



**AGROCAMPUS OUEST**  
CFR Rennes  
65 rue de Saint-Brieuc  
CS 84215, 35042  
Rennes Cedex

Mémoire de fin d'études

## **Master de l'Institut Supérieur des Sciences Agronomiques, Agroalimentaires, Horticoles et du Paysage**

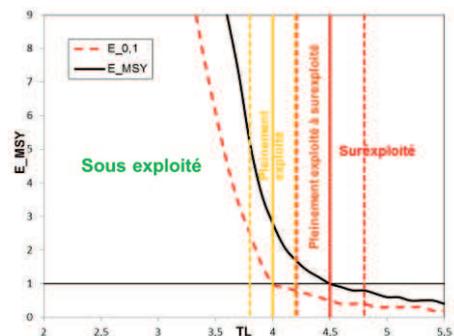
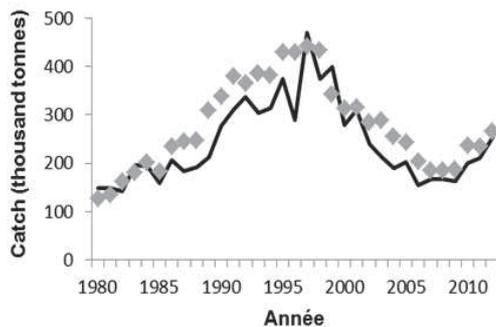
Année universitaire : 2013 - 2014

Spécialité : Ingénierie Environnementale, option Sciences Halieutiques et Aquacoles

Dominante : Ressources et écosystèmes aquatiques (REA)

## **Modélisation trophique et impact de la pêche dans l'écosystème du golfe de Gascogne et la mer Celtique**

Par : Abdelkrim Bentorcha



Soutenu à Rennes le : 12 septembre 2014

### **Devant le jury :**

*Sous la présidence de :* Etienne Rivot, Agrocampus ouest.

Maître de stage : Didier Gascuel, Agrocampus ouest.

Autres membres du jury : Anik Brin d'Amour, Ifremer.

François Le Loch, IRD.

### Fiche de diffusion du mémoire

A remplir par l'auteur<sup>(1)</sup> avec le maître de stage.

Aucune confidentialité ne sera prise en compte si la durée n'en est pas précisée.

#### Préciser les limites de la confidentialité<sup>(2)</sup> :

➤ Confidentialité absolue :  oui  non

(ni consultation, ni prêt)

↳ Si oui  1 an  5 ans  10 ans

➤ A l'issue de la période de confidentialité **ou** si le mémoire n'est pas confidentiel, merci de renseigner les éléments suivants :

Référence bibliographique diffusable<sup>(3)</sup> :  oui  non

Résumé diffusable :  oui  non

Mémoire consultable sur place :  oui  non

Reproduction autorisée du mémoire :  oui  non

Prêt autorisé du mémoire :  oui  non

.....  
Diffusion de la version numérique :  oui  non

↳ Si oui, l'auteur<sup>(1)</sup> complète l'autorisation suivante :

Je soussigné(e) Abdelkrim Bentorcha, propriétaire des droits de reproduction dudit résumé, autorise toutes les sources bibliographiques à le signaler et le publier.

Date :

Signature :

Rennes/Angers, le 16 - 10 - 2014

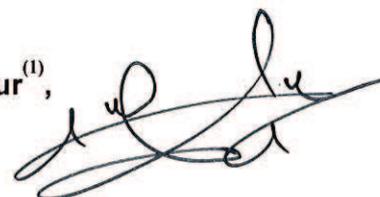
Le maître de stage<sup>(4)</sup>,



L'enseignant référent,



L'auteur<sup>(1)</sup>,



(1) auteur = étudiant qui réalise son mémoire de fin d'études

(2) L'administration, les enseignants et les différents services de documentation d'AGROCAMPUS OUEST s'engagent à respecter cette confidentialité.

(3) La référence bibliographique (= Nom de l'auteur, titre du mémoire, année de soutenance, diplôme, spécialité et spécialisation/Option) sera signalée dans les bases de données documentaires sans le résumé.

(4) Signature et cachet de l'organisme.

## Remerciements

*Mes plus sincères remerciements vont en premier lieu à mon Maître de stage M. Didier Gascuel pour m'avoir tout d'abord accordé de poursuivre cette formation... Je le remercie ensuite d'avoir accepté d'encadrer avec enthousiaste ce travail et de la confiance qu'il m'a accordé. Je tiens à préciser que son savoir, ses conseils et sa grande expérience concernant l'approche écosystémique des pêches m'ont été très utiles pour l'accomplissement de ce travail. C'était très agréable de travailler avec vous Monsieur, veuillez trouver ici tout ma reconnaissance.*

*Je remercie également Mathieu Colleter et Gérôme Guiton qui mon beaucoup aidé dans mon apprentissage des différents logiciels utilisés dans ce mémoire.*

*J'exprime mes remerciements, à Anik Brin d'Amour chercheur à l'Ifremer, François Le Loch chercheur à l'IRD et Etienne Rivot enseignant chercheur à Agrocampus-ouest. Pour avoir accepté d'être membres du jury malgré leurs occupations.*

*Mes remerciements vont également à tous les enseignants et personnels du pôle halieutique notamment Olivier Le Pape, Etienne Rivot, Hervé Le Bris, Elodie Réveillac, Catherine Le Penven et Sophie Pasquier.*

*Merci Piërro mon coloc de bureau, pour les discussions métaphysiques, historiques et culturelles passionnantes. J'attends toujours le « Traité du zen et de l'entretien des motocyclettes »...*

*Merci encore à tous les doctorants et stagiaires du Pôle. Et finalement merci à tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à mon travail.*

## Table des matières

Introduction.....	1
I. Matériels et méthodes.....	3
1. Zone d'étude et origine des données de capture et de biomasse.....	3
2. Présentations des modèles trophodynamiques.....	4
3. Construction des modèles Ecopath (1980 et 2012).....	7
4. Modèles dynamiques (Ecosim).....	10
5. Diagnostique de l'état de l'écosystème et simulations.....	11
II. Résultats.....	12
1. Fonctionnement trophique de l'écosystème .....	12
2. Diagramme d'exploitation de l'écosystème.....	13
3. Evolution de l'écosystème Gascogne-Celtique entre 1980 – 2012.....	15
4. Diagnostiques et simulations de l'impact de la pêche.....	20
III. Discussion.....	28
Conclusion.....	32
Bibliographie.....	33

## Introduction

Le début de la seconde moitié du 20<sup>ème</sup> siècle constitue un tournant dans l'histoire des sciences halieutiques, et marque les prémices d'une gestion effective des ressources marines. En effet, les travaux des fondateurs de la science halieutique moderne, en particulier Scheafer (1954) et Beverton & Holt (1957), conduisent à définir la notion de mortalité par pêche optimale, à laquelle est associée la notion de pêche durable, et qui conduirait à moyen terme à un rendement maximum durable. Les modèles mono-spécifiques qui sont développés à cette époque, notamment l'analyse des cohortes et les modèles de rendement et biomasse par recrue, sont jusqu'à nos jours très largement employés. Ils permettent en particulier de simuler les impacts de la pêche sur l'abondance des stocks. Toutefois, ces modèles mathématiques hautement réductionnistes ne tiennent pas compte des effets que peuvent avoir une modification de l'abondance d'une espèce sur les autres espèces. Or, les relations interspécifiques, et tout particulièrement les relations trophiques, déterminent fortement la dynamique des écosystèmes marins (Pauly & Moreau, 1997 ; Shin & Cury, 2001 ; Gascuel, 2005).

Afin de prendre en compte de manière plus globale l'impact de la pêche sur du fonctionnement des écosystèmes, différents modèles trophodynamiques ont été plus récemment développés. Le premier, le modèle Ecopath (Polovina, 1984 ; Christensen & Pauly, 1992 ; 1993 ; Pauly & al, 2000), synthétise toutes les informations disponibles dans un écosystème donné par la modélisation des flux trophiques entre les différents compartiments de l'écosystème. Développé plus récemment, le modèle EcoTroph (Gascuel, 2005 ; Gascuel & Pauly, 2009), inspiré des modèles mono-spécifiques, permet comme Ecopath d'appréhender la dynamique trophique de l'écosystème. En revanche, le critère d'espèce ou de boîte trophique est remplacé par la notion de niveau trophique. Ainsi le fonctionnement trophique de l'écosystème est représenté de façon simplifiée sous forme de flux de matière transitant des bas niveaux vers les hauts niveaux trophiques. Ces modèles Ecopath et EcoTroph, donnent une représentation de l'écosystème dans une situation dite d'état stable. Or, il est peu discutable que les forçages environnementaux et anthropiques, modifient en permanence le fonctionnement des écosystèmes. Par conséquent, les populations s'adaptent continuellement à ces changements via des mécanismes de régulations. Le modèle Ecosim (Walter & al, 1997 ; 2000), qui est alimenté par les sorties du modèle Ecopath, rend compte de ces évolutions passées, ainsi que des mécanismes qui les déterminent.

L'objectif principal de la présente étude est de mettre en application ces différents outils de modélisation écosystémique sur le cas d'étude de l'écosystème du golfe de Gascogne et de la mer Celtique, afin de comprendre et de modéliser le fonctionnement trophique de l'écosystème. Par le biais de différentes simulations, on cherche en particulier à préciser l'impact de la pêche sur le fonctionnement de cet écosystème et à définir un diagnostic sur son état de santé. L'écosystème du golfe de Gascogne et de la mer Celtique, est impacté depuis très longtemps par les activités anthropiques. Parmi ces impacts identifiés, celui de la pêche n'est pas négligeable. En effet, les subventions des Etats européens destinés à la modernisation des flottes après la seconde guerre mondiale, a entraîné une forte surcapacité de pêche, qui a diminué significativement les biomasses des principales espèces exploitées ainsi que des répercussions sur l'ensemble des compartiments de l'écosystème (Ainsworth et al., 2001 ; Guénette et Gascuel., 2009 ; Guénette et Gascuel., 2012 ; Lassalle & al., 2011 ; 2012 ; 2014).

La réalisation de cette étude s'appuie sur l'actualisation d'un modèle Ecopath dont la structure avait été préalablement construite par Guénette et Gascuel (2009), et qui est donc

modifiée pour 1980 et actualisé pour 2012. Des séries d'abondance issues des rapports de groupes de travail d'évaluation des stocks du CIEM, sont utilisées pour l'ajustement d'un modèle Ecosim sur la période passé en cherchant à identifier les déterminants des dynamiques anciennes. Des scénarios de modification de l'effort de pêche sont ensuite construit, soit sous EcoTroph, soit sous Ecosim, afin de préciser l'impact de la pêche et de définir un diagnostic de l'état actuel de l'écosystème<sup>1</sup>. Une analyse de sensibilité aux paramètres du modèle EcoTroph est également présentée.

---

<sup>1</sup> Précisons qu'il était également prévue de développer au cours du stage un package R d'une version dynamique du modèle EcoTroph. Ce package R n'est à l'heure actuelle pas opérationnel et ne sera donc pas présenté dans ce rapport, malgré le temps important qui lui a été consacré.



Les principaux pays pêcheurs de la zone d'étude sont la France, l'Espagne et le Royaume-Uni, suivis par la Belgique, l'Irlande et l'Allemagne dont les débarquements sont également significatifs (Guénette et Gascuel, 2009). Les débarquements totaux de la zone d'étude ont été extraits, pour la période 1980-2012 et pour l'ensemble des groupes fonctionnels considérés dans le modèle, de la base de données Statland du CIEM (<http://www.ices.dk/marine-data/dataset-collections/Pages/Fish-catch-and-stock-assessment.aspx>). Les séries de biomasse, de capture et de mortalité par pêche pour les stocks évalués, sont issues des rapports des groupes de travail d'évaluation des stocks du Conseil International pour l'Exploration de la Mer (CIEM). Une correction au prorata des captures a été effectuée pour les biomasses des stocks dont l'aire de répartition dépasse celle du modèle Ecopath. Ceci a concerné le chinchard (zone : IIa, IVa, Vb, VIa, VIIa-c, e-k et VIII), le hareng (VIIa South of 52° 30' N and VIIg,h,j,k), l'anchois dans toute la division VIII, le merlu (IIIa, Subareas IV, VI & VII & VIIa,b,d) et le maquereau évaluée pour l'ensemble de l'Atlantique NE. Une correction des captures et des biomasses au prorata des surfaces a également été faite dans le cas où la donnée de captures n'est pas ventilée au niveau des zone Statistiques CIEM.

## 2. Les modèles trophodynamiques utilisés

### 2.1. Le modèle Ecopath et Ecosim (EwE)

Pour comprendre le fonctionnement de l'écosystème dans sa globalité, le modèle trophodynamique Ecopath est un outil incontournable (Polovina, 1984 ; Christensen & Pauly, 1992 ; 1993 ; Pauly & al, 2000). L'ensemble de la biomasse de l'écosystème est ici répartie entre différentes boîtes trophiques, définissant les groupes fonctionnels du modèle. Chaque boîte regroupe les espèces (ou stades biologiques) qui ont en principe les mêmes caractéristiques biologiques (production, consommation, mortalité...), les mêmes proies et les mêmes prédateurs.

Les calculs du logiciel EwE sont basés sur une hypothèse de conservation des biomasses (Christensen et al, 2005). La production d'un groupe est équivalente à la somme de : la mortalité induite par la pêche, les flux vers les prédateurs (mortalité par prédation), l'accumulation de biomasse et les autres mortalités qui sont essentiellement liée au vieillissement ou aux maladies. Soit :

Production = captures + mortalité prédation + Accumulation biomasse + autre mortalité

Pour chaque groupe trophique i, cette relation se traduit par l'équation :

$$P_i = M_{0i} * B_i + M_{2i} * B_i + Y_i + N_{Mi} + B_{Ai}$$

Où : P est la production en  $t \text{ km}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ , B la biomasse en  $t \text{ km}^{-2}$ , M2 la mortalité naturelle par prédation ( $\text{yr}^{-1}$ ), M0 la Mortalité naturelle par les autres causes, Y les captures par la pêche en  $t \text{ km}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ , NM en  $t \text{ km}^{-2} \text{ yr}^{-1}$  les exportations (émigrations et prédation par l'extérieur du système), et Ba la biomasse accumulée en  $t \text{ km}^{-2} \text{ yr}^{-1}$  par le groupe trophique pendant l'intervalle de temps (une année). Cette équation peut aussi s'écrire :

$$P/B_i * B_i * EE_i - \sum_j (Q/B)_j * B_i * DC_{ji} - Y_i - N_{Mi} - B_{Ai} = 0$$

Où : Q est la consommation du groupe prédateur j et DC<sub>ji</sub> la fraction du groupe proie i dans le régime alimentaire du prédateur j, EE<sub>i</sub> l'efficacité écotrophique du groupe i, définie

comme la proportion de la production du groupe  $i$  qui n'alimente pas la boîte détritique, mais qui est utilisée (consommée dans la chaîne trophique, exportée, accumulée ou pêchée).

Le modèle fait également appel à l'équation de consommation, ou équation des flux entrant, qui indique comment se répartit la consommation de chaque boîte trophique, soit :

Consommation = Production + Respiration + Nourriture non assimilée

Pour chaque groupe trophique  $i$ , cette relation se traduit par l'équation :

$$Q_i = P_i + R_i + (U/Q)_i * Q_i$$

Où :  $Q$  est la Consommation,  $P$  la production hétérotrophe,  $R$  la respiration et  $U/Q$  le rapport de l'alimentation non assimilée sur la consommation.

Une fois les compartiments définis, trois des quatre paramètres suivants doivent être entrés dans le modèle : la biomasse  $B$ , la productivité  $P/B$ , le taux de consommation  $Q/B$  et l'efficacité écotrophique  $EE$ . Le paramètre manquant est estimé par le modèle par la résolution du système d'équations linéaires. Le modèle nécessite également en entrée une matrice des régimes alimentaires et une estimation des captures.

## 2.2. Le modèle EcoTroph

Alors qu'Ecopath représente les biomasses de l'écosystème en s'intéressant à des boîtes ou groupes fonctionnels, EcoTroph (Gascuel, 2005 ; Gascuel & Pauly, 2009) constitue une nouvelle manière de regarder un écosystème en se concentrant sur la distribution des biomasses en fonction du niveau trophiques et sur les flux trophiques de biomasses (fig.1.2). Le modèle permet d'explorer de manière théorique et pratique le fonctionnement de l'écosystème et constitue une approche complémentaire du modèle Ecopath.

