six sources d'incertitude relevées dans la littérature, nous avons recherché la forme générique et l'incidence des stratégies optimales d'un point de vue bioéconomique à l'une du principe de précaution, l'objectif étant d'identifier les sources d'incertitude clés dans la définition des HCRs. Dans les revues de la littérature antérieures, nous avons noté que l'effet de l'incertitude sur la définition d'une stratégie économique optimale des pêcheries n'avait été abordé que partiellement ou sur la base d'approches fondées sur la simulation (Deroba & Bence 2008 ; Holland & Herrera 2009 ; Liu et al. 2016 ; LaRiviere et al. 2017).

La stratégie qui consiste à pêcher le surplus de biomasse ("*constant escapement*") une fois la cible du rendement économique maximum atteinte est une exception plutôt que la norme. Néanmoins, ce type d'HCR ne peut plus être considéré comme étant optimal si les hypothèses structurelles initiales sont relâchées, à savoir des rendements économiques linéaires avec la capture et des fluctuations aléatoires de la ressource (indépendantes et identiquement distribuées). Au contraire, dans la plupart des cas, il faut considérer des HCRs qui s'ajustent aux variations de la ressource lorsque les fluctuations sont corrélées ou cycliques. Les variations des conditions environnementales sont très souvent à l'origine de variations des stocks exploités. Le recrutement est, par exemple, l'une des phases de l'histoire de vie des poissons les plus sensibles, en particulier pour les espèces dont les phases larvaires sont pélagiques. Les HCRs peuvent également s'ajuster sur le niveau de biomasse estimé pour lisser l'exploitation lorsque les profits ne présentent pas de relation linéaire avec la capture

## Chapitre 5: Conclusion

afin de réduire l'ampleur de la réduction des prix (i.e. demande à la baisse) ou diminuer l'augmentation des coûts (i.e. avec une fonction de production de type Cobb-Douglas). Le choix d'une politique optimale devient plus ardu lorsque des dynamiques complexes sont introduites. La présence d'un changement de régime exogène (*'regime shift'*) sur la productivité de la ressource n'affecte que peu la stratégie optimale mais nécessite néanmoins une adaptation à la productivité présente du stock exploité. Si le changement de régime est endogène à l'exploitation du stock, la HCR doit alors tenir compte de cette dynamique en appliquant un niveau d'exploitation plus faible car intégrant le risque associé à une diminution brutale de la productivité de la ressource. De même, lorsque l'hypothèse d'information parfaite n'est plus admise, les HCRs s'ajustent au niveau de biomasse estimé et la prise en compte de l'information passée joue un rôle important dans la détermination d'HCR plus ou moins conservatrice. Les HCRs sont un élément clé dans la gestion opérationnelle des pêches, elles apportent de la transparence et permettent à l'ensemble des parties prenantes d'anticiper la manière dont le TAC varie. Les résultats de cette synthèse fournissent des indications sur les HCRs qui pourraient être envisagées dans l'objectif du REM, et définir ainsi quelles incertitudes sont pertinentes dans la performance relative de ces HCRs. L'application du principe de précaution nécessite d'anticiper les relations structurelles et les incertitudes clés du système afin d'éviter une politique de TAC inappropriée qui pourrait entraîner un échec dans l'atteinte des objectifs de gestion ou le risque de provoquer un effondrement du stock exploité.

La seconde contribution de cette thèse a abordé directement les nouveaux enjeux de la gestion du thon rouge de l'Atlantique après le rétablissement spectaculaire du stock au début des années 1990. Dans un contexte de fortes incertitudes sur l'état de redressement du stock, la définition de la nouvelle stratégie d'exploitation a reposé sur une gestion au RMD. Malgré la trajectoire positive ainsi obtenue, une surévaluation de la productivité du stock pourrait compromettre les efforts entrepris et replonger la pêcherie dans une crise majeure. Face aux enjeux économiques et afin de conserver la ressource dans un tel contexte d'incertitude, il est crucial de bien définir la cible de gestion et la HCR associée. A l'aide d'un modèle bioéconomique représentant la dynamique du stock (proche de celui appliqué par l'ICCAT), nous démontrons l'avantage de définir une gestion au REM, à la fois favorable d'un point de vue économique ainsi qu'à la conservation du stock. L'objectif du REM permet en effet de conserver une biomasse plus élevée en appliquant une plus faible mortalité par pêche qu'au RMD. Nous traitons également les effets des incertitudes clés concernant les niveaux de

recrutement moyens, les variations de la demande sur le marché mondial et l'observation de l'abondance du stock. En explorant divers scénarios et en s'appuyant sur la méthode de la programmation dynamique stochastique, nous avons montré qu'adopter une stratégie appliquant une faible mortalité par pêche permet d'atteindre des objectifs économiques tout en étant robuste aux principales sources d'incertitude affectant le cycle de gestion de la ressource. Nous avons pu montrer en particulier que cette stratégie reste optimale en présence d'une forte incertitude sur l'évaluation du niveau de biomasse. Ce type de stratégie de gestion préconisée par l'approche de précaution est favorable à l'exploitation de la ressource en maintenant des prix élevés sur le marché et en conservant un niveau de production relativement constant et prédictible pour l'ensemble de la filière. Cependant, le contexte international et la forte rentabilité de l'exploitation attirent les intérêts de nombreuses flottilles. L'incertitude de l'avis scientifique pourrait ainsi de nouveau servir d'argument aux firmes favorables à de nouvelles augmentations des TACs. La détermination de HCRs intégrant les incertitudes relatives à l'état de la ressource et la prise en compte des interactions sur les marchés internationaux représentent des enjeux majeurs dans la gestion du thon rouge de l'Atlantique. Le récent développement de MSEs pour la pêcherie du thon rouge de l'Atlantique constitue un grand pas en avant permettant d'évaluer la robustesse des mesures de gestion face aux incertitudes et aux hypothèses structurelles alternatives (Carruthers et al. 2016, 2018a,b ; ICCAT 2018). Après les efforts considérables engagés par l'ICCAT et ses parties prenantes pour restaurer le stock suite à la crise de 2009, un nouvel échec pourrait favoriser l'émergence de nouveaux paradigmes de gestion dans les pêcheries internationales favorisant le seul objectif de conservation de la ressource. De nouvelles mesures telles que la mise en place d'aires marines protégées sur l'ensemble de la haute mer pourraient devenir des alternatives de gestion plausibles (White & Costello 2014; Sumaila et al. 2015).