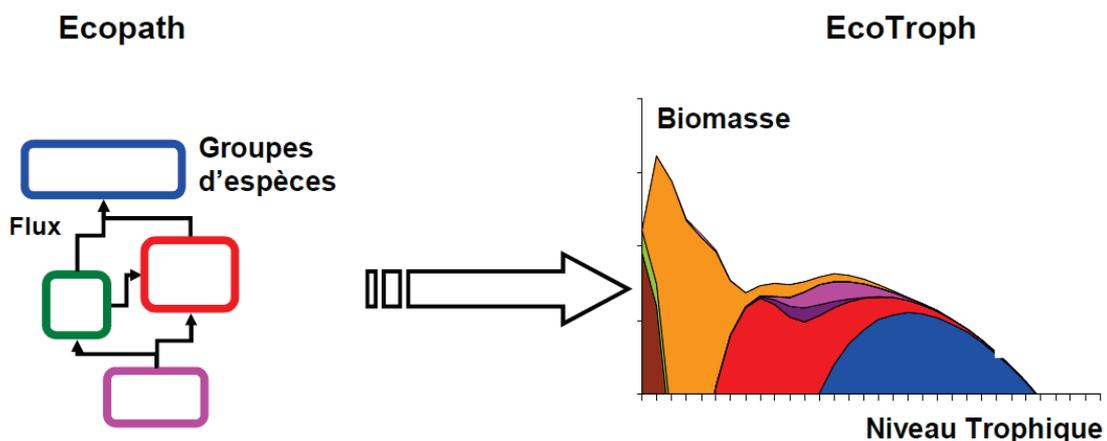


Fig1.2. Représentation schématique du principe d'EcoTroph

L'équation principale du modèle EcoTroph exprimant l'écoulement ou le flux de la biomasse entre les niveaux trophiques s'écrit comme suit (Gascuel and Pauly, 2009) :

$$\Phi(\tau + \Delta\tau) = \Phi(\tau) \cdot e^{-(\mu\tau + \varphi\tau) \cdot \Delta\tau}$$

Où :  $\mu\tau$  est le taux de perte nette de l'écoulement naturel de la biomasse pour le niveau trophique ( $\tau$ ), et  $\varphi\tau$  est le taux de perte de la biomasse due à la pêche. Les taux de pertes sont définis comme coefficients par classe trophique moyen. Le terme  $e^{-\mu\tau}$  désigne l'efficacité du transfert entre les niveaux trophiques.

Le modèle EcoTroph prend en compte également la vitesse de transfert ( $K\tau$ ) des flux trophiques qui s'écrit comme suite :

$$K\tau = (Kref\tau - Fref\tau) * [1 + \alpha * (B\tau+1^\gamma - Bref\tau^\gamma / Bref\tau+1^\gamma)] + F\tau$$

Où :  $Kref$  est la vitesse de transfert de référence pour le niveau trophique considérée (Gascuel,2008),  $Fref$  est la valeur de mortalité par pêche de référence,  $\alpha$  est le paramètre top-down,  $B\tau$  est la biomasse du niveau trophique  $\tau$  considéré,  $\gamma$  est le paramètre de forme qui lie la cinétique à la biomasse et  $F\tau$  est la mortalité par pêche pour le niveau trophique  $\tau$ .

Enfin, l'équation de biomasse d'EcoTroph qui s'inspire d'une équation de dynamique des fluides, elle estime la quantité de matière (biomasse) en fonction du flux sur la vitesse de matière soit :

$$B\tau = \Phi\tau / K\tau * \Delta\tau$$

Où :  $\Delta\tau$  correspond à la distance trophique parcouru par le flux de matière, considéré par défaut égale à 0.1.

Le modèle EcoTroph a été récemment intégré dans le logiciel Ecopath with Ecosim (EwE) mais il est également disponible sous forme de package pour les utilisateurs du logiciel R. Dans le présent travail, le package EcoTroph-R (Colleter et al. 2013) a été utilisé pour conduire les analyses en s'appuyant sur les deux principaux outils de ce modèle à savoir : ET-Transpose et ET-Diagnosis.

➤ L'outil ET-Transpose :

Cet outil permet de produire les spectres trophiques de biomasse, de capture et de mortalité par pêche. Selon la méthode empirique proposée dans Gascuel et al. (2009) et Gasche et Gascuel (2012), la biomasse de chaque groupe est distribuée entre différentes classes trophiques (conventionnellement de largeur  $\Delta\tau = 0,1$  niveau trophique), en raison de la variabilité inter-individuelle des régimes alimentaires. Cette distribution est définie par une fonction log-normale centrée sur le niveau trophique moyen de chaque espèce. Le spectre trophique correspond à la somme de tous les groupes représentés dans le modèle pour chaque niveau trophique. Ainsi, le résultat est une courbe unique où les espèces ne peuvent plus être différenciés, ce qui donne une vue simplifiée de l'écosystème.

➤ L'outil ET-Diagnosis :

Cet outil permet de simuler différents scénarios d'accroissement ou de diminution de l'effort de pêche, en appliquant au taux de perte par pêche  $\varphi\tau$  un multiplicateur d'effort de pêche  $mE$ . Une valeur  $mE$  nulle correspond à la situation vierge de l'écosystème,  $mE=1$  à la situation actuelle et  $mE=2$  correspond à un effort deux fois supérieur à celui de la situation actuelle (année 2012 dans notre cas).

L'impact de l'exploitation dépend notamment de l'accessibilité de la biomasse  $B$  de chaque groupe trophique à la pêche. La biomasse accessible à la pêche  $B^*$  est obtenue en multipliant la biomasse totale  $B$  par un coefficient d'accessibilité défini au préalable pour chaque groupe trophique. Le paramètre d'accessibilité est donc appliqué sur chaque groupe fonctionnel du modèle Ecopath et représente la fraction du groupe trophique qui serait théoriquement pêchée pour un effort de pêche égal à l'infini. Le paramètre d'accessibilité est défini en s'appuyant sur les connaissances disponibles concernant la répartition spatiale des espèces et la compositions des différents groupes. Dans notre étude, une accessibilité de 0,4 est ainsi admise pour les espèces de petits pélagiques dont l'aire de distribution est très large et pour les espèces hautement migratrice (Maquereau et Cinchard). Pour les espèces démersales une valeur par défaut de 0,6 est considérée, sauf pour le merlu et la morue où une valeur de 0.5 est considérée en raison de l'étendue de l'aire de distribution de ces espèces. Pour les groupes comportant des espèces de petites tailles très difficilement exploitable, bathy et small démersales et autres divers, une valeur de 0.2 est prise en compte. Ce paramètre fait l'objet d'une analyse de sensibilité.

### 3. Construction des modèles Ecopath (1980 et 2012)

Deux modèles Ecopath 1980 et 2012 du golfe de Gascogne et la mer Celtique sont construits. Ils présentent une structure identique au modèle antérieurement défini pour représenter l'écosystème sur la période 1980-2006 (Guénette & Gascuel, 2009). Cette structure a été reprise et modifiée pour l'année 1980 et actualisé pour l'année 2012.

Le modèle 1980 est utilisé pour initialiser les simulations Ecosim sur la période 1980 – 2012. Le modèle 2012 est le modèle de référence, utilisé pour faire des diagnostics sur l'état de l'écosystème. Les deux modèles Ecopath 1980 et 2012 sont construits sur la version 6.4 du logiciel Ecopath. L'unité d'énergie considérée est le tonnes/km<sup>2</sup> et le pas de temps utilisé est l'année.

#### 3.1. Construction des groupes trophiques

Pour prendre en compte l'ensemble de l'écosystème dans notre objectif de modélisation, il est important de considérer l'ensemble des espèces intervenant dans le réseau trophique du détritus jusqu'au grand prédateur. Une liste des espèces et de leurs caractéristiques est établie (annexe 1).

La liste de référence des espèces capturées dans l'écosystème du golfe de Gascogne et la mer Celtique (zone VIIe-k et VIIIabd) est construite à partir des données disponibles dans les bases de données ICES Statland data base et ICCAT statistics (ICCAT, 2014). Nous avons recensé 184 espèces dans l'écosystème Gascogne-Celtique.

Concernant les producteurs benthiques, nous utilisons les informations présentes dans la littérature scientifique (Arzel, 2004). Pour le plancton, nous avons utilisé les données issues des travaux de Huret *et al* (2013).

Plusieurs paramètres sont pris en compte dans la construction des groupes trophiques de poissons : La taille maximale  $L_{max}$  issue de Fishbase (Froese & Pauly, Fishbase, 2013), le paramètre de croissance  $K$  et la taille asymptotique  $L_{\infty}$ , soit issu de Fishbase soit calculée à partir de la taille maximale, et le niveau trophique issue de Fishbase.

Au final, 27 groupes trophiques de poissons sont identifiés (annexe 1). Les autres groupes construits concernent les céphalopodes, les macro-algue benthiques, le phytoplancton, deux groupes de mammifères marins (Ondocètes et Mysticètes), deux groupes de zooplanctons (Grands et petits) et trois groupes d'invertébrés benthiques (Crabes/Homards, moyens crustacés et benthos), pour un totale de 38 groupes fonctionnelles trophiques en interactions dans l'écosystème (voir §II.1 - tableau.1).

### 3.2. Détermination des paramètres d'entrée du modèle

#### - Biomasse

Le paramètre biomasse des groupes fonctionnels évalués provient des rapports des groupes de travail du CIEM (2013). Cette donnée est disponible pour 20 stocks de poissons correspondant à 13 groupes de poissons parmi les 27 groupes fonctionnels (tableau.1).

**Tableau.1. Groupes de poissons évalués et les références des rapports des groupes de travail CIEM.**

N° Group	Group name	Species	Fishstock	Groupes de travail	Subdivision	Eco région
5	Whiting	Merlangius merlangus	whg-7e-k	WGCSE, 2013	VIIe-k	Celtic
6	Mackerel	Scomber scombrus	-	WGWISE, 2013	NE Atlantic	NE Atlantic
7	Horse mackerel	Trachurus trachurus	hom-west	WGWISE, 2013	IIa, IVa, Vb, VIa, VIIa-c, e-k, VIII	Widely distributed
8	Anchovy	Engraulis encrasicolus	ane-bisc	WGHANSA, 2013	Sub area VIII	Bay of Biscay
9	Sardine	Sardina pilchardus	-	WGHANSA, 2013	VIIIabd and subarea VII	Celtic & Bay of Biscay
11	Herring	Clupea harengus	her-irls	HAWG, 2013	VIIa South of 52° 30' N and VIIg,h,j,k	Celtic and south of Ireland
14	hake ad	Merluccius merluccius	hke-nrtm	WGHMM, 2013	IIIa, Subareas IV, VI & VII & VIIIa,b,d	Widely distributed
18	Sole	Solea solea	sol-echw (7e)	WGCSE, 2013	Stocks (VIIfg, VIIhk, VIIe et VIIIa,b)	Celtic et WC et Biscay
19	Plaice	Pleuronectes platessa	ple-echw (7e)	WGCSE, 2013	Stocks (VIIfg, VIIhk et VIIe)	Celtic et Western Channel
20	Demersal L	Melanogrammus aeglefin	had-7b-k	WGCSE, 2013	VIIb,c,e-k	Celtic
26	Monkfish	L.piscatorius et L.budegas	anp-78ab	WGHMM, 2013	VIIb-k and VIIIa,b,d	Celtic & Bay of Biscay
27	Megrim	Lepidorhombus whiffiago	mgw-78	WGHMM, 2013	VIIb-k and VIIIa,b,d	Celtic & Bay of Biscay
16 & 17	Cod ad et juv	Gadus morhua	cod-7e-k	WGCSE, 2013	VIIe-k	Celtic

Nous avons également introduit des biomasses pour certains groupes fonctionnels qui ne font pas l'objet d'évaluation de stock, tel que les mammifères marins dont les données sont issues de connaissance experte (travaux de Villy christensen sur la LME 24), et les espèces profondes (bathy M et bathy S) dont les valeurs de biomasses sont issues de la base de données Sea Around US Project ([http://www.seaaroundus.org/biomassmaps/default.aspx?bmr\\_page=bmr\\_meso](http://www.seaaroundus.org/biomassmaps/default.aspx?bmr_page=bmr_meso)). Enfin pour le plancton, nous avons utilisé les résultats des travaux de Huret *et al* (2013).

#### - Détermination des ratio P/B et Q/B

En situation d'équilibre, le ratio P/B est égal à la mortalité totale Z (Allen, 1971). On peut donc calculer P/B par la méthode suivante :  $P/B = Z = F + M$  avec F la mortalité par pêche et M la mortalité naturelle.

Le calcul de la mortalité par pêche se fait à partir des captures Y et de la biomasse B :  $F = Y/B$ . Pour les groupes dont la biomasse n'est pas disponible, nous avons estimé un F approximatif en considérant un multiplicateur (m) de M soit  $F = m * M$ , ce multiplicateur a été défini sur la base de connaissance d'expert (Guénette et Gascuel, 2009). Nous avons considéré

prioritairement les mortalités naturelles des rapports de groupes de travail d'évaluation des stocks pour les groupes évalués. Pour les autres groupes nous avons calculé la mortalité naturelle à partir de deux relations empiriques.

➤ L'équation de Pauly (1980) considère que la mortalité naturelle est liée au paramètre de croissance (K) (inversement proportionnelle à la longévité de l'espèce) et est corrélée avec la température moyenne annuelle de l'habitat du poisson qui est fixé ici à 13.9 °C (Forest, 2001), soit :

$$\text{Log}(M) = 0,0066 L + 0,279 * \log(L_{\infty}) + 0,6543 * \log(K) + 0,4687 * \log(T)$$

➤ L'équation de Hoening (1983), prend uniquement en compte les paramètres de longévité (tlong) issus de Fishbase. Elle se présente sous la formule suivante :

$$M = \exp(1.44 - 0.982 * \ln(tlong))$$

Le ratio Q/B est lui issu d'une seule relation empirique (Palomares & Pauly, 1998). Les résultats des mortalités, P/B et Q/B calculés sont illustrés dans le tableau de l'annexe 2.

#### - Déterminations des efficacités écotrophiques (EE)

Le plus souvent, c'est ce paramètre qui n'est pas renseigné pour les groupes de poissons. Son estimation par le modèle est informative de la qualité du modèle (repère d'anomalie) ainsi que de la place du compartiment dans l'écosystème. Pour les groupes d'invertébrés et pour les petits benthophages, la valeur du paramètre EE est rentrée aux côtés des ratios P/B et Q/B. Elle est reprise de travaux antérieurs (Guénette et Gascuel, 2009).

### 3.3. Matrice des régimes alimentaires

Pour pouvoir établir les relations trophiques au sein de l'écosystème, il faut établir une matrice des régimes alimentaires. Les données nécessaires sont issues des analyses de contenus stomacaux. Nous utilisons ici les données péalablement considérés dans le modèle de Guénette et Gascuel (2009) (voir tableau de l'annexe 3).

### 3.4. Calibration du modèle

Dans le mesure où le modèle prend en compte de possibles accumulations de biomasse, il ne s'appuie pas sur une hypothèse d'équilibre à proprement parler (Christensen et Walters, 2004), mais l'estimation de ses différents paramètres est réalisée en supposant un équilibre de masse au cours de la période considérée.

Pour calibrer le modèle, il a fallu réduire la prédation en corrigeant la matrice des régimes alimentaires sur certains groupes dont la biomasse est insuffisante pour assurer l'alimentation de leurs prédateurs (merlus juvéniles, morues juvéniles, soles et plies...). A l'inverse la prédation a été augmentée sur d'autres groupes dont la biomasse apparaît plus abondante dans l'écosystème (petits pélagiques, démersales S, M et crustacés), et qui sont présents dans les régimes alimentaires concernés.

Enfin, nous avons ajusté les biomasses pour les groupes dont les biomasses ne sont pas introduites dans le modèle par une méthode Ad-hoc. En considérant un intervalle de mortalité par pêche qui se base sur des connaissances expertes, nous calculons des valeurs de biomasse avec la simple relation qui lie les biomasses aux captures  $B=Y/F$ . L'objectif est de trouver des

valeurs de biomasse qui soient à la fois cohérentes dans le modèle et compatibles avec l'intervalle des mortalités F jugé réaliste (Annexe 4).

#### **4. Modèles dynamiques**

La modélisation dynamique ouvre la porte à des analyses concernant les déterminants (les drivers) des évolutions passées, ou à des simulations futures sous différentes hypothèses d'évolution des paramètres de l'exploitation ou de l'environnement. Dans cette présente étude, le modèle dynamique de type Ecosim (Walter et al, 1997) est utilisé.

##### **➤ Ajustement du modèle Ecosim**

En utilisant le modèle 1980 comme point de départ, un modèle Ecosim est ajusté sur les séries chronologiques d'abondance (disponibles pour les 13 groupes de poissons démersaux) et de captures (disponibles pour les 29 groupes correspondants à des espèces exploitées). L'ajustement par défaut du modèle Ecosim se fait avec un forçage par la pression de pêche pour les 10 groupes évalués (plie, sole, merlu, merlan, morue adulte et juvénile, hareng, anchois, maquereau et chinchard). Pour expliquer davantage de variabilité observée dans les indices d'abondance, différentes combinaisons de variables forçantes sont utilisées : anomalies du recrutement, indice hydrologique et un forçage environnemental mixte.

- Les anomalies de recrutement, correspondent à la différence entre les valeurs de recrutement annuelle (issues des rapport d'évaluation de stock du CIEM) et la moyenne du recrutement pour la période considérée dans le modèle. Les groupes concernés sont l'anchois, le maquereau, le chinchard, le merlu, la morue, le merlan, la plie et la sole. Le forçage s'effectue pour chaque groupe au niveau des consommations des proies. Ainsi, la vulnérabilité des proies respectives varie en fonction de la variabilité annuelle du recrutement du groupe considéré, ce qui améliore de façon globale l'ajustement du modèle.

- L'indice hydrologique, est estimé en combinant (par une simple moyenne) les valeurs annuelles d'indices hydrologiques calculées par Kenny (2012), d'une part pour le golfe de Gascogne et d'autre part pour la mer Celtique. Cet indice est une variable synthétique correspondant à la coordonnée de chacune des années sur le premier axe factoriel d'une analyse multivariée, qui considère quatre facteurs : salinité et température moyenne de la zone (d'après les données des navires océanographiques), indice NAO et l'indice MAO (d'après les données satellitaires).

- Le forçage environnemental mixte, correspond à une combinaison du forçage par la variable de recrutement et par l'indice hydrologique.

L'ajustement conduit à estimer les coefficients de vulnérabilité de chaque groupe. Ces coefficients varient théoriquement entre 1 et l'infini et peuvent être interprétés comme des coefficients de réaction du groupe prédateur considéré, aux variations d'abondance de ses proies (ou aux changements de pression de pêche). Lorsque la vulnérabilité est proche de 1, ceci implique que les changements d'abondance du groupe considéré sont indépendants des variations d'abondance des prédateurs et de la pêche ; c'est plus la production primaire qui régit les variations (contrôle bottom-up). A l'inverse, un coefficient élevé traduit une forte dépendance et donc une forte sensibilité du groupe vis-à-vis de ses prédateurs.

Les routines d'ajustement automatiques du logiciel EwE sont utilisées pour estimer les coefficients de vulnérabilité. Les résultats obtenus sont cependant peu satisfaisants pour

certaines espèces. Lorsqu'il y a un mauvais ajustement aux séries chronologiques sur critère statique (AIC), une procédure ad hoc de choix des vulnérabilités est appliquée. Ainsi, on affecte un poids nul sur les séries de capture des groupes Divers démersaux et Benthopélagiques, du fait de la grande incertitude quand à la fiabilité des séries de captures utilisées. Nous avons également fixé la vulnérabilité des Monkfish, Shark\_L et Demersal\_L à 2, car le modèle mesure mal la pression exercée sur ces groupes.

## 5. Diagnostic de l'état de l'écosystème et simulations

### 5.1. Simulation de l'écosystème à l'état vierge

Les simulations de l'écosystème à l'état vierge sont effectuées à l'aide de l'outil ET-Diagnosis du package EcoTroph, pour les deux modèles Ecopath 1980 et 2012, en considérant des mortalités par pêche nulles ( $mF = 0$ ). Une autre simulation de l'état vierge est effectuée à l'aide d'Ecosim, en partant du modèle 1980 en réduisant la pression de pêche à zéro. On admet dans cette simulation que 2012 représente l'écosystème à l'état vierge, en considérant que 32 années (1980-2012) sont suffisantes pour que l'écosystème converge vers une situation d'équilibre. Les trois modèles à l'état vierge simulés sont comparés sous forme de spectres trophiques construits à l'aide de la routine ET-Transpose du package EcoTroph.

### 5.2. Diagnostics sur l'état de l'écosystème

➤ Simulations ET-Diagnosis. Cet outil est utilisé pour simuler différent accroissement ou diminution de la pression de pêche et établir comparativement un diagnostic sur la situation actuelle. Des multiplicateurs d'effort de pêche sont appliqués, allant de 0 à 5 soit au modèle de 1980 soit au modèle de 2012, afin d'étudier les changements d'impacts de la pêche entre ces deux périodes. Le paramètre Top-down  $\alpha$  et le paramètre de forme  $\gamma$  (équation xx) sont considérés par défaut égaux à 0.4 et 0.5, respectivement.

➤ Simulations Ecosim. Partant du modèle de 2012, différents scénarios de pression de pêche sont simulés en utilisant des multiplicateurs d'effort de pêche ( $mE = 0, 1, 2, 3$ ) appliqués à l'ensemble de la période 2012 - 2050. L'année 2050 est supposée correspondre à une situation d'équilibre. La routine ET-Transpose d'EcoTroph est utilisée pour traduire les biomasses de 2050 sous formes de spectres trophiques et ainsi les rendre plus facilement comparables.

➤ Construction des indicateurs écosystémiques : la fonction E\_MSY\_0.1 du package EcoTroph permet d'estimer deux indicateurs qui nous renseignent sur l'état de santé de l'écosystème par niveaux trophique. E\_msy correspond au multiplicateur d'effort de pêche qui permet d'obtenir le rendement maximum durable de chaque classe trophique. Ainsi, si le E\_msy est inférieure à 1, cela indique une situation de surexploitation écosystémique. Le deuxième indicateur est le E\_0.1, qui indique une situation de pleine exploitation. Il est défini par la pente de la courbe des captures qui est égale à un dixième de la pente à l'origine. Des analyses de sensibilités de l'estimation de ces indicateurs au paramètre d'accessibilité sont effectuées en faisant varier ce paramètre de + ou - 20%.

## II. Résultats

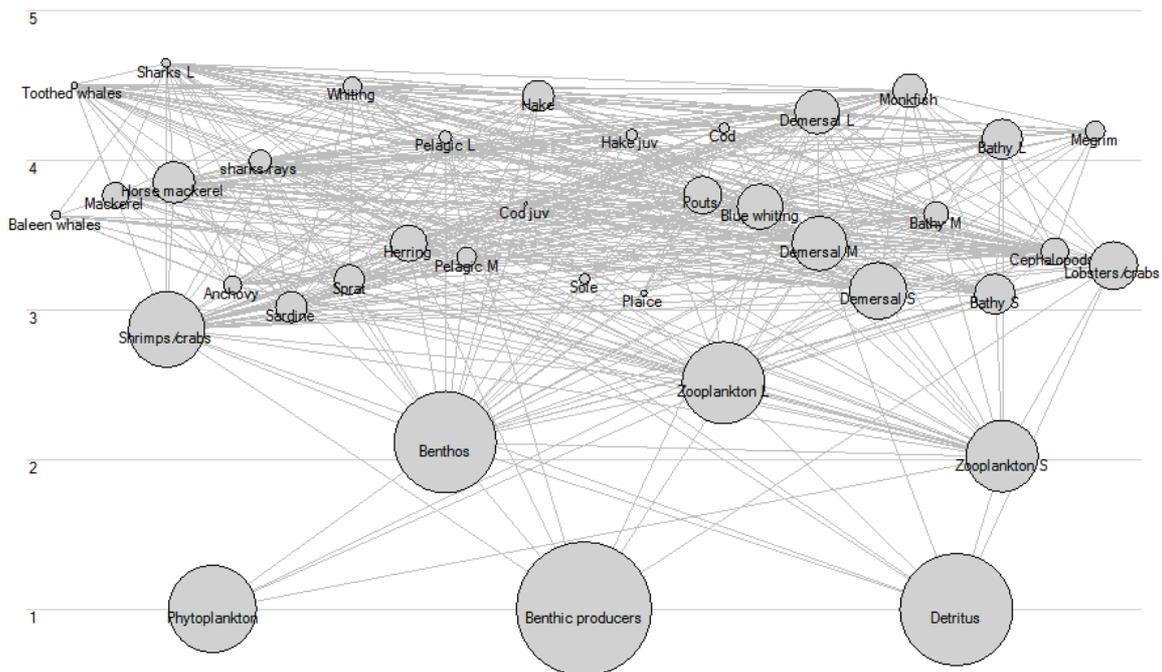
### 1. Fonctionnement trophique de l'écosystème : le modèle Ecopath

L'analyse du modèle Ecopath 2012 permet de préciser certains aspects du fonctionnement trophique de l'écosystème du golfe de Gascogne et de la mer Celtique, qui sont utiles pour mieux appréhender ensuite l'impact de la pêche sur les différents compartiments de cet écosystème.

Le modèle 2012 du golfe de Gascogne et de la mer Celtique représente une biomasse totale de 709,1 tonnes/km<sup>2</sup> (hors détritus) et une zoomasse hors production primaire de 133 tonnes/km<sup>2</sup>. La capture de pêche totale de l'écosystème est estimée à 1,675 t/km<sup>2</sup>. Le modèle Ecopath nous offre également la possibilité d'explorer différents indicateurs écologiques caractérisant le rôle et l'impact de chaque groupe trophique.

**Tableau 2. 1. Paramètres d'entrés et sortis (en gras) du Modèle Ecopath 2012.**

	Group name	Trophic level	Biomass (t/km <sup>2</sup> )	Y (t/an)	P/B (/year)	Q/B (/year)	EE	P/Q	Accesibilité
1	Baleen whales	<b>3,63</b>	0,065	0	0,035	4,775	<b>0,493</b>	<b>0,007</b>	0.0
2	Toothed whales	<b>4,50</b>	0,033	0	0,135	11,998	<b>0,816</b>	<b>0,011</b>	0.0
3	Sharks L	<b>4,65</b>	<b>0,063</b>	0,004	0,180	<b>1,800</b>	0,800	0,100	0.6
4	sharks/rays	<b>4,00</b>	<b>0,296</b>	0,018	0,350	<b>3,500</b>	0,800	0,100	0.6
5	Whiting	<b>4,50</b>	0,209	0,036	0,370	5,708	<b>0,818</b>	<b>0,065</b>	0.6
6	Mackerel	<b>3,77</b>	0,400	0,134	0,480	<b>1,920</b>	<b>0,925</b>	0,250	0.4
7	Horse mackerel	<b>3,85</b>	1,342	0,219	0,430	<b>1,720</b>	<b>0,953</b>	0,250	0.4
8	Anchovy	<b>3,17</b>	0,212	0,014	1,260	9,130	<b>0,933</b>	<b>0,138</b>	0.4
9	Sardine	<b>3,02</b>	0,620	0,112	0,910	6,800	<b>0,939</b>	<b>0,134</b>	0.4
10	Sprat	<b>3,20</b>	<b>0,535</b>	0,016	1,030	<b>4,120</b>	0,950	0,250	0.4
11	Herring	<b>3,45</b>	0,893	0,065	0,590	4,590	<b>0,949</b>	<b>0,129</b>	0.4
12	Pelagic M	<b>3,35</b>	<b>0,237</b>	0,007	0,730	4,920	0,950	<b>0,148</b>	0.4
13	Pelagic L	<b>4,16</b>	<b>0,116</b>	0,002	0,400	4,130	0,900	<b>0,097</b>	0.4
14	Hake	<b>4,43</b>	0,615	0,162	0,645	2,600	<b>0,895</b>	<b>0,248</b>	0.5
15	Hake juv	<b>4,17</b>	0,101	0,006	0,829	5,863	<b>0,945</b>	<b>0,141</b>	0.5
16	Cod	<b>4,22</b>	0,074	0,023	0,520	4,000	<b>0,841</b>	<b>0,130</b>	0.5
17	Cod juv	<b>3,71</b>	0,008	0,000	0,560	9,033	<b>0,507</b>	<b>0,062</b>	0.6
18	Sole	<b>3,21</b>	0,081	0,020	0,600	3,700	<b>0,935</b>	<b>0,162</b>	0.6
19	Plaice	<b>3,12</b>	0,028	0,007	0,650	3,420	<b>0,844</b>	<b>0,190</b>	0.6
20	Demersal L	<b>4,32</b>	<b>1,543</b>	0,152	0,244	<b>1,220</b>	0,850	0,200	0.6
21	Pouts	<b>3,77</b>	<b>1,021</b>	0,010	1,316	<b>6,580</b>	0,950	0,200	0.4
22	Blue whiting	<b>3,69</b>	<b>1,704</b>	0,040	0,484	<b>2,420</b>	0,950	0,200	0.4
23	Demersal M	<b>3,44</b>	<b>3,202</b>	0,091	0,538	<b>2,690</b>	0,950	0,200	0.6
24	Demersal S	<b>3,13</b>	<b>3,946</b>	0,015	1,090	<b>4,360</b>	0,950	0,250	0.2
25	Monkfish	<b>4,47</b>	<b>0,735</b>	0,110	0,300	2,400	0,800	<b>0,250</b>	0.6
26	Bathy L	<b>4,14</b>	<b>1,252</b>	0,027	0,140	<b>0,700</b>	0,900	0,200	0.2
27	Megrim	<b>4,19</b>	0,221	0,036	0,400	<b>2,000</b>	<b>0,816</b>	0,200	0.6
28	Bathy M	<b>3,64</b>	0,350	0,004	0,710	5,000	<b>0,965</b>	<b>0,142</b>	0.2
29	Bathy S	<b>3,10</b>	1,220	0	1,870	10,970	<b>0,832</b>	<b>0,170</b>	0.0
30	Cephalopods	<b>3,40</b>	<b>0,468</b>	0,056	3,120	<b>10,400</b>	0,900	0,300	0.2
31	Lobsters/crabs	<b>3,30</b>	<b>2,117</b>	0,052	1,200	<b>8,000</b>	0,900	0,150	0.2
32	Shrimps/crabs	<b>2,87</b>	<b>12,483</b>	0,002	1,600	<b>10,667</b>	0,950	0,150	0.2
33	Benthos	<b>2,12</b>	<b>67,632</b>	0,071	2,100	<b>14,000</b>	0,900	0,150	0.05
34	Zooplankton L	<b>2,51</b>	<b>19,202</b>	0	4,300	16,900	0,900	<b>0,254</b>	0.0
35	Zooplankton S	<b>2,02</b>	10,000	0	29,000	120,000	<b>0,788</b>	<b>0,242</b>	0.0
36	Phytoplankton	<b>1,00</b>	27,000	0	100,000	<b>0,000</b>	<b>0,519</b>		0.0
37	Benthic producers	<b>1,00</b>	<b>549,072</b>	0	1,150	<b>0,000</b>	0,200		0.0
38	Detritus	<b>1,00</b>	130,000	0			0,000		0.0



**Fig.2.1.** Schéma du réseau trophique du Goscogne-Cetique en 2012 (niveau trophique en ordonné, taille des cercles en fonction de la biomasse)

A l'exception du groupe bathy Small, tous les compartiments supérieurs de l'écosystème sont exploités (fig.2.1). Les groupes de hauts niveaux trophiques sont les requins, merlan, Baleines à dents, baudroie et merlu. A la base de la chaîne alimentaire on trouve les producteurs primaires qui sont représentés par le phytoplancton, le groupe « producteurs benthiques ». On retrouve ici la place importante qu'occupent les divers démersaux ainsi que les invertébrés benthiques, ceci est logique du fait qu'ils font partie du bol alimentaire de la plupart des compartiments de l'écosystème. Rappelons que le modèle est construit essentiellement autour des espèces démersales et benthiques.

## 2. Diagramme d'exploitation de l'écosystème

Les spectres de captures, de biomasse totale et de biomasse accessible (fig.2.2) fournissent une vision synthétique du diagramme d'exploitation de l'écosystème du golfe de Gascogne et de la mer Celtique.

Les classes trophiques  $TL = 3.2$  à  $TL = 4.4$ , représentent une part importante des captures totales de l'écosystème. Elles incluent l'essentiel des groupes trophiques : les moyens pélagiques (hareng, maquereau et chinchard), les espèces démersales (morue, cardine, petits merlus juvéniles,...), les raies et céphalopodes... Viennent après les captures des classes trophiques  $TL = 2.8 - 3.2$  (petits pélagiques type sardine ou anchois, et crevettes...) et  $TL > 4.4$  (merlu adulte, baudroie, merlan...). Le niveau trophique  $TL = 2.1$  est également capturé ; il est constitué essentiellement d'invertébrés benthiques, principalement des mollusques.

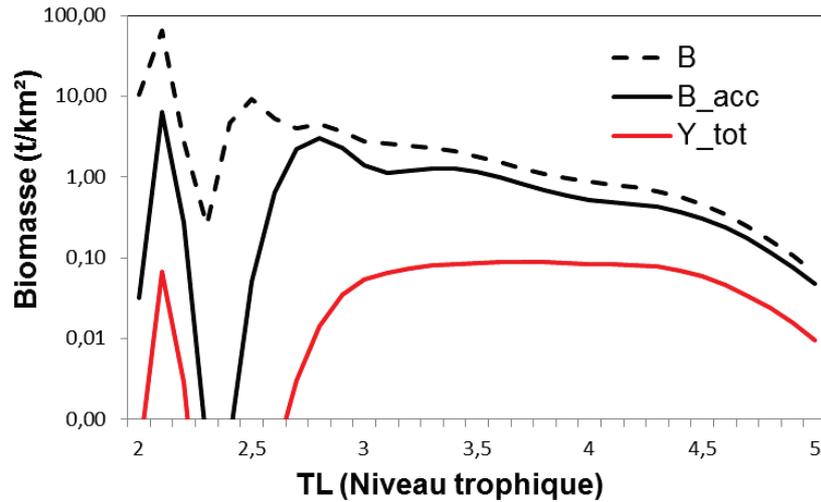


Fig. 2.2. Spectres trophiques de captures et biomasses

Globalement les captures semblent faibles compte tenu de la quantité de biomasse totale accessible dans l'écosystème (5% seulement de la biomasse accessible est capturée en moyenne), ceci est particulièrement vrai pour les classes trophiques intermédiaires. En effet, on observe de faibles valeurs de mortalité par pêche dans l'écosystème (fig.2.3A). Passant par une valeur autour de 0.05 pour les classes trophiques intermédiaire TL = 3.1 et 3.5 (Demersal S et M, petits et moyens pélagiques...), elle s'accroît pour atteindre une valeur maximale de 0.15 pour les hauts niveaux trophiques TL > 4.2 (merlu, merlan, requins...). Si on résonne à l'échelle de la biomasse accessible, le taux d'exploitation est cependant plus élevé et approche ou dépasse 0.2 pour les niveaux trophiques supérieurs à 4.