La troisième contribution de cette thèse a traité la problématique de la coopération au sein de la pêcherie internationale du thon rouge de l'Atlantique. Face aux intérêts économiques de court terme, la collaboration entre parties prenantes n'a jamais pu prendre place avant la crise de 2009. Le non-respect de l'avis scientifique dans l'application des TACs et l'explosion de la pêche INN au cours des années 2000 sont des conséquences directes de la concurrence entre les flottilles des différents pays membres de l'ICCAT (l'organisation régionale de la pêche, ORGP, en charge de la gestion de l'exploitation de l'EABFT). Avec la vision de la théorie des jeux non-coopératifs, nous avons analysé les facteurs favorisant la coopération au sein de l'ICCAT. Nous avons introduit un protocole expérimental permettant de tester empiriquement

## Chapitre 5: Conclusion

la stratégie des parties prenantes à l'exploitation de l'EABFT face à un changement de régime affectant les conditions économiques d'exploitation. Le changement de régime implique une sanction économique forte pour les parties prenantes s'apparentant à la mise en place d'un contingentement très contraignant des ressources ou d'une interdiction du commerce international de l'espèce. Ce changement de régime est dépendant du niveau d'exploitation décidé par les parties prenantes (i.e. endogène). Nous avons analysé les résultats des décisions d'exploitation (TACs) par rapport aux prédictions de la stratégie "myope" au cours de 3 traitements expérimentaux : le premier traitement sans présence de point de basculement, le deuxième avec un point de basculement connu des parties prenantes et le troisième avec un point de basculement dont la position n'était pas connue avec certitude. Dans le protocole expérimental, les participants disposaient d'informations complètes sur la dynamique de la ressource, y compris sur les plages de probabilité du seuil de basculement économique et sur le niveau d'exploitation au rendement maximal durable (RMD). Nous nous sommes assurés que tous les participants comprenaient les caractéristiques dynamiques de la ressource partagée. Durant l'expérience les participants avaient accès à un système de communication reposant sur des engagements de captures non-contraignants. Ce protocole de communication diffère de la plupart des expériences sur les ressources communes qui reposent sur la communication directe et sur le partage de connaissance directe (e.g. Schill et al. 2015; Lindahl et al. 2016). A partir d'un pool de 51 étudiants de l'Université de Montpellier répartis en 6 groupes dans chaque traitement, nous avons mis en avant le rôle d'une menace économique comme élément permettant de favoriser la coordination de l'exploitation collective contrairement aux prévisions théoriques. Nous caractérisons la coopération entre participants par une plus faible utilisation de stratégies myopes et par une biomasse proche du niveau optimal estimé sous l'hypothèse d'un planificateur central. Ces résultats sont corroborés par des expérimentations qui intègrent des dynamiques complexes de la ressource (Lindahl et al. 2016). Nous avons montré que la présence d'une forte incertitude sur la position du seuil de basculement est à l'origine d'une plus forte coopération entre participants. Le seuil de basculement introduit dans ce protocole expérimental peut être interprété comme un point de référence limite mis en œuvre dans l'application du principe de précaution. Les résultats de l'expérience montrent que l'incertitude dans la définition de limites d'exploitation n'est pas forcément une mauvaise nouvelle. A la lumière de ces conclusions, la menace de sanctions économiques associées aux points de références limites pourrait être une solution

efficace dans l'application du principe de précaution au sein des ORGPs afin de favoriser la coopération et garantir les objectifs de conservation.

### 5.2 Contributions méthodologiques

Ce travail de thèse, de nature multidisciplinaire, a mobilisé un ensemble d'approches pour répondre aux problématiques liées aux effets de l'incertitude dans la gestion des stocks partagés et plus particulièrement celui du thon rouge de l'Atlantique. Les deux premiers travaux de cette thèse reposent sur l'utilisation de modèles bioéconomiques dans la définition de HCRs en condition d'incertitude. Nous avons tiré profit des développements de la programmation dynamique stochastique pour évaluer les stratégies optimales de gestion. Après avoir montré les apports des solutions de rétroaction dans l'identification des HCRs pour les diverses sources d'incertitude qui affectent le cycle de gestion, nous avons développé cette approche pour le stock Est de thon rouge de l'Atlantique.