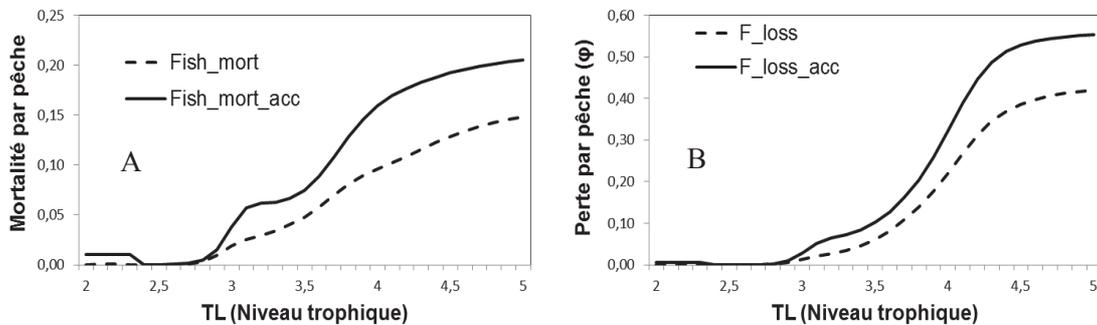


Fig. 2.3. Evolution des mortalités par pêche (A) et des pertes par pêche (B) en fonction du niveau trophique pour l'écosystème Gascogne-celtique

La mortalité par pêche représente la fraction de la biomasse pêchée chaque année et est donc informative des niveaux trophiques actuellement ciblés par la pêche. Elle ne traduit pas nécessairement un niveau d'impact sur la ressource, car celui-ci dépend de la productivité de chaque groupe. Cette productivité est généralement plus forte pour les bas niveaux trophiques que pour les hauts. Le facteur d'impact est donc plus directement représenté par le taux de perte par pêche, égal au ratio capture/production biologique (fig.2.3B).

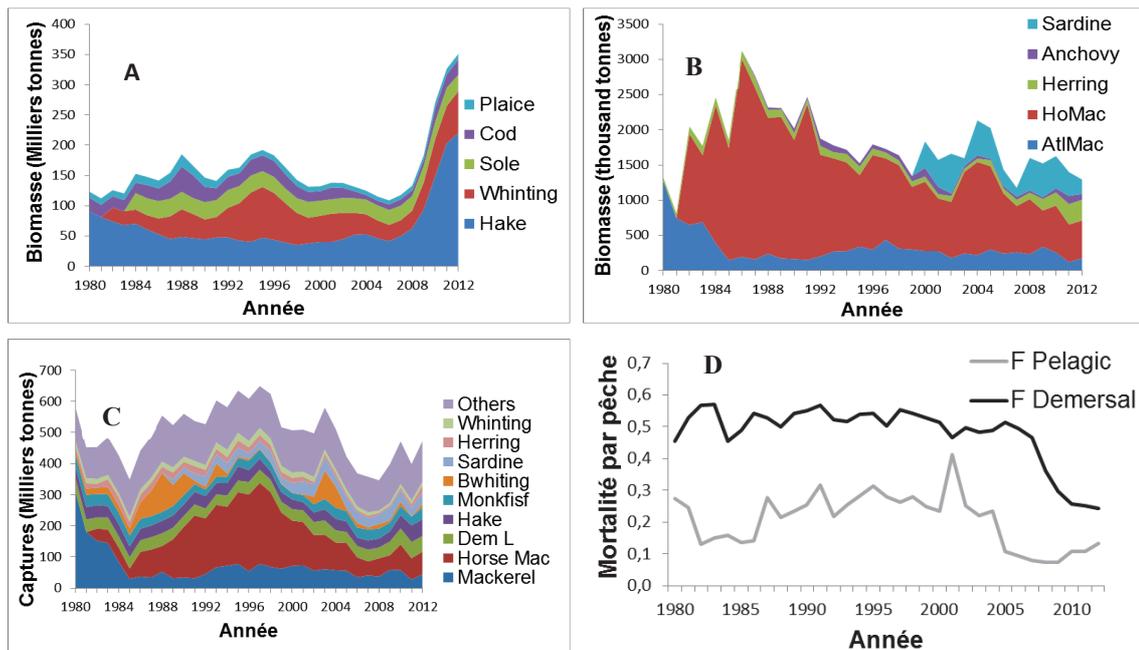
Dans l'écosystème du Golfe de Gascogne et de la mer Celtique, le taux de perte par pêche ( $\phi$ ) est croissant en fonction du niveau trophique. Il passe d'une faible valeur de 0.03 pour le TL = 3, indiquant un faible impact de la pêche. Il reste faible jusqu'au niveau trophique TL = 4 avec  $\phi = 0.32$ . Au delà du niveau trophique TL = 4, les captures représentent plus de 50% de la production des espèces exploitées, ce qui indique un fort impact notamment pour les groupes morue, beaudroie, cardine, merlus, merlan et requins.

### 3. Evolution de l'écosystème Gascogne-Celtique entre 1980 et 2012

#### 3.1. Evolution des biomasses, captures et mortalités par pêche (données du CIEM)

Les captures totales dans la zone étudiée semblent fluctuer fortement autour de 500 milles tonnes entre 1980 et 2000 (Fig 2.4). Durant cette période, l'évolution des captures totales est due essentiellement aux variations d'abondance du maquereau (*Scomber scombrus*) et du chinchard (*Trachurus trachurus*). Entre 1980 et 1985, les captures chutent de 580 milles tonnes à moins de 380 milles tonnes. Ceci correspond à la baisse des captures de maquereaux dont la biomasse a drastiquement diminué, passant de 1,2 millions de tonnes à 150 milles tonnes. Cette diminution semble essentiellement liée à un phénomène d'immigration vers le nord, avec des captures qui augmentent alors à l'ouest de l'Écosse (on rappelle qu'un taux d'immigration de 0.947t/km<sup>2</sup>/an, soit 25% de la biomasse par an, est considéré pour le modèle 1980. Ce chiffre correspond à la pente de diminution de la biomasse pour les trois années qui suivent 1980. Rapidement, cette perte est compensée par l'augmentation des captures de Chinchard et la capture totale atteint 624 milles tonnes en 1998. On note que la biomasse du stock de chinchard passe de 1.3 millions de tonnes en 1982 à plus de 2.8 millions tonnes en 1986. Il semble qu'on assiste à une succession d'espèces dans la zone. Toutefois, le chinchard a enregistré un recrutement exceptionnel en 1982, ce qui peut également expliquer la forte augmentation de biomasse. Par la suite les captures et biomasses de chinchard diminuent fortement pour atteindre 70 milles tonnes et 500 milles tonnes respectivement en 2012.

Les autres petits pélagiques (sardine, anchois et hareng) sont représentés en moindre quantité dans les captures. La fluctuation de leurs abondance semble également être régit par la variation de l'environnement, et tout particulièrement par le recrutement. On note cependant, une forte baisse de la mortalité par pêche entre 2000 et 2012, passant de 0.41/an à moins de 0.12/an en moyenne pour les espèces considérées. Ceci est probablement à l'origine de la tendance à la hausse (marquée de fortes fluctuations) des abondances des petits pélagiques, qui concerne particulièrement le hareng et l'anchois. L'accroissement de la biomasse de l'hareng survient notamment après un recrutement exceptionnel en 2011, tandis que pour l'anchois, l'augmentation semble être le résultat des mesures de fermeture de la pêche dans le golfe de Gascogne durant cinq ans, de 2005 à 2009. La sardine présente cependant, une évolution peu marquée.



**Fig.2.4.** Evolution de l'écosystème du Golfe de Gascogne et de la mer Celtique de 1980 à 2012 : Biomasse des groupes démersaux évalués (A ; données NA avant 1982 pour le merlan et avant 1984 pour la sole) ; Biomasse des groupes pélagiques évalués (B ; données NA avant 1982 pour le chinchard et le merlan et 1989 pour la sardine et 1987 pour l'anchois) ; Captures (C) ; Mortalités par pêche moyenne (D)

A l'inverse, les groupes démersaux présentent une tendance plus claire. Depuis les années 1980, les mortalités par pêche des groupes démersaux fluctue autour d'une valeur moyenne de  $F = 0.5/\text{an}$ , ce qui a maintenu les biomasses à un niveau relativement faible, proche de 100 milles à 150 mille tonnes par an. La mortalité par pêche ne baisse significativement qu'à partir des années 2000, passant de  $0.52/\text{an}$  en moyenne à moins de  $0.24/\text{an}$  en moyenne en 2012. Cette diminution de l'effort de pêche par un facteur deux, se traduit par une forte augmentation de la biomasse des groupes démersaux, passant de 100 mille tonnes en 2000 à plus de 350 mille tonnes en 2012. Cette augmentation est essentiellement dû à l'augmentation des biomasses de merlu dont l'abondance totale passe de 40 mille à plus de 250 mille tonnes entre 2000 et 2012.

Ainsi, la synthèse des résultats des rapports de groupes de travail, semble indiquer une augmentation de l'abondance des hauts niveaux trophiques en 2012 par rapport à 1980, principalement représenté par les espèces démersales, et une diminution pour les niveaux trophiques intermédiaires, particulièrement pour les groupes chinchards et maquereaux, qui sont cependant relativement peu exploités. L'évolution pour les bas niveaux trophiques est moins nette.

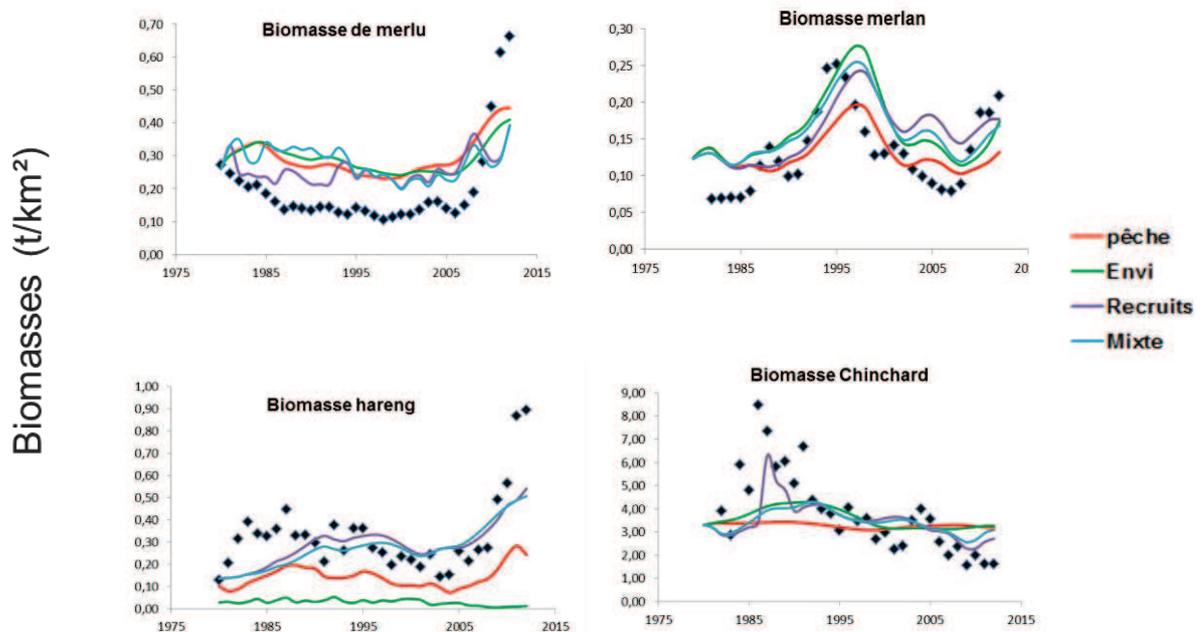
### 3.2. Facteurs qui régissent les évolutions observées (modélisation Ecosim)

Le modèle Ecosim ajusté sur les séries chronologiques d'abondance (13 groupes démersaux et pélagiques) et de captures (28 groupes exploités) fournit une estimation des abondances pour l'ensemble des groupes.

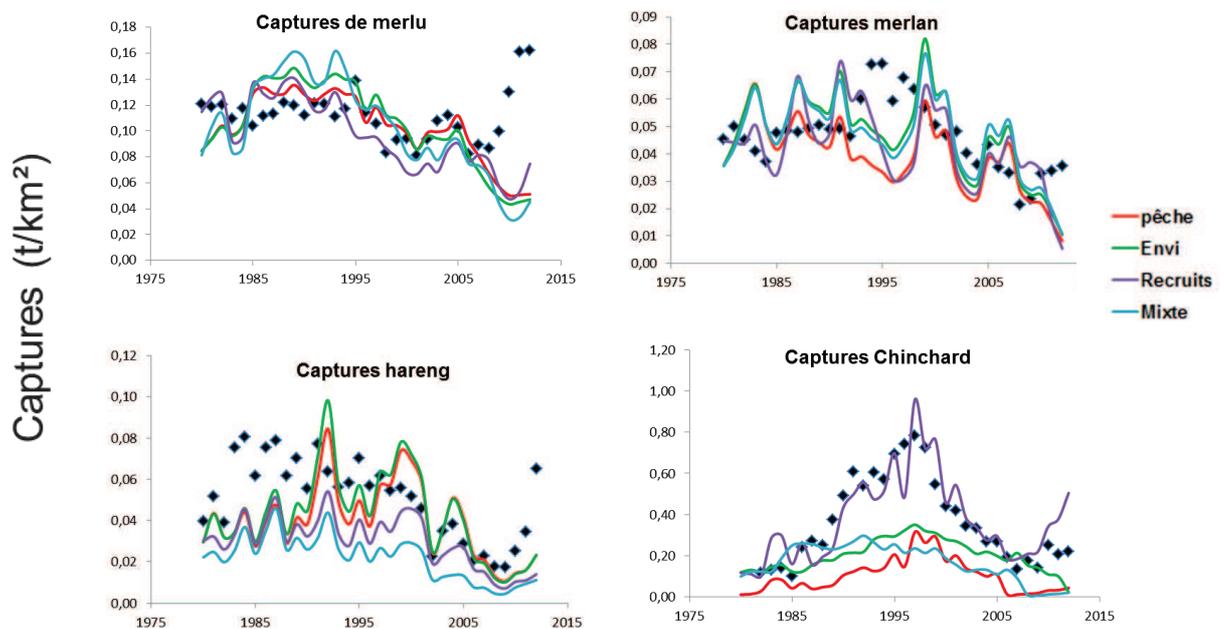
En premier lieu, nous avons forcé le modèle uniquement par l'effort de pêche (modèle-Pêche). Avec un  $AIC = 312.25$ , le modèle semble s'ajuster correctement pour quelques

espèces tel que le merlan et le merlu (fig.2.5). En revanche, pour la majorité des groupes trophiques, les tendances des captures et biomasses observées ne sont pas expliquées de façon satisfaisante par le modèle. Cette variabilité des données, serait notamment due à la fluctuation de l'environnement et dans une moindre mesure à la dynamique des populations. Le forçage du modèle par une variable hydrologique synthétique (modèle-Envi) n'améliore pas l'ajustement du modèle qui présente un AIC = 315.7 plus élevé. C'est, la variable d'anomalies du recrutement qui présente le meilleur ajustement avec un AIC = 257.2. Ce dernier modèle prédit correctement les biomasses et captures pour les principales espèces démersales. C'est notamment le cas pour le merlan, où le modèle prédit relativement bien l'augmentation de la biomasse vers le milieu des années 90, ainsi que la diminution des captures. Pareillement pour la plie et la sole (voir annexe 5), le modèle prédit correctement la diminution des biomasses jusqu'à la fin des années 2000 et par la suite sa légère augmentation qui serait notamment dû à de forts recrutements. Le forçage par le recrutement permet également d'expliquer l'essentiel de la variabilité observé chez le chinchard. C'est le seul modèle qui prédit l'augmentation des biomasses dans le milieu des années 80 et par la suite une forte diminution. L'ajustement sur les captures de chinchard est également très satisfaisant. En revanche le modèle s'ajuste moins bien sur les données de biomasses de merlu. Toutefois il capture une partie de l'accroissement de la biomasse vers la fin des années 2000. On note également, des écarts importants entre les captures prédites et observées pour les groupes divers (bathy, shrimps/crabs, céphalopodes...), où on observe une diminution abrupte des captures observées alors que le modèle prédit une diminution plus graduelle. Pour les groupes baudroie et cardine le modèle prédit une augmentation des captures nettement plus importante que celles observées.

Il est à noter également que le forçage par la variable mixte, n'améliore pas l'ajustement (AIC = 295.7). Ainsi le modèle avec effet de recrutement seulement est retenu dans la suite du présent travail.

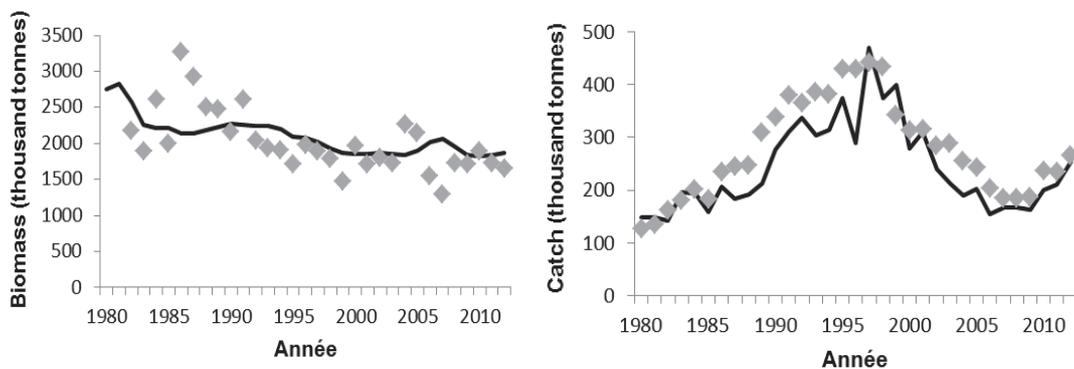


**Fig.2.5.** Ajustement de différents modèles Ecosim sur les de biomasses observées de quelques groupes : merlu, merlan, hareng et chinchard



**Fig.2.6.** Ajustement de différents modèles Ecosim sur les données de captures de quelques groupes : merlu, merlan, hareng et chinchard

Globalement, le modèle Ecosim forcé par le recrutement confirme la baisse de plus 30% de la biomasse des groupes évalués de l'écosystème en 2012 par rapport à l'année 1980 (fig.2.6). L'ajustement sur les captures totales des groupes évalués (fig.2.7) est également très satisfaisant. Le modèle prédit bien l'accroissement des captures vers le milieu des années 90, passant de 140 mille tonnes en 1980 à plus de 460 mille tonnes en 1997, suivi d'une diminution drastique jusqu'à la fin des années 2000. Il prédit également l'augmentation des captures à la fin des années 2000 passant de 160 mille tonnes en 2009 à plus de 250 mille tonnes en 2012. Cette augmentation des captures est essentiellement observée chez les groupes démersaux et en moindre mesure chez les pélagiques.

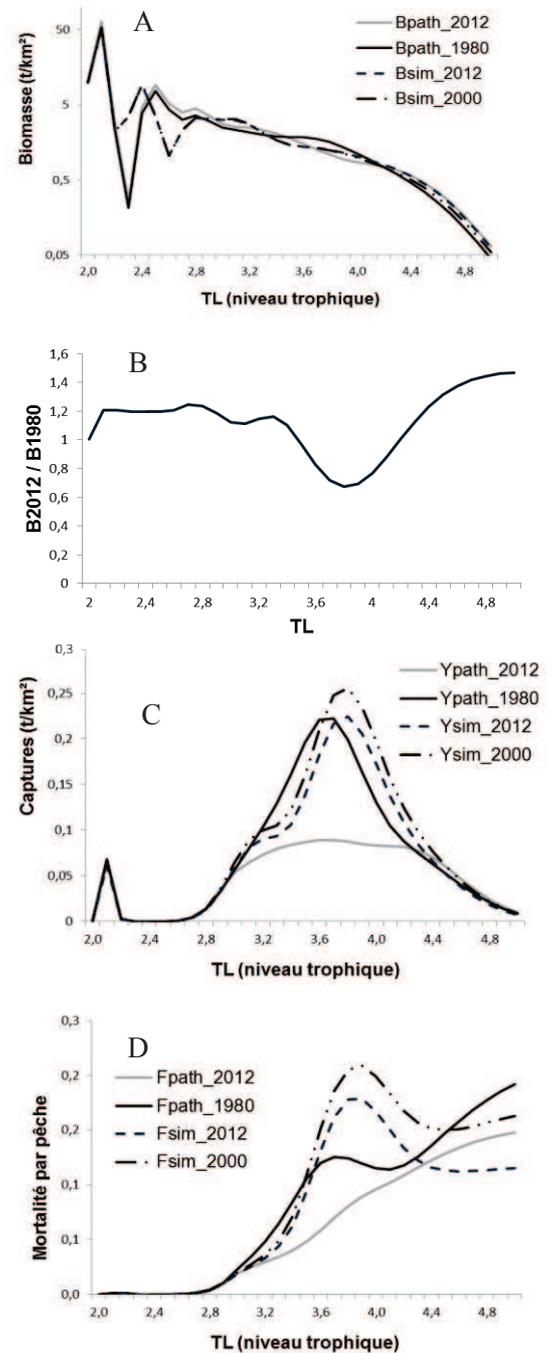


**Fig.2.7.** Ajustement Ecosim pour l'écosystème Gascogne-Celtique : Biomasse totale des groupes évalués (A) ; Captures totales des groupes évalués (B)

### 3.3. Analyse de l'évolution par niveaux trophiques (modélisation EcoTroph)

Le modèle Ecosim ajusté sur l'année 2012 semble reproduire de façon assez satisfaisante les biomasses l'écosystème comparativement au modèle Ecopath de référence 2012). Différents changements dans la structure trophique de l'écosystème sont notés entre 1980 et 2012. Premièrement, la biomasse des hauts niveaux trophiques  $TL > 4.2$  augmente significativement en 2012, avec un accroissement de l'ordre de 20% et 45% par rapport à 2000 et 1980 respectivement. Au même moment, elle diminue de 30% en moyenne pour les niveaux trophiques intermédiaire  $TL = 3.4$  à 4. Ceci pourrait être le résultat d'un effet top-down avec une augmentation des biomasses des prédateurs supérieurs liée à une diminution de l'effort de pêche depuis le début des années 2000. En effet, la mortalité par pêche des niveaux trophiques supérieures diminue en 2012 de 30% par rapport à l'année 2000 et 40% par rapport à l'année 1980. Néanmoins, les coefficients de vulnérabilité (Annexe 6), montrent des valeurs proches de 1 pour les bas niveaux trophiques ainsi que les niveaux trophiques intermédiaires, ce qui indique que leur abondance dépend peu de la variation d'abondance des prédateurs supérieures, mais dépend d'autres facteurs, tel que l'environnement. En outre, la diminution de l'abondance des niveaux trophiques intermédiaires est essentiellement due à la diminution des biomasses des groupes de chinchard et maquereaux, dont les fluctuations d'abondance sont fortement liées à la variabilité de l'environnement, et notamment à la réussite du recrutement.

*In fine*, le modèle Ecosim prédit une augmentation des captures pour les niveaux trophiques intermédiaires  $TL = 3$  à 3.6 alors que le modèle de référence 2012 montre une importante diminution. Cette écart est le résultat du mauvais ajustement du modèle Ecosim sur les données de captures des groupes divers démersaux et chinchards, pour lesquelles il prédit des captures relativement élevées par rapport à la situation réelle.



**Fig.2.8.** Evolution de l'écosystème Gascogne-Celtique entre 1980 et 2012 : Spectres de biomasses totales (A) ; Rapport de biomasse du modèle Ecopath 1980 sur le modèle 2012 (B) ; Spectres de captures totales (C) ; Spectres des mortalités par pêche (D).

## 4. Diagnostiques et simulations de l'impact de la pêche

### 4.1. Simulation de l'écosystème à l'état vierge

#### ➤ Simulation de l'état vierge

La situation de l'écosystème du golfe de Gascogne et mer Celtique à l'état vierge a été simulée en utilisant soit l'outil Ecosim soit l'outil EcoTroph. Le premier est initialisé à partir du modèle Ecopath 1980, le second peut être initialisé soit à partir du modèle Ecopath 1980 soit à partir du modèle Ecopath 2012 (fig. 2.9). Les simulations montrent que les situations récentes (1980 ou 2012) correspondent à une diminution significative de la biomasse des niveaux trophiques supérieurs, comparativement à l'état vierge. On note, une diminution de 68% simulée par l'outil EcoTroph pour le modèle Ecopath2012 (Bv\_ETpath2012), et de 70% par l'outil EcoTroph pour le modèle Ecopath 1980 (Bv\_ETpath1980) et une diminution plus faible de 30% simulé par Ecosim en partant de 1980 (Bv\_Ecosim\_simulée). La simulation EcoTroph appliquée sur le modèle Ecopath\_80 et la simulation Ecosim appliquée en partant de 1980, indiquent une diminution significative des niveaux trophiques intermédiaires. Cette diminution des niveaux trophiques intermédiaires peut être considérée comme un artefact, du fait que l'outil EcoTroph et Ecosim, ne semblent pas être en mesure de prédire les changements spécifiques, notamment le remplacement de l'espèce maquereau par le chinchard et qui voit ses biomasses fortement diminuées par la suite. Le modèle Ecosim prédit également une forte augmentation des divers démersaux, qui est loin de la réalité en 2012. Quant aux niveaux trophiques inférieurs, l'outil EcoTroph appliqué sur le modèle Ecopath\_2012 simule un état vierge avec des biomasses qui ne diffère que très peu, voire pas du tout des biomasses de l'état actuel (modèle ref 2012). Dans ce cas la prédation ne semble pas être responsable de la variation des biomasses des niveaux trophiques inférieurs. Cette hypothèse sera confirmée ou non par les analyses de sensibilité des biomasses au paramètre top-down.

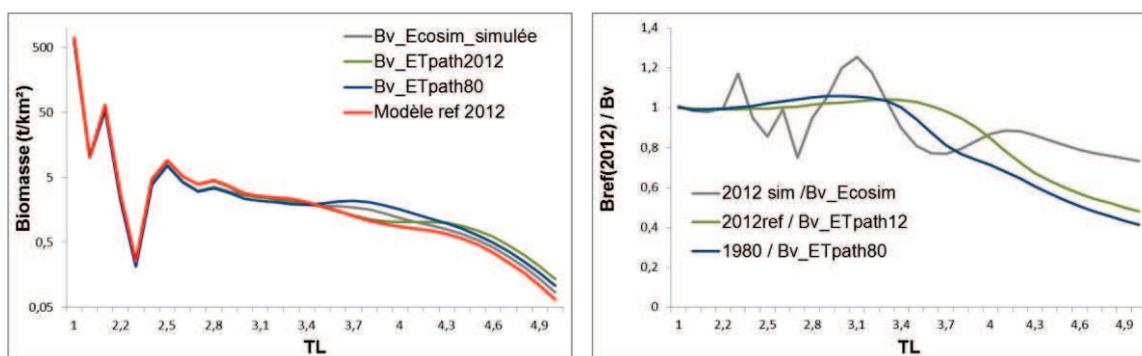


Fig. 2.9. Simulation de l'état vierge de l'écosystème Gascogne-celtique en partant de différents modèles construits.

Globalement, on peut dire que les distributions de biomasses vierges simulées en fonction du niveau trophique diffèrent d'un modèle à l'autre et il est important de souligner que l'outil ET-diagnosis, simule une augmentation des biomasses des niveaux trophiques supérieurs plus importante que le modèle Ecosim.

### ➤ Sensibilité au paramètre top-down

Une analyse de sensibilité de la biomasse à l'état vierge simulée à l'aide de l'outil EcoTroph est effectuée pour différentes valeurs de l'effet top-down : 0.2, 0.4, 0.6 et 0.8. En partant du modèle de référence Ecopath 2012 on observe que pour l'ensemble des valeurs du top-down considéré, les biomasses présentent des distributions très proches. Ceci indique que la variation de biomasse des prédateurs supérieurs n'induit pas forcément une variation des biomasses des niveaux trophiques inférieurs. Ainsi, l'effet top-down ne semble pas constituer en soit un paramètre responsable des changements trophiques de notre écosystème mais d'autres facteurs, tel que les variations de l'environnement ou l'impact direct de la pêche.

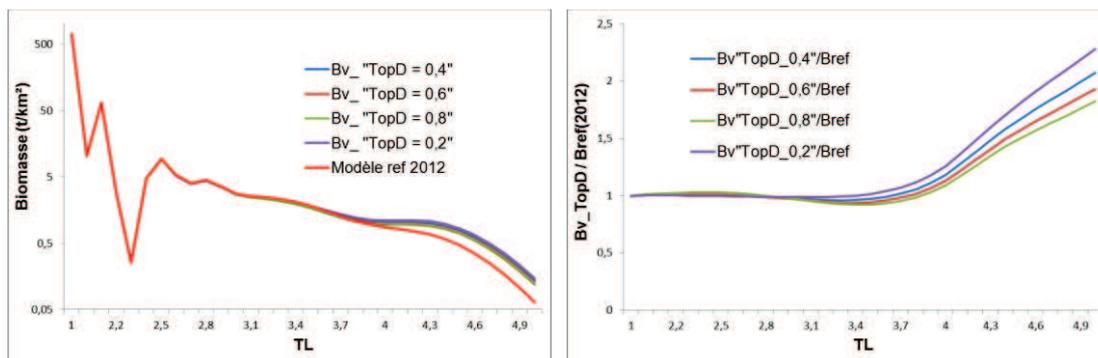


Fig. 2.10. Sensibilité des estimations de biomasse de l'écosystème à l'état vierge, au paramètre top-down du modèle EcoTroph

## 4.2. Impact de la pêche sur les biomasses de l'écosystème

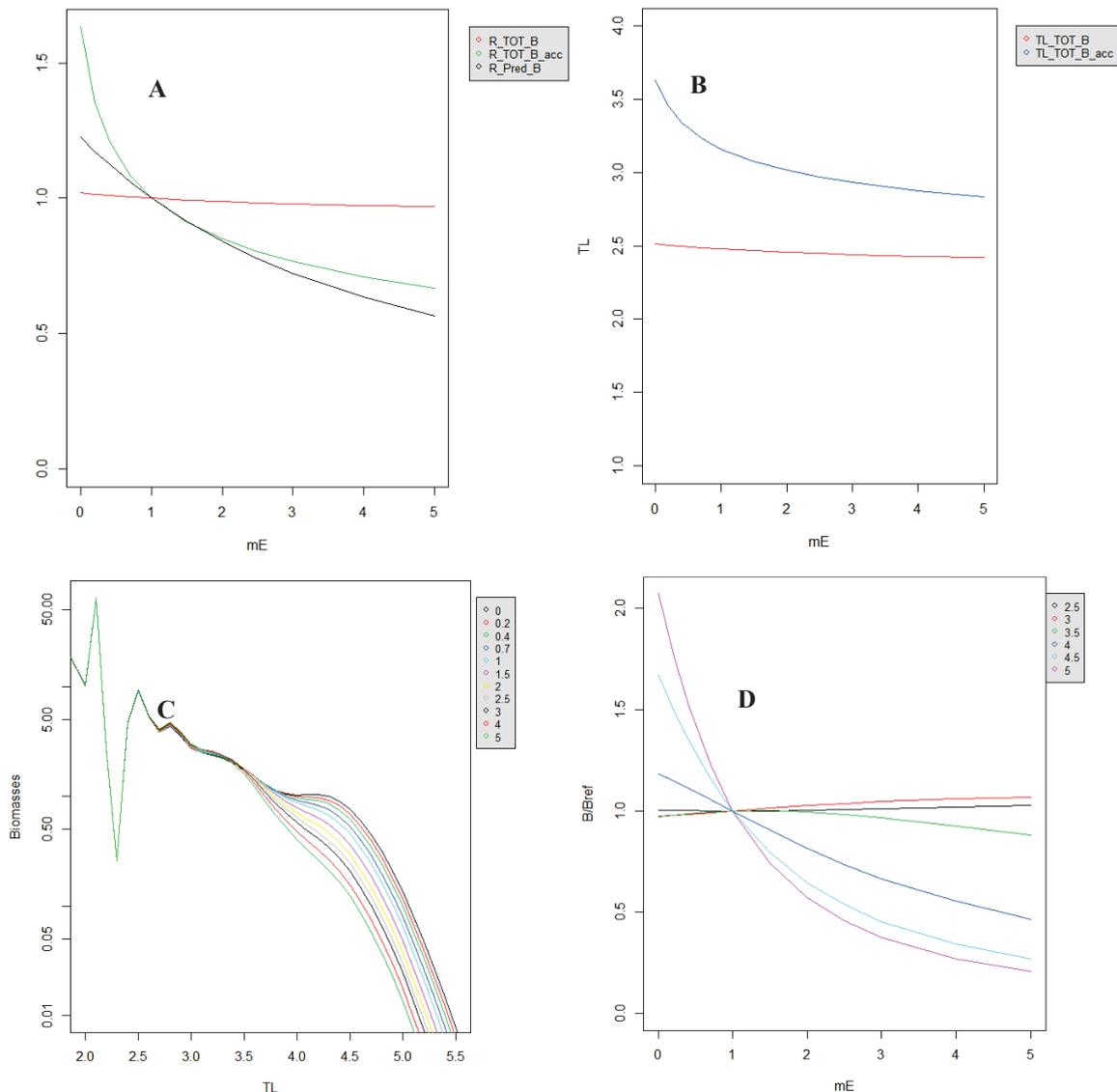
### ➤ Simulation avec EcoTroph

En 2012, la biomasse totale (TL >2) n'a quasiment pas changé par rapport à la biomasse de l'état vierge. Une légère diminution de 2% seulement est notée (fig.2.11). En revanche, la biomasse accessible a connu une évolution considérable avec une diminution de plus de 38% par rapport à l'état vierge. La biomasse des prédateurs supérieurs TL > 3.5 diminue de 20% par rapport à la biomasse à l'état vierge.