La programmation dynamique stochastique est un outil utile pour étudier la prise de décision en condition d'incertitude. Dans le contexte de la gestion des pêcheries, les HCRs sont définies sous l'hypothèse d'un planificateur central qui décide du TAC optimal, tout en tenant compte de la dynamique stochastique de la ressource et des variables économiques. La méthode a été largement appliquée dans la littérature en économie des pêches, mais souvent dans le cadre simplifié du modèle global<sup>1</sup> reposant sur une dynamique agrégée de la biomasse du stock. Une limitation importante de la programmation dynamique stochastique réside dans la 'malédiction de la dimensionnalité' (Bellman 1957). Cela signifie que lorsque le nombre de variables d'état augmente, le volume de l'espace de décision augmente de manière exponentielle et conduit à une convergence plus lente. Pour améliorer l'efficacité et faciliter l'interprétation du modèle, il est courant de réduire le nombre de variables d'état en ayant recours à des modèles reposant sur des dynamiques simplifiées. Nous avons analysé l'effet de l'incertitude sur l'observation du stock (liée au processus d'évaluation du stock) à partir d'un modèle structuré en âge dans la lignée des modèles bioéconomiques reposant exclusivement sur l'optimisation cherchant à intégrer plus de réalisme dans la description de la dynamique

---

<sup>1</sup> Ou 'surplus production model'.

## Chapitre 5: Conclusion

de la ressource (e.g. Kulmala et al. 2008 ; Diekert et al. 2010 ; Skonsoft et al. 2012 ; Quass et al. 2013 ; Tahvonen et al. 2013, 2017). Afin de limiter le nombre de variables d'état, nous avons eu recours à une simplification en stipulant une structure aux âges à l'équilibre qui s'avère être une bonne approximation dans le cas de l'EABFT même si l'espèce présente une longue durée de vie. En effet, avec le rétablissement du stock, la structure en âge de la population se trouve être proche de l'équilibre. A partir de cette approche, nous avons simulé une erreur d'observation uniforme sur la biomasse de la ressource en tant que représentation simplifiée de l'incertitude issue de l'évaluation du stock par l'ICCAT. Peu d'études ont abordé l'effet de l'incertitude liée à l'estimation du niveau de la ressource dans la définition d'une stratégie d'exploitation optimale (Sethi et al. 2005). La prise en compte de cette incertitude s'appuie sur un processus de décision markovien ("*Markov Decision Process*", MDP) qui ignore les mesures de la biomasse passées dans la prévision des états futurs. Cette hypothèse s'avère non-contraignante lorsque la stratégie d'exploitation au REM maintient un faible niveau d'exploitation et une forte abondance, mais peut devenir déterminante lorsque le niveau d'exploitation ciblé est plus élevé. Le développement de HCRs incorporant l'erreur d'observation ("*state uncertainty*") qui se propage au cours du temps est un élément déterminant pour atteindre les objectifs de gestion et intégrer les contraintes de l'approche de précaution.

Le dernier chapitre de cette thèse propose un nouveau protocole expérimental qui se base sur le travail de Mason & Phillips (1997) représentant l'exploitation d'une ressource commune dans une situation d'oligopole. Ce protocole a été adapté et présente un ensemble de caractéristiques le distinguant de la plupart des travaux expérimentaux sur l'exploitation des ressources communes : i) une représentation dynamique de la ressource ; ii) une représentation de l'ensemble des éléments économiques relatifs à l'exploitation (e.g. coûts, bénéfices, profits) ; iii) l'expérience est contextualisée sur le cas d'étude de la pêche de thon rouge de l'Atlantique ; iv) un seuil critique dont la position incertaine est introduite, modifiant les conditions économiques de l'exploitation pour l'ensemble des participants. Parmi les expériences sur les ressources communes tenant compte de la dynamique des systèmes exploités, la plupart se sont focalisées sur les effets des arrangements institutionnels, tels que la communication ou la punition (Janssen et al. 2010), plutôt que sur les caractéristiques de la complexité des systèmes socio-écologiques (Janssen 2010 ; Osés-Eraso et al. 2008 ; et Anderies et al. 2013 ; Kimbrough & Vostroknutov 2015 ; Schill et al. 2015 ; Lindahl et al. 2016). Ce protocole est le premier à tester l'effet d'un seuil de

basculement sur le régime de gestion impliquant une sanction économique pour l'ensemble des parties prenantes dans un jeu de ressources communes. Des expériences reposant sur le jeu des biens publics ont examiné le rôle de l'incertitude sur la position d'un seuil de contribution permettant d'éviter les coûts associés à un basculement climatique. Barret & Dannenberg (2012, 2014) ont mis en évidence que la coopération est négativement corrélée au niveau d'incertitude entourant le seuil d'investissement nécessaire pour éviter un changement climatique. Contrairement à cette assertion, notre étude corrobore d'autres résultats obtenus de manière expérimentale par Schill et al. (2015) et Lindahl et al. (2016) qui suggèrent que la majorité des individus sont souvent décrits comme des coopérateurs conditionnels (Gintis et al. 2005, Kocher et al. 2008). Ils désignent la communication directe comme le facteur clé permettant d'établir des relations de confiance et maintenir la coopération. Cependant, même sans communication directe, la menace d'un changement de régime affectant les conditions économiques des participants favorise l'émergence d'une action coopérative. Ce protocole expérimental participe à la compréhension des facteurs affectant la coopération au sein des ORGPs, mais il contribue plus largement au champ de recherche sur les systèmes socio-écologiques (Berkes & Folke 1998 ; Folke 2006, 2016 ; Biggs et al. 2015) en améliorant la compréhension empirique du comportement humain face à des systèmes complexes.