Le niveau trophique moyen des biomasses a lui aussi subi des changements par rapport à l'état vierge. Il est passé de 3.62 à 3.16 pour les biomasses accessibles et de 2.51 à 2,47 pour les biomasses totales.

Les simulations de l'évolution de la biomasse pour différents niveaux d'efforts de pêche montrent que les niveaux trophiques compris dans la classe TL = 2.5 à 3,5 n'ont pas subi de changements dans leur niveaux de biomasse et une augmentation de l'effort actuel, n'aurait presque aucun impact sur cet intervalle trophique. Cette classe trophique est caractérisée par de fortes biomasses essentiellement représentées par le zooplancton et invertébrés benthiques qui ne font pratiquement pas l'objet d'exploitation. Cependant, on note la présence dans cette classe trophique de petits pélagiques et de quelques espèces démersales, telle que la sole, qui ont relativement une très faible biomasse, avec un grand impact de la pêche qui serait partiellement masqué. En outre, ces classes trophiques intermédiaires bénéficient d'un relâchement de la pression de prédation liée à la diminution des biomasses des hauts niveaux

trophiques. Au delà de  $TL = 3.5$ , les niveaux trophiques sont sensibles à toute augmentation de l'effort de pêche, qui entraînerait une forte diminution de la biomasse de ces groupes. On constate également, que l'évolution de la biomasse par rapport à celle de l'état vierge varie en fonction du niveau trophique. Le niveau trophique 4 a subi une réduction de 20 % environ et une réduction de 43% pour le niveau trophique 4.5. A l'inverse, on observe que la biomasse des niveaux trophiques intermédiaires  $TL = 3$  et  $3.5$  n'a pratiquement pas changé.



**Fig. 2.11.** Simulation par l'outil EcoTroph de l'impact de la pêche sur les biomasses ; sur les biomasses relatives (biomasse totale, biomasse accessible et biomasse des prédateurs i.e.  $TL > 3.5$ ) (a) ; Niveau trophique moyen des biomasses (b) ; Spectres trophiques des biomasses en fonction du TL, pour les différents multiplicateurs d'effort simulés (c) ; Evolution des biomasses relatives, pour différentes classes trophiques, en fonction du multiplicateur d'effort (d).

Les espèces les plus exploitées sont celles qui présentent un niveau trophique supérieure à 4, constitué essentiellement d'espèces démersales, telles que le merlan, merlan, cardine et morue, etc. Comparativement à l'effort de pêche actuelle ( $mE = 1$ ), une augmentation de l'effort de pêche par un facteur  $mE = 2$  entraînerait une diminution de 20% de l'abondance du niveau trophique 4 et une diminution de plus de 35 % des niveaux trophiques 4.5.

### ➤ Simulation avec Ecosim (représenté à l'aide la fonction ET-Transpose)

Les simulations de l'évolution des biomasses pour différents multiplicateurs d'effort de pêche, indiquent que les niveaux trophiques compris dans les classes TL = 3 à 3.3, subissent des changements importants dans leur niveau de biomasse (Fig.2.12). Une augmentation de l'effort actuel par un facteur trois, induirait une baisse de 30% en moyenne. A l'inverse l'augmentation de l'effort de pêche par un facteur deux n'induirait aucun changement. C'est l'absence de pêche qui semble être le plus impactant pour ces groupes trophiques dans la mesure où la biomasse diminue de 55% par rapport à son état actuel. Cette forte diminution dans le cas d'absence de pêche est principalement due à l'augmentation de la pression de prédation par le maquereau. Ce dernier voit ses biomasses exploser en l'absence de pêche. En effet, la classe trophique TL = 3 à TL = 3.3, est constituée essentiellement de petits pélagiques (anchois, sprat et Sardine), qui représentent une part non négligeable du régime alimentaire du maquereau.

Il est important de signaler que le diagnostic dans ce cas dépend fortement de la qualité d'ajustement du modèle Ecosim. Hors celui-ci s'ajuste très mal pour ces groupes de bas niveaux trophiques et niveaux trophiques intermédiaires.

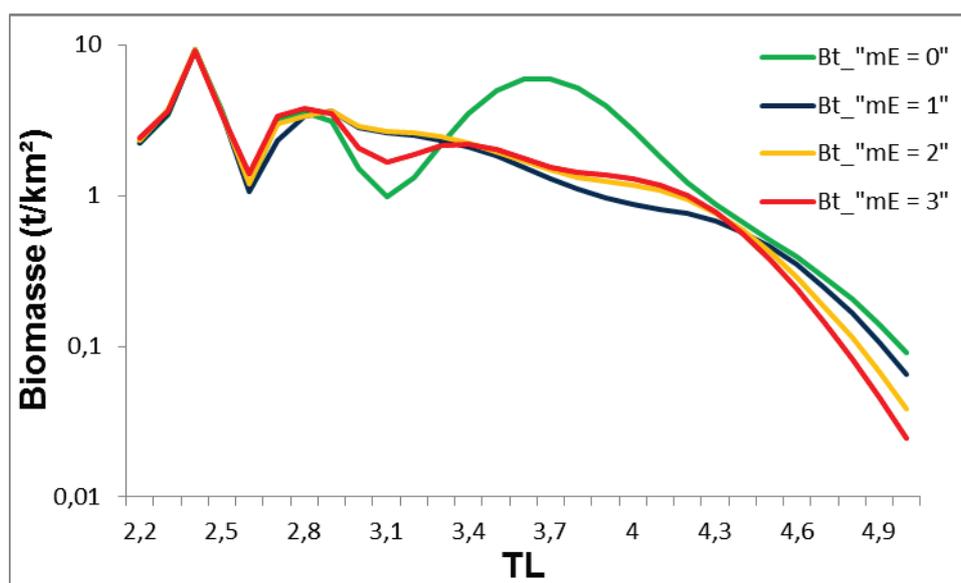


Fig. 2.12. Simulation par Ecosim de l'impact de la pêche sur les biomasses pour différents multiplicateur de l'effort de pêche

L'augmentation de l'effort de pêche induit une augmentation des biomasses de niveaux trophiques intermédiaires et supérieurs correspondant aux TL compris entre 3.4 et 4.4. Cette augmentation est essentiellement due à l'augmentation exceptionnelle des biomasses des groupes divers démersaux et bathypélagiques. On note qu'en aucun cas la biomasse n'augmente pour les groupes de niveau trophiques supérieurs tel que le merlu, la morue, etc. Ainsi ce diagnostic est fortement biaisé dû à la difficulté d'ajustement du modèle Ecosim sur ces groupes de niveaux trophiques intermédiaires.

Les biomasses ne sont sérieusement impactées par la pêche qu'à partir du niveau trophique TL = 4.4. Ceci montre qu'en effet, les groupes de niveau trophiques supérieurs (merlu, morue, baudroie, merlan...), observent tous de fortes diminutions de biomasse. On observe en

moyenne une diminution de biomasse de 45% pour les niveau trophiques supérieurs à TL = 4.4.

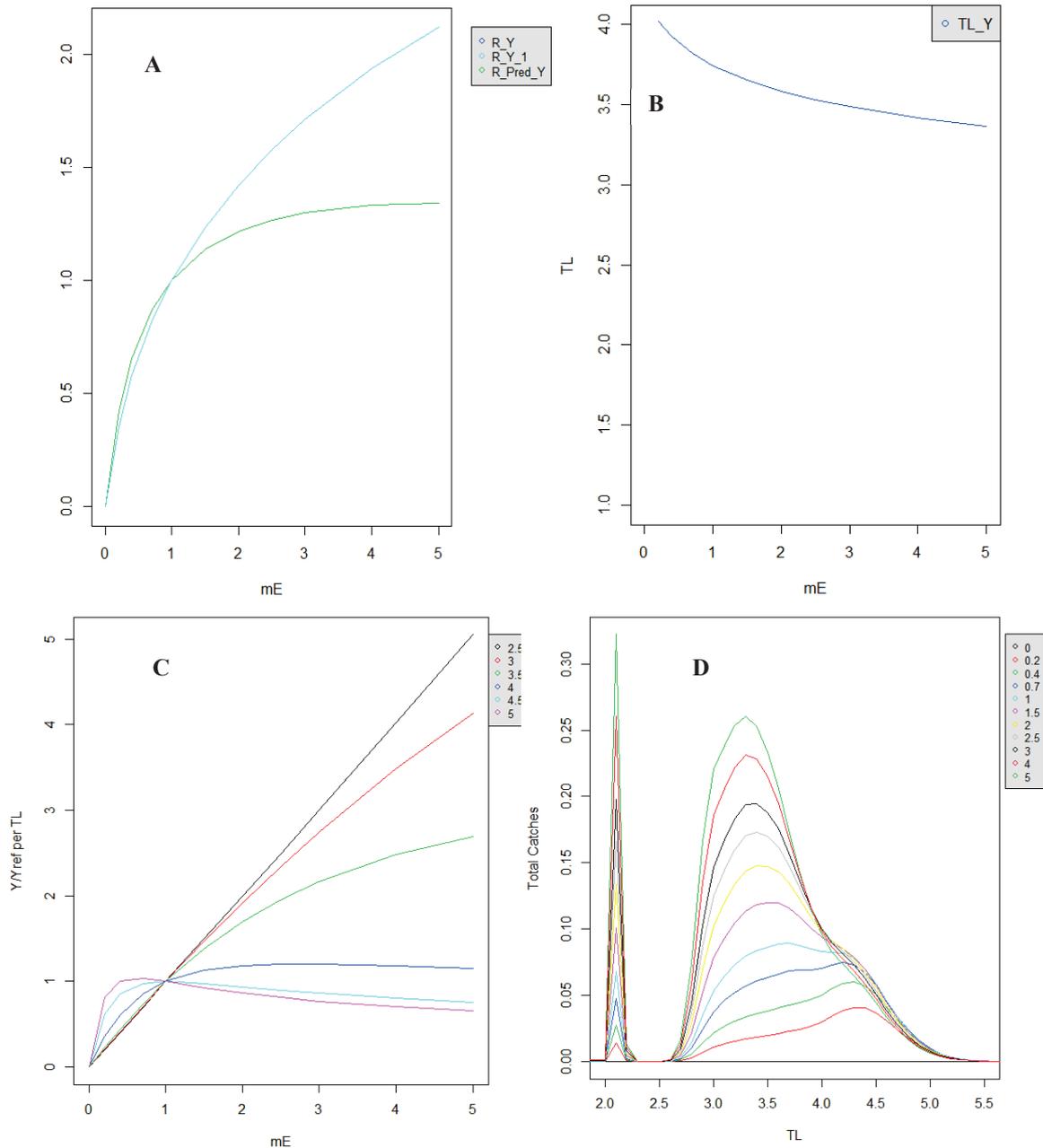
### 4.3. Impact de la pêche sur les captures

Le modèle EcoTroph indique qu'en 2012 l'écosystème du golfe de Gascogne et de la mer Celtique serait globalement sous exploité (fig.2.13). En cas d'application d'un effort de pêche deux fois supérieur à celui de la situation actuelle, les captures totales augmenteraient de plus de 50% et de 20% pour les captures des prédateurs (TL > 3.5). Ceci est notamment lié au fait que l'essentiel de la biomasse exploitée dans l'écosystème est constituée par des espèces de bas niveau trophique, qui dans la majorité des cas sont très faiblement pêchées. Ceci concerne notamment les espèces telles que le chinchard, le maquereau, le merlan bleu, etc. Par ailleurs, l'augmentation de 20% constatée pour les captures des prédateurs constitue une simulation biaisée en quelque sorte, du fait que les espèces qui représentent de fortes biomasses, ont des niveaux trophiques compris entre 3.5 et 3.8. En effet, une augmentation de l'effort de pêche de 50% pour les niveaux trophiques 4 et 4.5 par exemple, induirait une baisse des captures.

En termes d'évolution du niveau trophique moyen des captures, les captures se situent aujourd'hui à un niveau trophique plus faible, comparativement à une situation proche de l'état vierge, passant de TL = 4.02 à 3.43. Ceci montre que le développement de l'effort de pêche est accompagné d'un changement de l'abondance des différentes classe trophiques, ce qui induit une modification de la composition trophique des captures. Les hauts niveaux trophiques qui sont les plus affectés par l'exploitation tendent à devenir plus rares dans les captures, ce qui est couramment appelé le phénomène du « fishing down the marine food web » (Pauly et al, 1998).

On ce qui concerne l'évolution des captures pour différents niveaux d'effort de pêche, les niveaux trophiques 2 et 3 qui sont essentiellement constitués de zooplancton et d'invertébrés benthiques, ne sont pas ou très faiblement exploités par la pêche. Une multiplication de l'effort actuel n'aurait presque aucune incidence sur l'état des stocks, qui sont encore dans une situation proche de l'état vierge. Le niveaux trophique 3.5 également ne semble pas être affecté par une augmentation du niveau d'effort de pêche. En revanche, on constate une situation proche de la pleine exploitation pour les niveaux trophiques 4 et une situation proche de la surexploitation pour les niveaux trophiques 4.5.

On note qu'à l'exception du niveau trophique 4 et 4.5, on observe des prises supplémentaires pour l'ensemble des plus faibles niveaux trophiques avec l'augmentation de l'effort de pêche.

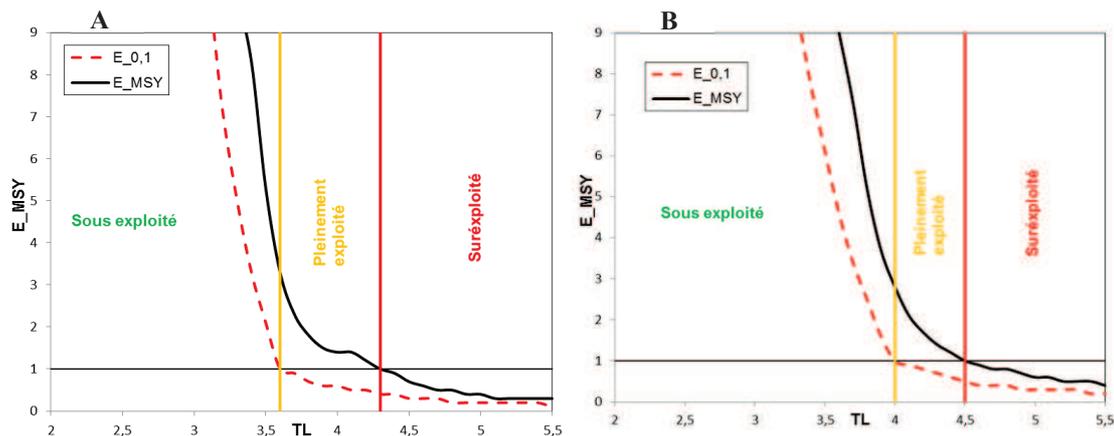


**Fig. 2.13.** Impact de la pêche sur les captures ; captures relatives (a) ; TL moyen des captures (b) ; rendements par classe trophique en fonction du multiplicateur d'effort de pêche (c) ; Spectres trophiques de capture pour les différents multiplicateurs d'effort simulés (d).

#### 4.4. Indicateurs et diagnostics 1980 et 2012

Le point de référence biologique E0.1 est conventionnellement défini en halieutique comme étant la valeur d'effort de pêche (ou ici de multiplicateur d'effort) pour laquelle la pente de la courbe des captures est égale à un dixième de la pente à l'origine. Cette valeur est utilisée pour définir le seuil de pleine exploitation, qui intervient dès lors que le multiplicateur E0.1 est inférieur à 1 (ce qui traduit une situation dans laquelle il faudrait donc diminuer l'effort actuel, pour passer en situation de sous-exploitation). En 1980 cette indicateur permet de montrer que tous les niveaux trophiques compris entre 3.6 et 4.3 peuvent être considéré

comme pleinement exploité (fig.2.14). Au delà de 4.3 l'écosystème serait surexploité. En 2012 on observe une nette amélioration de l'état de l'écosystème, avec un intervalle trophique de pleine exploitation compris entre 4 et 4.5. Ces changements sont liés à la diminution drastique de l'effort de pêche à partir des années 2000, ce qui a fait diminuer la pression de pêche sur les ressources et induit ainsi la reconstitution de certains stocks. On note qu'en moyenne les biomasses des espèces démersales se sont vues multipliées par un facteur deux en pratiquement dix ans. A titre d'exemple, le merlu a vu sa biomasse multipliée par un facteur 5 entre 2000 et 2012.

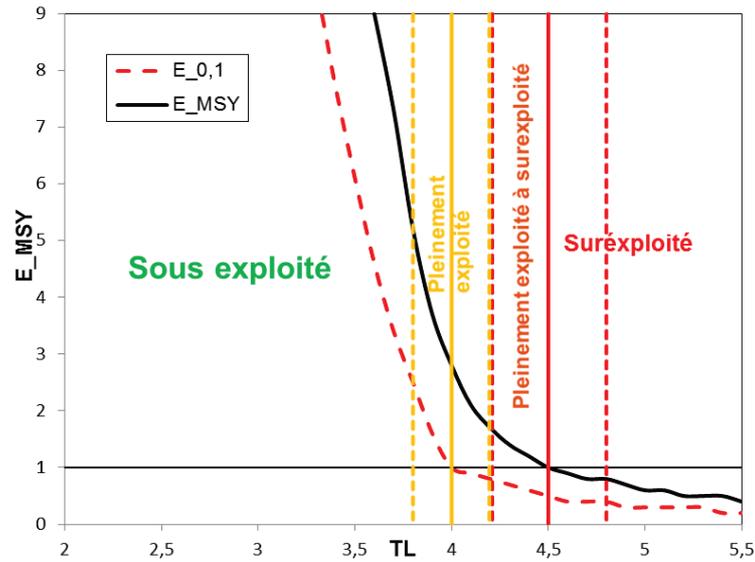


**Fig.2.14.** Indicateurs d'état des ressources par classe trophique, niveau de multiplicateur d'effort de pêche permettant d'atteindre le seuil de plein exploitation ( $E_{0.1}$ ) ou de surexploitation ( $E_{MSY}$ ) : Pour l'année 1980 (A) ; Pour l'année 2012 (B)

On peut ainsi considérer qu'à l'échelle écosystémique, les niveaux trophiques compris entre 4.3 et 4.5 ont vu leur état de santé nettement s'améliorer en 10 ans. Cet intervalle trophique inclut en particulier trois groupes exploités considérés dans le modèle qui sont le merlu, la baudroie et le merlan. Globalement ces trois groupes sont donc passés d'un état de surexploitation en 1980 à un état de pleine exploitation en 2012. En revanche, les niveaux trophiques supérieurs à 4.5 se trouvent toujours dans un état de surexploitation, dans notre modèle (avec une valeur de  $E_{MSY} < 1$ ). Le groupe des grands requins est essentiellement concerné par cette situation. Il est cependant important de signaler que ces simulations d'estimations des indicateurs écosystémiques, sont effectuées en considérant le paramètre d'accessibilité à la ressource comme étant constant (valeur de référence §tableau.2.1). Ainsi des analyses de sensibilité à ce paramètre sont effectuées pour mieux appréhender l'impact sur l'écosystème étudié.

#### 4.4. Analyse de sensibilité au paramètre de sélectivité

L'analyse de sensibilité sur l'estimation des niveaux d'exploitations  $E_{MSY}$  et  $E_{0.1}$ , nous indique que la variation du paramètre de sélectivité de référence de + ou - 20% induit de fortes variations dans l'estimation des indicateurs de pleine exploitation ou de surexploitation. En effet, pour une augmentation de 20% des valeurs de sélectivité, le niveau trophique inférieur de surexploitation (correspondant à  $E_{MSY} < 1$ ) a augmenté de 4.5 à 4.8. De même, la valeur du TL de  $E_{0.1} < 1$  augmente de 4 à 4.2 (fig.15). A l'inverse, tandis qu'une diminution de 20% induit une diminution de la limite de surexploitation TL qui passe de 4.5 à 4.2 et une diminution de limite de pleine exploitation, qui passe de 4 à 3.8.



**Fig. 2.15.** Analyse de sensibilité de l'estimation des indicateurs d'exploitation  $E_{msy}$  et  $E_{0.1}$  par la variation du paramètre de sélectivité de référence de + ou - 20%.

La corrélation constatée entre la variation du paramètre de sélectivité et les indicateurs d'impact sur l'écosystème est due au fait que l'augmentation ou la diminution du paramètre de sélectivité induit une augmentation ou une diminution respectivement de la biomasse théoriquement accessible de l'écosystème ; l'estimation du niveau actuel de mortalité par pêche ou de taux de perte par pêche s'en trouve modifiée d'autant. Ainsi, dans le cas d'une augmentation un multiplicateur de pêche plus importante est nécessaire pour impacter d'avantage l'écosystème.

En toute circonstance, la prise en compte du paramètre de sélectivité dans le diagnostic de l'état de l'écosystème s'avère donc très importante.

### III. Discussion

L'actualisation des modèles Ecopath 1980 et 2012 a nécessité un travail de synthèse des données bibliographiques et une mise en cohérence de l'ensemble des données disponibles. En plus de la combinaison des données pour les nombreux stocks évalués, dans de nombreux cas nous avons eu recours à l'extrapolation des données de biomasse sur les années manquantes des séries d'abondance, pour des espèces tels que la plie, la sole et l'anchois, et ou à des extrapolations sur la zone considérée dans notre étude, pour les stocks dont la zone d'évaluation déborde la zone du modèle. Ceci concerne principalement les stocks à large répartition, tels que le chinchard, le hareng, l'anchois, le merlu et le maquereau. Ainsi, le fait d'avoir extrapolé les données par une méthode ad-hoc (non statistique), à savoir au prorata des captures, ou au prorata des surfaces, a probablement induit des erreurs significatifs dans l'estimation des indices d'abondance. Ces erreurs que l'on ne maîtrise pas se répercutent sur l'ensemble des résultats obtenus par la suite. Il reste cependant vrai que les séries statistiques qui sont présentées ici constituent, la meilleure information disponible et une base de connaissances d'autant plus importantes, qu'elle couvre l'ensemble du système étudié et en donne une image globale.

Par ailleurs, il est important de signaler que le modèle comporte de nombreux groupes dont les données de biomasses ne sont pas disponibles (18 non disponibles sur 38 groupes). Ainsi, l'estimation de la biomasse par le modèle repose en grande partie sur la fiabilité des données introduites, notamment les ratio P/B et Q/B qui sont estimés à partir d'équations empiriques (Palomares & Pauly, 1998). La fiabilité de ces estimations dépend essentiellement de la qualité des données issues de la littérature et du choix des mortalités naturelles utilisées. Notre choix des mortalités  $M$  s'est porté sur les valeurs issues des rapports des groupes de travail d'évaluation des stocks du CIEM, qui nous semble les valeurs les plus fiables en terme de qualité d'estimation. En second lieu, notre choix s'est porté sur l'équation de Pauly et al (1980) et en dernier recours sur la méthode de Hoening (1983). Un autre élément important qui intervient dans la fiabilité des estimations des biomasses des groupes non évalués est la matrice des régimes alimentaires. Celle-ci est construite sans prendre en compte les variations spatio-temporelles des diètes des espèces considérées. Elle s'appuie sur une synthèse de travaux scientifiques concernant des écosystèmes en générale similaires mais souvent assez éloignés, et sur une période qui s'étale de 1980 à 2006.

Rappelons cependant, que les estimations de biomasse pour les groupes qui ne font pas l'objet d'une évaluation de stock, sont ajustées dans un intervalle de biomasse théorique estimé par une méthode ad-hoc de dynamique des populations. Celle-ci a servi en outre à calibrer le modèle. Ainsi, même si une incertitude demeure, nous avons forcé le modèle à estimer des valeurs qui nous semblent cohérentes.

Enfin, le problème de la variation spatiale des régimes alimentaires des groupes considérés peut se poser dans le cadre d'un problème plus large, à savoir le fait d'avoir considéré l'écosystème du Golfe de Gascogne et de la mer Celtique comme une seule unité fonctionnelle. Or les données de captures indiquent des différences significatives tant qualitativement que quantitativement entre la mer Celtique et le golfe de Gascogne. D'autre part, plusieurs approches écosystémiques des pêches menées au niveau du CIEM, sont effectuées en considérant la mer Celtique et le Golfe de Gascogne comme deux écorégions distinctes, en se basant sur des considérations biogéographiques, faunistiques et océanographiques (bathymétrie, circulation océanique et stratification) (ICES Ecoregion advice, 2014 ). Ainsi, de ce point de vue il serait préférable de construire deux modèles

distincts, ce qui permettrait de mieux mettre en relief les changements qui se sont opérés dans chaque écosystème.

La modélisation Ecosim a permis de mettre en évidence les facteurs qui régissent les évolutions observées dans notre écosystème. Nous avons constaté que la pression de pêche explique les tendances des évolutions pour certains groupes trophiques, principalement les démersaux tels que le merlan et le merlu... Jusqu'au début des années 2000, la forte pression de pêche a entraîné une forte décroissance de la biomasse. A l'inverse, la diminution drastique de l'effort de pêche ces dix dernières années, explique une grande part de l'augmentation des biomasses observées chez ces mêmes groupes. Ainsi il est très probable que ces espèces démersales, qui ont une maturité tardive et un faible turnover, voient leurs biomasses fortement régies par la pression de pêche exercée. Cette hypothèse est confirmée par de nombreux travaux relatifs aux espèces démersales (Pauly, 1979 ; Gulland & Garcia., 1984 ; Greenstreet & Hall., 1996). Pour le reste des groupes trophiques, la pêche à elle seule n'a pas permis d'expliquer de façon satisfaisante les variations d'abondance observées, ce qui montre que la variabilité observée est ici régit principalement par l'environnement, plus que par la pêche. Cependant, le forçage du modèle par une variable environnementale hydrologique n'a pas permis d'expliquer d'avantage de tendance. Ceci ne veut pas dire pour autant que les facteurs hydrologiques n'ont pas d'impacts sur l'abondance des ressources, mais que c'est d'autres facteurs ou des processus plus complexes (par exemple des phénomènes spatialisés) qui en sont particulièrement responsables. In fine, c'est le forçage par l'anomalie du recrutement qui a permis à la fois d'améliorer l'ajustement pour les groupes démersaux mais aussi de contribuer à expliquer une part des variations observées chez les espèces pélagiques, telles que le hareng, le maquereau, et dans une moindre mesure l'anchois et le chinchard. Ceci peut être expliqué par le fait que les stocks de poissons pélagiques sont connus pour présenter naturellement de fortes variations d'abondance, même en l'absence de pêche (Brunel, 2006 ; Clark & Hare, 2002), et dont le recrutement est le principal facteur qui régit ces variations d'abondance (Ricker, 1954 ; Beverton & Holt, 1957 ; Cushing, 1995 ; Sinclair, 1997). Toutefois, il faut noter que la qualité d'ajustement du modèle reste à discuter pour de nombreux groupes. En effet, pour les groupes monkfish, megrim, sardine, divers démersaux, bathy et shrimps, la mauvaise qualité de l'ajustement peut être essentiellement dûe au fait que nous avons laissé libre cours au modèle d'estimer leur tendance, car aucune des données de forçage utilisées dans ce modèle n'est disponible pour ces groupes.

L'un des résultats principal de notre étude de modélisation écosystémique est de montrer l'évolution de l'écosystème durant la période considérée. Ainsi, la comparaison entre les deux modèles Ecopath 1980 et 2012, mais aussi l'évolution prédite par le modèle Ecosim, indiquent des changements significatifs au niveau de l'écosystème du Golfe Gascogne et de la mer Celtique. On montre que notre écosystème étudié est passé par deux périodes importantes : la première de 1980 à 2000 qui correspond à un effort de pêche maintenu à des niveaux relativement élevés entraînant une diminution de la biomasse des niveaux trophiques supérieurs. Guénette & Gascuel (2012) ont mis en évidence une diminution très forte de l'abondance des principaux groupes exploités depuis les années 50 jusqu'au début des années 2000, en indiquant que cette diminution serait essentiellement dûe à un fort accroissement de l'effort de pêche. Ces auteurs montrent cependant que l'essentielle de la baisse intervient entre 1950 et la fin des années 1970, c'est-à-dire au cours d'une période qui n'est pas couverte par notre modèle. Celui-ci couvre entre 1980 et 2000 une période de relative stabilité de la pression de pêche, à un niveau élevé, et avec des biomasses qui présentent peu de contraste et/ou fluctuent pour des raisons environnementale. A l'inverse, la deuxième période du modèle, de 2000 à 2012 correspond à une diminution drastique de l'effort de pêche qui se

traduit par une augmentation de la biomasse de plusieurs groupes démersaux. Pour ces groupes, on constate une augmentation des biomasses par un facteur 2 en moyenne depuis les années 2000.

La modélisation a permis également de représenter de façon assez satisfaisant l'évolution des captures, avec une augmentation jusqu'au milieu des années 90 qui serait essentiellement liée à l'accroissement de l'effort de pêche. A partir des années 2000, les captures ont fortement diminué, en raison de la réduction de l'effort de pêche. Cependant, entre 2009 et 2012 l'effort de pêche n'a que très peu varié, alors même qu'on observe un accroissement des captures. Ceci peut correspondre à un début de reconstitution de stocks qui tendent vers une situation d'équilibre (et de captures équilibrées). En effet, la diminution de l'effort de pêche, accompagnée de conditions environnementales favorables (notamment la réussite du recrutement) s'est traduit par une augmentation des abondances pour plusieurs stocks halieutiques. En théorie, ceux-ci sont en constante évolution à la recherche d'un point d'équilibre, par le biais de mécanismes de régulation interne (changement densité-dépendant des paramètres de fécondité, croissance, longévité...).

Les simulations de l'écosystème à l'état vierge ont permis de montrer que la pêche a fait diminuer les biomasses des niveaux trophiques supérieurs. Ainsi, le modèle suggère qu'une réduction de l'effort de pêche à zéro entraînerait une augmentation des biomasses des niveaux trophiques supérieurs à 3.5 de 20% et des niveaux trophiques supérieurs à 4 de 38%. Ces résultats semblent assez surprenants, car plusieurs études ont mis en évidence des diminutions de biomasse induites par la pêche très supérieures à ces valeurs. Guénette et Gascuel indiquent par exemple que la biomasse totale des ressources exploitées dans la zone étudiée aurait été divisée par 6 entre 1950 (qui ne correspond déjà plus à une situation d'état vierge) et la fin des années 1980. Les modèles d'évaluation montrent également que même sous hypothèse (optimiste) d'un recrutement constant les diminutions de biomasse correspondant à une situation de surexploitation atteignent ou dépassent un facteur 3. Les modèles trophiques s'avèrent incapables de traduire complètement les effets de la pêche et de reconstituer a posteriori une image réaliste de l'état vierge. De ce point de vue, il faut noter que les simulations issues du modèle Ecosim n'apparaissent pas plus satisfaisantes que celles du modèle EcoTroph. Dans les deux cas, il semble que les modèles ne prennent pas en compte certains des changements de paramètres induit par l'exploitation. Dans le cas d'EcoTroph on note par exemple que le modèle repose sur une hypothèse d'efficacité trophique ( $\exp(-\mu\tau)$ ) indépendant de l'état de l'écosystème et donc de la pression de pêche.

Quant aux bas niveaux trophiques, aucun changement significatif de biomasse n'est simulé. En particulier, la biomasse des bas niveaux trophiques ne semble pas être affectée par les changements de biomasse des niveaux trophiques supérieurs. En effet, les différentes analyses de sensibilités au paramètre top-down, ont montré des réponses nulles. Ce résultat est confirmé par la modélisation Ecosim, dans la mesure où les coefficients de vulnérabilité estimés sont très proches de 1 pour les groupes de bas niveau trophique, tels que la sardine, l'anchois et les sprats... Ce qui indique que c'est plus la production primaire qui régit les variations d'abondance de ces bas niveaux trophiques. De ce fait, il semblerait que nous sommes en présence d'un écosystème avec un système de régulation dit « bottom-up ». Ce résultat n'est pas en contradiction avec la littérature. Les résultats obtenus par Lassalle et al (2011 et 2012), montrent notamment un système de control bottom-up pour l'écosystème du Golfe de Gascogne. Ce système de control bottom-up peut être expliqué par la relation qui lie l'abondance des espèces à la capacité biotique du milieu. En effet, Hunt and McKinnell (2006) signalent que la variation d'énergie disponible dans le milieu est en grande parité

responsable du control bottom-up. Par ailleurs, il est traditionnellement connu qu'il existe une forte relation entre et l'énergie disponible dans le milieu et la richesse spécifique, et que la répartition des espèces reflètent probablement la répartition de leurs proies (Gaston, 2000). On peut citer l'exemple de la région qui s'étend du sud de la Californie à l'ouest de l'Alaska où il est déterminé que 87% des variations d'abondance spatio-temporelles sont dues à un système de control bottom-up (Ware and Thomson, 2005).

Globalement, les différents diagnostics effectués montrent un état de santé de l'écosystème en nette amélioration par rapport à 1980. La biomasse des espèces démersales a pratiquement doublée, ce qui explique le diagnostic optimiste obtenu pour l'année 2012 par la routine ET-diagnosis de l'outil EcoTroph. On montre ainsi que la surexploitation des ressources par l'effort actuel n'interviendrait qu'à partir du niveau trophique 4.5. Comparativement le modèle 1980 indiquait une surexploitation des ressources dès le niveau trophique 4.3. Ce nouveau diagnostic exclu ainsi de la surexploitation les classes trophiques notamment représentées par trois groupes considérés dans le modèle : le merlu, la baudroie et le merlan. A l'inverse les classes correspondant notamment aux grands requins sont toujours dans un état de surexploitation. De façon générale, les indicateurs écosystémiques indiquent un état de pleine exploitation pour les niveaux trophique 4 à 4.5. Ce résultat est cependant à prendre avec beaucoup de prudence car les analyses de sensibilités des estimations de ces indicateurs aux paramètres de sélectivité du modèle EcoTroph, a montré des variations significatives. Ainsi, par mesure de précaution, nous retenons les valeurs les plus faibles obtenues, soit un diagnostic de pleine exploitation de l'écosystème comprise entre les niveaux trophiques 3.8 et 4.2, de pleine à surexploitation pour les niveaux trophiques compris entre 4.2 et 4.5. Au-delà de TL = 4.5 l'écosystème serait surexploité. Ces résultats sont en concordance avec les travaux d'évaluations des stocks halieutiques pour la région mer Celtique et golfe de Gascogne (tableau.3.1), qui montrent une amélioration de l'état des stocks pour plusieurs espèces (ICES, 2013). Néanmoins, pour les groupes de faible biomasse telle que la plie, une situation de surexploitation établie par le CIEM semble être masquée dans le modèle EcoTroph par les groupes sous exploités qui sont de même niveau trophique et dont les biomasses sont plus importantes. Les résultats du modèle trophique peuvent ainsi être considérés comme un diagnostic généralisé à l'échelle globale de l'écosystème.