### 5.3 Perspectives de recherche

#### 5.3.1 Une alternative à la MSE pour la mise en place d'une gestion adaptative

La gestion adaptative fait référence à un processus structuré d'apprentissage par la pratique permettant d'intégrer l'incertitude au processus de gestion (Walters 1986 ; Walters & Holling 1990). Les systèmes exploités ne sont que partiellement connus et il est nécessaire de suivre l'évolution de la ressource afin de tirer avantage des connaissances acquises lors de la mise en place de mesures de gestion. Le cycle de gestion adaptatif est un processus complexe qui nécessite la définition d'objectifs, la prévision des conséquences de la stratégie de gestion, l'identification des principales sources d'incertitude, le suivi et l'évaluation du système exploité (Williams 2011). Il se construit selon un processus itératif d'apprentissage face à l'incertitude. A chaque étape, la sélection des mesures de gestion se fonde sur un état donné

du système (i.e. le niveau des ressources) et selon une règle de décision antérieurement adoptée (i.e. une HCR). La prise de décision est suivie d'une phase de contrôle afin d'observer les changements dans l'état de la ressource et d'une phase d'évaluation qui permet d'estimer l'adéquation du modèle décrivant la dynamique du système exploité aux observations (Figure 5.1). Ce processus permet d'intégrer les nouvelles informations et d'améliorer notre compréhension de la dynamique de la ressource et de son exploitation.

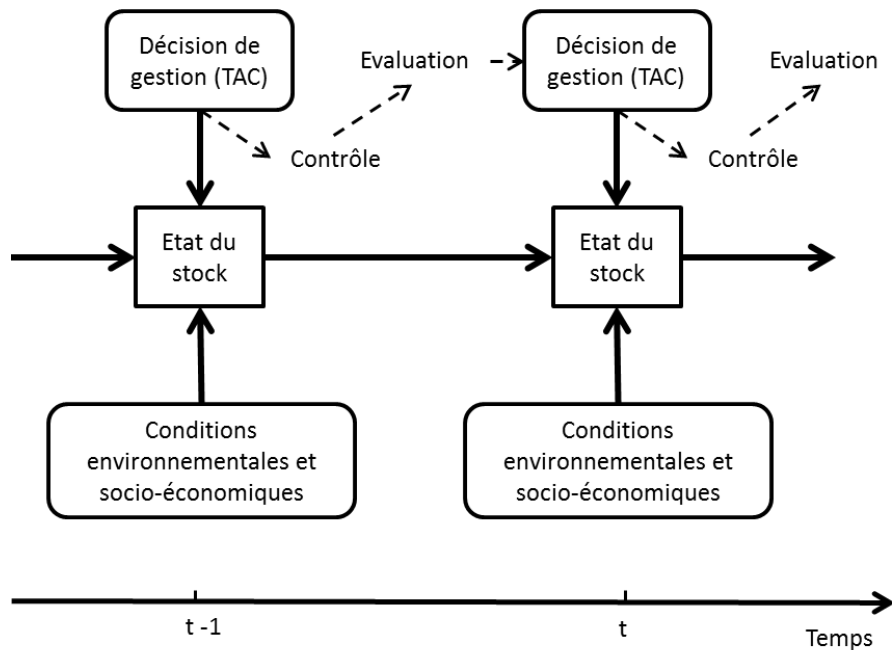


Figure 5.1: Phases itératives de la gestion adaptative (d'après Williams 2011). Les actions de gestion sont basées sur les objectifs, l'état des ressources et la compréhension du système exploité. Les données de suivi sont utilisées pour évaluer les impacts des décisions de gestion et les résultats de l'évaluation guident la prise de décision en estimant l'adéquation des modèles employés.

La mise en place opérationnelle du concept de gestion adaptative dans la gestion des pêches repose principalement sur l'évaluation de la stratégie de gestion ("Management Strategy Evaluation", MSE, Kirkwood & Smith 1996). La MSE consiste à évaluer les conséquences d'un ensemble prédéterminé de stratégies de gestion (i.e. HCRs) à partir de modèles simulant l'ensemble du processus d'évaluation et de gestion. Bien que cette approche se soit révélée prometteuse dans de nombreuses applications sur la gestion des ressources naturelles, il est difficile d'évaluer la qualité des stratégies sélectionnées par rapport à la stratégie de gestion optimale. L'approche d'optimisation mise en œuvre dans ce travail de thèse cherche à définir la stratégie optimale parmi toutes les séquences d'actions (TACs) possibles en vue de satisfaire un objectif de gestion. Cette approche, quoique plus exigeante en puissance de calcul, peut s'avérer être une bonne alternative à la MSE. Les méthodes issues des domaines



## Chapitre 5: Conclusion

de la théorie de la décision et du contrôle optimal (Bertsekas, 1996; Sutton et Barto, 1998) comme les MDPs peuvent être utilisées pour déterminer une politique optimale (e.g. Reed 1979 ; Clark & Kirkwood 1986 ; Sethi et al. 2005 ; Tahvonen et al. 2017).

L'une des principales limites des MDPs reste l'hypothèse de la connaissance parfaite de l'état du système, ce qui revient à considérer que la biomasse du stock exploité est évaluée sans erreur. Nous avons intégré l'erreur d'observation dans notre modèle bioéconomique de la pêcherie du thon rouge de l'Atlantique en supposant que la prise de décision ne dépend que de l'information présente, ceci afin de conserver les propriétés markoviennes. Néanmoins, une récente approche reposant sur la logique bayésienne a étendu ce modèle pour mieux prendre en compte l'ensemble de l'information disponible. Cette approche remplace la variable d'état non observée (e.g. la biomasse du stock) par une distribution de probabilité tenant compte de l'ensemble de l'information passée. Le choix de l'action (TAC) est alors pris en fonction de la valeur actualisée de cette distribution (Fackler & Pacifi 2014). Ce type de modèle désigné comme processus de décision de Markov partiellement observable ("*Partially Observable Markov Decision Process*", POMDP) intègre une forme d'apprentissage et peut conduire à des stratégies de gestion plus précautionneuse. Ignorer l'erreur d'observation peut potentiellement conduire à un déclin important du stock exploité (Memarzadeh & Boettiger 2018). Une approche plus réaliste de notre modèle développée pour l'EABFT serait d'intégrer un processus d'apprentissage relatif à l'observation de la biomasse en appliquant l'approche POMPD.

Outre l'incertitude liée à l'estimation de la population, l'incertitude liée aux modèles définissant sa dynamique (l'erreur de processus) constitue un autre défi de la gestion adaptative. L'intégration de processus d'apprentissage à partir des nouvelles observations du système permet de réduire l'incertitude sur la connaissance des paramètres et celle des relations fonctionnelles du modèle. Depuis la première application à la pêcherie du saumon du Pacifique (*Oncorhynchus nerka*) de Walters & Hilborn (1976), de nouvelles approches sont apparues. L'incertitude structurelle peut être appréhendée en définissant un ensemble fini de modèle alternatif, dont chaque modèle est caractérisé par un poids, une probabilité d'être le bon modèle. À mesure que de nouvelles informations sont disponibles, les distributions sont mises à jour dans un cadre bayésien. L'incertitude structurelle peut être décrite par un ensemble discret de modèles représentant des hypothèses alternatives dont la probabilité que chaque modèle est le plus adéquat s'ajuste avec l'apport de nouvelles observations (Fackler & Pacifi 2014). Bien que peu d'études aient appliqué ces méthodes, l'approche simplifiée

menée par Memarzadeh & Boettiger (2018) sur le merlu argentin (*Merluccius hubbsi*) démontre un potentiel très intéressant quant à l'évaluation d'hypothèses alternatives sur la dynamique de la ressource ou sur les processus économiques des pêcheries dans la définition d'une stratégie de gestion. En parallèle de la mise en place de l'approche MSE pour l'EABFT, le développement de modèles de gestion adaptative permettant d'intégrer les incertitudes structurelles clés pourrait permettre l'identification de stratégies de gestion optimale pour le stock. Ces HCRs qui reposent sur des considérations bioéconomiques pourraient alors être évaluées par la MSE actuellement développée par l'ICCAT.

### 5.3.2 Vers une meilleure compréhension de l'action collective dans les systèmes socio-écologiques

Les approches expérimentales ont largement contribué à notre compréhension du comportement humain et de l'action collective, y compris dans le cadre de systèmes socio-écologiques complexes. De nombreux éléments du contexte structurel large (Ostrom 2007 ; Poteete et al. 2010) liés à l'introduction de dynamiques complexes et aux incertitudes associées pourraient être explorés empiriquement afin de compléter nos connaissances sur les facteurs influençant positivement ou négativement la coopération dans un dilemme social. La présence d'un changement de régime dans la gestion d'un stock est l'un de ces facteurs. Dans la lignée des travaux de Schill et al. (2015) et de Lindahl et al. (2016), en se basant sur la théorie des jeux non-coopératifs, nous avons abordé l'effet d'un élément de la complexité de l'exploitation d'une ressource partagée. Néanmoins avec une expérience, il est seulement possible de tester l'effet d'une variable à la fois, ce qui limite l'analyse, surtout si l'on veut ajouter des couches de complexité. Le protocole introduit dans ce travail pourrait-être étendu pour étudier de nombreuses sources incertitudes telles que l'erreur d'observation sur l'état de la ressource. Le rôle de l'incertitude scientifique sur l'état de l'EABFT a joué un rôle prépondérant dans la surexploitation. Il serait donc intéressant d'analyser l'influence potentielle d'une telle incertitude sur la coopération au sein de l'ICCAT. A notre connaissance, aucune étude expérimentale n'a exploré cette incertitude dans un contexte dynamique. Seules quelques contributions dans le domaine de la psychologie sociale ont évalué le rôle de l'incertitude du niveau de la ressource dans les dilemmes de ressources communes (Messick et al. 1988). Une série d'expérimentations portant sur des jeux statiques a montré que les participants augmentent leur niveau d'exploitation à mesure que l'incertitude

## Chapitre 5: Conclusion

sur l'abondance de la ressource augmente (Rapoport et al. 1992 ; Budescu et al. 1992 ; Gustafsson et al. 1999). Gustafsson et al. (1999) expliquent ce phénomène par un "biais d'optimisme" selon lequel les participants à l'exploitation d'une ressource commune sont susceptibles de surestimer l'abondance de la ressource partagée.

L'approche expérimentale entreprise dans cette thèse repose sur la théorie des jeux non-coopératifs. Une autre voie de recherche consisterait à adapter notre protocole expérimental en considérant la coopération comme un prérequis lors de la prise de décision. Un système de vote lors de la prise de décision sur le niveau d'exploitation collectif (i.e. TAC) réinscrirait l'analyse des comportements dans le cadre de la théorie des jeux coopératifs. Une telle approche a été initiée par Walker et al. (2000) dans un protocole impliquant deux niveaux de décision : le choix collectif d'un investissement dans la ressource commune et la règle d'allocation des gains résultants ; si aucune règle d'allocation n'est adoptée, les participants décident alors indépendamment de leur investissement. Le recours à ce type de protocole dans des systèmes socio-écologiques complexes permettrait de confronter les résultats issus de modèles s'appuyant sur la théorie des jeux coopératifs dans la gestion des stocks partagés (e.g. Pintassilgo et al. 2015) à des observations empiriques. L'expérimentation représente un outil très utile en offrant la possibilité de tester plusieurs arrangements institutionnels (e.g. système de votes, règles d'allocation) dans un cadre de jeux coopératifs. Une extension de cette approche consisterait à intégrer des éléments du contexte structurel large. L'évaluation de l'effet de différentes sources d'incertitude ou d'une dynamique complexe n'a été que très peu explorée dans les expériences sur les ressources communes (e.g. Margreiter et al. 2005 ; Holahan 2009). Ces perspectives de recherche ont le potentiel de faire progresser notre compréhension du comportement humain - individuel et collectif - dans l'exploitation des ressources partagées et plus largement dans l'organisation des systèmes socio-écologiques.

## 5.4 Références

- Anderies, J. M., Janssen, M. A. Lee, A. & Wasserman, H. (2013). Environmental variability and collective action: Experimental insights from an irrigation game. *Ecological Economics*, 93, 166-176.
- Barrett, S., & Dannenberg, A. (2012). Climate negotiations under scientific uncertainty. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(43), 17372-17376.
- Barrett, S., & Dannenberg, A. (2014). Sensitivity of collective action to uncertainty about climate tipping points. *Nature Climate Change*, 4(1), 36-39.
- Bellman, R. (1957). A Markovian decision process. *Journal of Mathematics and Mechanics*, 679-684.
- Berkes, F., & Folke, C. (1998). *Linking Social and Ecological Systems: Management Practices and Social Mechanisms for Building Resilience*, 476 pages. Cambridge University Press, Cambridge.
- Bertsekas, D. P. (2005). *Dynamic programming and optimal control*, 1(3), 576. Athena scientific, Belmont.
- Biggs, R., Schlüter, M., & Schoon, M. L. (2015). *Principles for Building Resilience: Sustaining Ecosystem Services in Social-Ecological Systems*, 283 pages. Cambridge University Press, Cambridge.
- Budescu, D. V, Rapoport, A., & Suleiman, R. (1992). Simultaneous vs. sequential requests in resource dilemmas with incomplete information. *Acta Psychologica*, 80(1-3), 297-310.
- Carruthers, T., & Butterworth, D. (2018a). ABT-MSE: An R Package for Atlantic Bluefin Tuna Management Strategy Evaluation. *ICCAT Collective Volume of Scientific Paper*, 74(6), 3553-3559.
- Carruthers, T. and Butterworth, D. (2018b). Performance of example management procedures for Atlantic Bluefin tuna. *ICCAT Collective Volume of Scientific Papers*, 73(6), 3542-3552.
- Carruthers, T., Powers, J. E., Laretta, M. V., Di Natale, A., & Kell, L. (2016). A summary of data to inform operating models in management strategy evaluation of Atlantic bluefin tuna. *ICCAT Collective Volume of Scientific Paper*, 72, 1796-1807.

## Chapitre 5: Conclusion

Charles, A. T., & Munro, G. R. (1985). Irreversible Investment and Optimal Fisheries Management: A Stochastic Analysis. *Marine Resource Economics*, 1(3), 247-264.

Clark, C. W., & Kirkwood, G. P. (1986). On uncertain renewable resource stocks: optimal harvest policies and the value of stock surveys. *Journal of Environmental Economics and Management*, 13(3), 235-244.

Diekert, F. K., Hjermmann, D. Ø., Nævdal, E., & Stenseth, N. C. (2010). Spare the Young Fish: Optimal Harvesting Policies for North-East Arctic Cod. *Environmental and Resource Economics*, 47(4), 455-475.

Fackler, P., & Pacifici, K. (2014). Addressing structural and observational uncertainty in resource management. *Journal of Environmental Management*, 133, 27-36.

Folke, C. (2006). Resilience: The emergence of a perspective for social–ecological systems analyses. *Global Environmental Change*, 16(3), 253-267

Fromentin, J. M., Bonhommeau, S., Arrizabalaga, H., & Kell, L. T. (2014). The spectre of uncertainty in management of exploited fish stocks: The illustrative case of Atlantic bluefin tuna. *Marine Policy*, 47, 8-14.

Fulton, E. A., Smith, A. D. M., Smith, D. C., & van Putten, I. E. (2011). Human behaviour: the key source of uncertainty in fisheries management: Human behaviour and fisheries management. *Fish and Fisheries*, 12(1), 2-17.

Gintis, H., Bowles, S., Boyd, R. & Fehr, E. (2005). Moral Sentiments and Material Interests: The Foundations of Cooperation in Economic Life, 410 pages. MIT Press, Cambridge.

Gustafsson, M., Biel, A., & Gärling, T. (1999). Overharvesting of resources of unknown size. *Acta Psychologica*, 103, 47-64.

Harwood J., Stokes K. (2003). Coping with uncertainty in ecological advice: lessons from fisheries. *Trends in Ecology and Evolution*, 18, 617-622.

Hilborn, R. & Peterman, R. M. (1996). The development of scientific advice with incomplete information in the context of the precautionary approach. *FAO Technical Papers*, 350(2), 77-101. FAO, Rome.

Hill, S. L., Watters, G. M., Punt, A. E., McAllister, M. K., Quéré, C. L., & Turner, J. (2007). Model uncertainty in the ecosystem approach to fisheries. *Fish and Fisheries*, 8(4), 315-336.

## Chapitre 5: Conclusion

- Holahan, R. (2009). Experimental investigation of voting over common pool resources. Working paper. Consulté à l'adresse [http://www.indiana.edu/~wow4/papers/holahan\\_wow4.pdf](http://www.indiana.edu/~wow4/papers/holahan_wow4.pdf).
- ICCAT (2018). Report of the 2018 ICCAT Bluefin tuna Species Group MSE intersessional meeting. Consulté à l'adresse [https://www.iccat.int/Documents/Meetings/Docs/2018/REPORTS/2018\\_BFT\\_MSE\\_REP\\_ENG.pdf](https://www.iccat.int/Documents/Meetings/Docs/2018/REPORTS/2018_BFT_MSE_REP_ENG.pdf).
- Janssen, M. A. (2010). Introducing Ecological Dynamics into Common-Pool Resource Experiments. *Ecology and Society*, 15(2), 7.
- Kimbrough, E. O., & Vostroknutov, A. (2015). The social and ecological determinants of common pool resource sustainability. *Journal of Environmental Economics and Management* 72, 38-53.
- Kirkwood, G. P., & Smith, A. D. M. (1996). Assessing the precautionary nature of fishery management strategies. *FAO Fisheries Technical Paper*, 350, 141-158. FAO, Rome.
- Kocher, M. G., Cherry, T., S. Kroll, Netzer, R. J., & Sutter, M. (2008). Conditional cooperation on three continents. *Economics Letters*, 101(3), 175-178.
- Kulmala, S., Laukkanen, M., & Michielsens, C. (2008). Reconciling economic and biological modeling of migratory fish stocks: Optimal management of the Atlantic salmon fishery in the Baltic Sea. *Ecological Economics*, 64(4), 716-728.
- Lindahl, T., Crépin, A. S., & Schill, C. (2016). Potential Disasters can Turn the Tragedy into Success. *Environmental and Resource Economics*, 65(3), 657-676.
- Margreiter, M., Sutter, M., & Dittrich, D. (2005). Individual and Collective Choice and Voting in Common Pool Resource Problem with Heterogeneous Actors. *Environmental & Resource Economics*, 32(2), 241-271.
- Mason, C. F., & Phillips, O. R. (1997). Mitigating the tragedy of the commons through cooperation: an experimental evaluation. *Journal of Environmental Economics and Management*, 34(2), 148-172.
- Memarzadeh, M., & Boettiger, C. (2018). Adaptive management of ecological systems under partial observability. *Biological Conservation*, 224, 9-15.

## Chapitre 5: Conclusion

- Messick, D. M., Allison, S. T., & Samuelson, C. D. (1988). Framing and communication effects on group members responses to environmental and social uncertainty. In: S. Maital, S. (Eds.). *Applied behavioral economics*, 677–700. New York University Press, New York.
- Osés-Eraso, N., Udina, F., & Viladrich-Grau, M. (2008). Environmental versus Human-Induced Scarcity in the Commons: Do They Trigger the Same Response? *Environmental and Resource Economics*, 40(4), 529-550.
- Ostrom, E. (2007). Collective action theory. In: Boix, C., Stokes, S. (Eds.), *The Oxford Handbook of Comparative Politics*. Oxford University Press, Oxford, 186-208.
- Peterman, R. (2004). Possible solutions to some challenges facing fisheries scientists and managers. *ICES Journal of Marine Science*, 61(8), 1331-1343.
- Pintassilgo, P., Kronbak, L. G., & Lindroos, M. (2015). International Fisheries Agreements: A Game Theoretical Approach. *Environmental and Resource Economics*, 62(4), 689-709.
- Poteete, A. R., Janssen, M. A., & Ostrom, E. (2010). *Working together: collective action, the commons, and multiple methods in practice*. Princeton University Press.
- Quaas, M. F., Requate, T., Ruckes, K., Skonhofs, A., Vestergaard, N., & Voss, R. (2013). Incentives for optimal management of age-structured fish populations. *Resource and Energy Economics*, 35(2), 113-134.
- Rapoport, A., Budescu, D. V., Suleiman, R. & Weg, E. (1992). Social dilemmas with uniformly distributed resources. In: Liebrand, W. B. G., Messick, D. M., & Wilke, H. A. M. (Eds.). *Social dilemmas: Theoretical issues and research findings*, 43-57. Pergamon Press, Oxford.
- Reed, W. J. (1979). Optimal escapement levels in stochastic and deterministic harvesting models. *Journal of environmental economics and management*, 6(4), 350-363.
- Schill, C., Lindahl, T., & Crépin, A. S. (2015). Collective action and the risk of ecosystem regime shifts: insights from a laboratory experiment. *Ecology and Society*, 20(1), 48.
- Sethi, G., Costello, C., Fisher, A., Hanemann, M., & Karp, L. (2005). Fishery management under multiple uncertainty. *Journal of environmental economics and management*, 50(2), 300-318.

## Chapitre 5: Conclusion

Skonhøft, A., Vestergaard, N., & Quaas, M. (2012). Optimal harvest in an age structured model with different fishing selectivity. *Environmental and Resource Economics*, 51(4), 525-544.

Sumaila, U. R. & Huang, L. (2012). Managing bluefin tuna in the Mediterranean Sea. *Marine Policy*, 36, 502-511.

Sutton, R., & Barto, A. (1998). Reinforcement Learning: An Introduction. MIT Press, Cambridge.

Tahvonen, O., Quaas, M. F., Schmidt, J. O., & Voss, R. (2013). Optimal Harvesting of an Age-Structured Schooling Fishery. *Environmental and Resource Economics*, 54(1), 21-39.

Tahvonen, O., Quaas, M. F., & Voss, R. (2017). Harvesting selectivity and stochastic recruitment in economic models of age structured fisheries, *Journal of Environmental Economics and Management*. Advance online publication <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2017.08.011>.

Walker, J. M., Gardner, R., Herr, A., & Ostrom, E. (2000). Collective choice in the commons: Experimental results on proposed allocation rules and votes. *The Economic Journal*, 110(460), 212-234.

Walters, C. J. (1986). Adaptive Management of Renewable Resources. Blackburn Press, Caldwell.

Walters, C. J., & Hilborn, R. (1976). Adaptive control of fishing systems. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 33(1), 145-159.

Walters, C. J., & Holling, C. S. (1990). Large-scale management experiments and learning by doing. *Ecology*, 71, 2060-2068.

White, C., & Costello, C. (2014). Close the high seas to fishing? *PLoS biology*, 12(3), e1001826.

Williams, B. K. (2011). Adaptive management of natural resources—framework and issues. *Journal of Environmental Management*, 92(5), 1346-1353.



## Chapitre 5: Conclusion

---

**Titre : Incertitude et Gestion Economique des Pêcheries Internationales: Application à la Pêcherie du Stock Est de Thon Rouge de l'Atlantique**

**Mots clés :** *Modélisation bioéconomique ; Incertitude ; Gestion des pêches, Pêcheries internationales; Economie expérimentale*

**Résumé :** Cette thèse traite de la gestion économique des pêcheries internationales et du rôle crucial de l'incertitude sur l'avis scientifique dans le processus de gestion. Dans un premier temps, nous introduisons une revue de la littérature abordant la gestion optimale des stocks de poissons pour différents types d'incertitude intervenant tout au long du cycle de gestion. Nous établissons un parallèle entre la définition de règles de contrôle des captures par une approche empirique et les solutions issues des modèles bioéconomiques. En distinguant six classes d'incertitude, nous identifions des règles génériques de contrôle et leurs incidences au regard du principe de précaution. Nous évaluons ensuite la stratégie de gestion optimale du stock Est de thon rouge de l'Atlantique (*Thunnus thynnus*). A l'aide d'un modèle structuré en âge proche de celui utilisé

par l'Organisation Régionale des Pêches, nous analysons la trajectoire d'exploitation consistant à maximiser la valeur actuelle nette des prises. Nos résultats indiquent que l'adoption d'une politique fondée sur le rendement économique maximum pourrait atteindre à la fois les objectifs économiques et de conservation du stock, même en présence d'incertitudes quant à la connaissance de la biomasse. Finalement, nous abordons la question de la coopération dans la gestion du thon rouge à l'aide d'une approche économique expérimentale. Nous étudions la coordination des exploitants suite à l'introduction de points de basculement incertains. En adoptant une représentation stylisée de la gestion du stock, nous montrons que la menace d'un changement de régime favorise la coopération et une exploitation plus précautionneuse du stock.

---

**Title : Uncertainty and Economic Management of Internationally Shared Fisheries: Application to the Eastern Atlantic Bluefin Tuna Stock Fishery**

**Keywords :** *Bioeconomic modeling; Uncertainty; Fisheries management; Shared fish stocks; Experimental economics.*

**Abstract :** This PhD thesis is concerned by the economic management of internationally shared fisheries and the key role of uncertainty in the management process of fishery resources. First, we review the literature on the optimal management of fish stocks for different types of uncertainty occurring throughout the management process. We draw a connection between the definition of harvest control rules that are empirically determined and feedback solutions from bioeconomic models. We discuss six sources of uncertainty and determine the corresponding generic harvest control rules and their relative precautionary approach. Secondly, we evaluate the optimal management for the Eastern Atlantic Bluefin tuna stock (*Thunnus thynnus*). With an age-structured model similar

to the current stock assessment models defined by the Regional Fishery Management Organisation, we analyse the exploitation path maximising the net present value of the fishing rent. Our results indicate that adopting a new management policy based on maximum economic returns could meet both conservation and economic objectives, even in the presence of stock measurement uncertainty. Finally, we address the issue of cooperation in the management of Atlantic Bluefin tuna by using an economic experimental approach. Building our experiment on a stylised representation of Bluefin tuna management, we show that the threat of a regime shift fosters more cooperative outcomes and a more precautionary management of resources.



# Incertitude et Gestion Economique des Pêcheries Internationales: Application au Thon Rouge de l'Atlantique

**Résumé :** Cette thèse traite de la gestion économique des pêcheries internationales et du rôle crucial de l'incertitude sur l'avis scientifique dans le processus de gestion. Dans un premier temps, nous introduisons une revue de la littérature abordant la gestion optimale des stocks de poissons pour différents types d'incertitude intervenant tout au long du cycle de gestion. Nous établissons un parallèle entre la définition de règles de contrôle des captures par une approche empirique et les solutions issues des modèles bioéconomiques. En distinguant six classes d'incertitude, nous identifions des règles génériques de contrôle et leurs incidences au regard du principe de précaution. Nous évaluons ensuite la stratégie de gestion optimale du stock Est de thon rouge de l'Atlantique (*Thunnus thynnus*). A l'aide d'un modèle structuré en âge proche de celui utilisé

par l'Organisation Régionale des Pêches, nous analysons la trajectoire d'exploitation consistant à maximiser la valeur actuelle nette des prises. Nos résultats indiquent que l'adoption d'une politique fondée sur le rendement économique maximum pourrait atteindre à la fois les objectifs économiques et de conservation du stock, même en présence d'incertitudes quant à la connaissance de la biomasse. Finalement, nous abordons la question de la coopération dans la gestion du thon rouge à l'aide d'une approche économique expérimentale. Nous étudions la coordination des exploitants suite à l'introduction de points de basculement incertains. En adoptant une représentation stylisée de la gestion du stock, nous montrons que la menace d'un changement de régime favorise la coopération et une exploitation plus précautionneuse du stock.