Tableau.3.1. Comparaison des diagnostics d'évaluations des stocks (résultats CIEM) et des diagnostic EcoTroph relatifs aux classes trophiques correspondantes

N° Group	Group name	Species	Diagnostic CIEM	TL	Diagnostics EcoTroph (la présente étude)
5	Whiting	Merlangius merlangus	Pleinement exploité	4.49	Risque de surexploitation
7	Horse mackerel	Trachurus trachurus	Surexploité	3.85	Pleinement exploité
11	Herring	Clupea harengus	Sous exploité	3.45	Sous exploité
14	hake ad	Merluccius merluccius	Sous exploité	4.43	Risque de surexploitation
16	Cod	Gadus morhua	Pleinement exploité	4.22	Pleinement exploité
18	Sole	Solea solea	Sous exploité	3.21	Sous exploité
19	Plaice	Pleuronectes platessa	Surexploité	3.12	Sous exploité

Enfin il est important de signaler que la prise en compte effective des mesures de gestion halieutiques dans l'écosystème du Golfe de Gascogne et la mer Celtique, n'a débuté qu'à partir du début des années 2000. Soit 10 années, une courte période qui est probablement insuffisante pour réellement appréhender la nature des changements observés. Il serait donc intéressant de poursuivre la démarche de modélisation dans les années à venir pour déterminer de façon plus solide l'efficacité des mesures de gestion mises en œuvre et les changements écosystémiques qui en résultent.

## Conclusion

Le présent travail a permis dans un premier temps de faire une synthèse des résultats d'évaluation des stocks du CIEM considérés dans l'écosystème et ainsi de mobiliser l'ensemble des informations disponibles (Biomasse, captures, mortalités, recrutements,...). On montre ainsi que l'écosystème du golfe de Gascogne et de la mer Celtique a subi peu de changements durant les vingt premières années de modélisation (1980 – 2000), caractérisées par des niveaux de biomasses relativement faibles pour l'ensemble des espèces et des efforts de pêche qui restent constamment à des niveaux élevés. On observe cependant des changements de la composition spécifique, avec notamment le remplacement du maquereau par le chinchard. A l'inverse, les dix dernières années ont été marquées par une forte diminution de la pression de pêche exercée sur les espèces pélagiques et démersales. Cette diminution a induit une augmentation de l'abondance de plusieurs stocks exploités et particulièrement des poissons démersaux.

Par la suite, ce présent travail a permis de généraliser à l'échelle écosystémique les diagnostics établis stock par stock par les groupes d'évaluation du CIEM. Cette généralisation est réalisée par le biais de la modélisation écosystémique, en utilisant des outils tels que Ecopath with Ecosim et EcoTroph. En partant d'un modèle de structure préalablement définie par Guénette et Gascuel (2009), nous avons construit deux modèles Ecopath, pour 1980 et pour 2012, ce qui nous a permis de mettre en évidence les évolutions intervenues entre ces deux dates. Un modèle Ecosim a également été ajusté sur l'ensemble de la période 1980-2012. Les résultats montrent que la réussite du recrutement constitue l'un des principaux facteurs qui régit les évolutions des biomasses observées notamment pour les espèces de bas niveaux trophiques. Les simulations à l'état vierge ont mis en évidence une diminution de 60% de la biomasse accessible de l'écosystème par rapport à l'état vierge. Cette diminution est essentiellement due aux niveaux trophiques supérieurs qui se trouvent à de faibles niveaux de biomasses par rapport à l'état vierge, tandis que les bas niveaux trophiques semblent avoir été relativement peu impacté par la pêche ou par les changements de biomasses des grands prédateurs. Les analyses de sensibilité au paramètre Top-down ainsi que les coefficients de vulnérabilité estimés dans le modèle Ecosim, confirment que les biomasses des niveaux trophiques inférieurs sont davantage régies par la variabilité environnementale, indiquant un écosystème avec un système de contrôle dit « bottom-up ».

Le diagnostic globale basé sur les indicateurs d'état écosystémiques a permis de montrer une nette amélioration de l'état de santé de l'écosystème en 2012 par rapport à l'année 1980. On passe ainsi à un état de surexploitation au-delà du niveau trophique 4.5 et un état de pleine exploitation à surexploitation entre les niveaux trophiques 4.2 et 4.5 et à une pleine exploitation pour les niveaux trophiques compris entre 3.8 et 4.2. Cependant, il est important de rappeler que l'année 1980 ne constitue pas pour autant une année de référence car dans les eaux européennes et particulièrement dans le golfe de Gascogne et la mer Celtique, le phénomène d'accroissement de l'effort de pêche est plus ancien. Ainsi, les différents acteurs de la pêche et du monde maritime ont tendance à se familiariser à une situation où les ressources et l'écosystème sont dégradés. Cet état dégradé devient avec le temps une situation considérée comme « normale », ce qu'on appelle couramment le phénomène de « Shifting baselines » (Pauly, 1995 ; Guénette & Gascuel, 2012).

Par ailleurs, ces changements positifs interviennent après la réduction notable de l'effort de pêche. Ceci constitue une preuve de l'efficacité des mesures de gestion entreprises par les instances européennes si elles reposent sur de réels avis de scientifiques. Ainsi, à l'avenir il est plus qu'indispensable de passer d'une gestion des pêches qui jusqu'à présent consiste dans l'évaluation de quelques stocks exploités à une gestion plus généralisée qui reflète de façon globale l'état de santé de l'écosystème.

## Bibliographie

Ainsworth, C.H., Ferriss, B., Leblond, E., Guénette, S., 2001. The Bay of Biscay, France: 1998 and 1970 models. *Fisheries Impacts on North Atlantic Ecosystems: Models And Analyses*. The Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, Canada, pp. 271–313.

ALLEN K. R. (1971). Relation between production and biomass. *Journal Fisheries Research Board of Canada* 28 (10) : 1573-1581.

Barthe, X. & Castaing, P., 1989. Etude théorique de l'action des courants de marée et deshoules sur les sédiments du plateau continental du Golfe de Gascogne, *Oceanologica Acta* 12, 325-334.

Beverton, R. J. H. and SJ Holt. 1957. *On the dynamics of exploited fish populations*. UK Ministry of Agriculture and Fisheries Investigations (Ser 2), 19.

Brunel T. (2006) Analyse des déterminants environnementaux de la variabilité du recrutement approche macroécologique appliquée aux populations exploitées du nord est atlantique.

Christensen, V., & Pauly, D. (1992). ECOPATH II—a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological modelling*, 61(3), 169-185.

Christensen, V., & Pauly, D. (Eds.). (1993). *Trophic models of aquatic ecosystems* (No. 26). WorldFish.

Christensen, V., Walters, C. J., & Pauly, D. (2005). *Ecopath with Ecosim: a user's guide*. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, 154.

Christensen, V., & Walters, C. J. (2004). *Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations*. *Ecological modelling*, 172(2), 109-139.

Clark W. G. & Hare S. R. (2002) Effects of Climate and Stock Size on Recruitment and Growth of Pacific Halibut. *North American Journal of Fisheries Management* 22: 852–862

Colléter, M., Guitton, J., & Gascuel, D. (2013). An Introduction to the EcoTroph R Package: Analyzing Aquatic Ecosystem Trophic Networks. *R JOURNAL*, 5(1), 98-107.

Cushing D. H. (1995) *Population Production and Regulation in the Sea: A Fisheries Perspective*. Cambridge University Press.

Froese, R., & Pauly, D. (2013). *FishBase, 2013*. World Wide Web electronic publication. Available at: <http://www.fishbase.org> (accessed on 11 April 2013).

Gasche, L., Gascuel, D., Shannon, L., & Shin, Y. J. (2012). Global assessment of the fishing impacts on the Southern Benguela ecosystem using an EcoTroph modelling approach. *Journal of Marine Systems*, 90(1), 1-12.

Gascuel, D., Guénette, S., & Pauly, D. (2011). The trophic-level-based ecosystem modelling approach: theoretical overview and practical uses. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 68(7), 1403-1416.

Gascuel, D., & Pauly, D. (2009). EcoTroph: modelling marine ecosystem functioning and impact of fishing. *Ecological Modelling*, 220(21), 2885-2898.

Gascuel, D. (2005). The trophic-level based model: a theoretical approach of fishing effects on marine ecosystems. *Ecological modelling*, 189(3), 315-332.

Gascuel, D., Guénette, S., Diallo, I., & Sidibé, A. (2009). Impact de la pêche sur l'écosystème marin de Guinée-modélisation EwE 1985/2005.

Gascuel, D., Tremblay-Boyer L. et Pauly D. (2009). EcoTroph : a trophic-level based software for assessing the impact of fishing on aquatic ecosystems. Vancouver (CA) : Fisheries Centre, University of British Columbia. 79p.

Gascuel D.2009. (Support de cours en ligne ENVAM). Dynamique des populations et gestion des stocks halieutiques.

Gaston, K.J., 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature* 405, 220–227.

Glémarec, M., (1973). The benthic communities of the European North Atlantic continental shelf. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 11. 263-289

Greenstreet, S. P. R., and Hall, S. J. 1996. Fishing and the ground-fish assemblage structure in the North-western North Sea: an analysis of long-term and spatial trends. *Journal of Animal Ecology*, 65: 577 –598.

Gohin, F., Lampert, L., Guillaud, J.F., Herbland, A., Nézan, E., 2002. Satellite and in situ observations of a late winter phytoplankton bloom in the northern Bay of Biscay.

Guénette, S., & Gascuel, D. (2009). Considering both fishing and climate in a model of the Celtic Sea and the Bay of Biscay: what do we learn. In Annual Science Conference. ICES Document CM.

Guénette, S., & Gascuel, D. (2012). Shifting baselines in European fisheries: the case of the Celtic Sea and Bay of Biscay. *Ocean & Coastal Management*, 70, 10-21.

Gulland, J. A., and Garcia, S. 1984. Observed patterns in multispecies fisheries. In *Exploitation of Marine Communities*, pp. 155 – 190. Ed. by R. M. May. Springer-Verlag, Berlin. 366 pp.

HOENIG J. (1983). Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. *Fisheries Bulletin* 81 : 898-903.

Huret, M., Sourisseau, M., Petitgas, P., Struski, C., Léger, F., & Lazure, P. (2013). A multi-decadal hindcast of a physical–biogeochemical model and derived oceanographic indices in the Bay of Biscay. *Journal of Marine Systems*, 109, S77-S94.

Kenny, A. J. 2012. Analysis of long-term trends in selected environmental indicators associated with the descriptors of the MSFD.

Koutsikopoulos, C., Beillois, P., Leroy, C., Taille fer, F., 1998 : Temporal trends and spatial structures of the sea surface temperature in the Bay of Biscay. *Oceanol. Acta* 21(2), 335-344.

Lassalle, G., Pasqual, J. S. N., Boët, P., Rochet, M. J., Trenkel, V. M., & Niquil, N. (2014). Combining quantitative and qualitative models to identify functional groups for monitoring changes in the Bay of Biscay continental shelf exploited foodweb. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 71(1), 105-117.

Lassalle, G., Lobry, J., Le Loc'h, F., Bustamante, P., Certain, G., Delmas, D., ... & Niquil, N. (2011). Lower trophic levels and detrital biomass control the Bay of Biscay continental shelf food web: implications for ecosystem management. *Progress in Oceanography*, 91(4), 561-575.

Lassalle, G., Gascuel, D., Le Loc'h, F., Lobry, J., Pierce, G. J., Ridoux, V., ... & Niquil, N. (2012). An ecosystem approach for the assessment of fisheries impacts on marine top predators: the Bay of Biscay case study. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 69(6), 925-938.

Palomares M. & Pauly D. (1998). Predicting food consumption of fish populations as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity. *Marine and Fisheries Research* 49 : 447-453.

Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., & Torres, F. (1998). Fishing down marine food webs. *Science*, 279(5352), 860-863.

Pauly, D., Christensen, V., & Walters, C. (2000). Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 57(3), 697-706.

Pauly, D. 1979. Theory and management of tropical multi- species stocks: a review, with emphasis on the Southeast Asian demersal fisheries. *ICLARM Studies and Reviews*. International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila, No. 1. 35 pp.

Pauly, D., & Moreau, J. (1997). *Méthode pour l'évaluation des ressources halieutiques*. Cépaduès-Éditions.

Pauly, D. (1980). On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *Journal du Conseil*, 39(2), 175-192.

Pingree, R.D., & Le Cann, B., (1989). Celtic and Armorican shelf and slope residual currents. *Progress in Oceanography*, 23, 303-338.

Polovina, J. J. (1984). Model of a coral reef ecosystem. *Coral reefs*, 3(1), 1-11.

Reynaud, J.Y., Tessier B., Proust J.N., Dalrymple, B., Marsset T., Bourillet J.F., Lericolais G., De Batist M., (1999a). Eustatic and hydrodynamic controls on the architecture of a deep shelf sand bank (Celtic Sea). *Sedimentology*, 46, 703-72

Reynaud, J.Y., Tessier B., Proust J.N., Dalrymple, B., Bourillet J.F., De Batist M., G. Lericolais, Berné S., Marsset T., (1999b). Architecture and sequence stratigraphy of a late

Neogene incised valley at the shelf margin, Southern Celtic Sea. *J. Sedim Res.*, 69 (2),351-364.

Ricker W. E. (1954) Stock and Recruitment. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 11: 559–623

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.

Shin, Y. J., & Cury, P. (2001). Exploring fish community dynamics through size-dependent trophic interactions using a spatialized individual-based model. *Aquatic Living Resources*, 14(02), 65-80.

Sinclair M. (1997) Recruitment in fish populations : the paradigm shift generated by ICES Committee A. In: *Early Life History and Recruitment in Fish Populations*, p. 638. Springer.

Stenseth, N.C., Llope, M., Anadón, R., Ciannelli, L., Chan, K.S., Hjermann, D.O., Bagøien, E., Ottersen, G., 2006. Seasonal plankton dynamics along a cross-shelf gradient. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 273, 2831–2838.

Walters, C., Christensen, V., & Pauly, D. (1997). Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Reviews in fish biology and fisheries*, 7(2), 139-172.

Walters, C., Pauly, D., Christensen, V., & Kitchell, J. F. (2000). Representing density dependent consequences of life history strategies in aquatic ecosystems: EcoSim II. *Ecosystems*, 3(1), 70-83.

Ware, D.M., Thomson, R.E., 2005. Bottom-up ecosystem trophic dynamics determine fish production in the northeast Pacific. *Science*, 308.

## Annexe 1 : Groupes fonctionnels du modèle Ecopath et paramètres utilisés pour la construction de ces groupes

Numero	Group	Famille	Nom scientifique	Common na	Habitat	TL	a	b M (fishbase)	k (fishbase)	Linf (cm)	
3	Sharks L	Ginglymostoridae	Ginglymostoma cirratum	Nurse shark	reef-associat	3,83	0,0135	2,892	0,09	no k	432,1
3	Sharks L	Carcharhinidae	Prionace glauca	Blue Shark	pelagic	4,24	0,0039	3,41	0,18	0,16	343,0
3	Sharks L	Lamnidae	Carcharodon carcharias	Great white s	pelagic	4,53	0,0083	3,14	0,07	0,06	764,0
3	Sharks L	Scyliorhinidae	Scyliorhinus stellaris	Nursehound	reef-associat	4,03	no a	no b		no k	165,3
3	Sharks L	Triakidae	Galeorhinus galeus	Tope shark	benthopelagic	4,2	0,0109	2,83	0,12	0,08	216,0
3	Sharks L	Alopiidae	Alopias vulpinus	Thintail thres	pelagic	4,5	0,0188	2,519	0,11	0,1	651,0
3	Sharks L	Lamnidae	Lamna nasus	Porbeagle	pelagic	4,5	0,114	2,509	0,13	0,12	280,0
3	Sharks L	Lamnidae	Isurus oxyrinchus	Shortfin mak	pelagic- ocea	4,5					
3	Sharks L	Alopiidae	Alopias vulpinus	Thresher sha	pelagic ocea	4,5					
4	sharks/rays	Centrophoridae	Deania calcea	Birdbeak dog	bathydemersal	4,22					
4	sharks/rays	Centrophoridae	Centrophorus granulosus	Gulper shark	bathydemersal	4,13	no L/W	no L/W	0,18	no k	163,3
4	sharks/rays	Centrophoridae	Centrophorus squamosus	Chlamydose	bathydemersal	4,22	no L/W	no L/W	0,18	no k	163,3
4	sharks/rays	Dalatiidae	Centroscyllium fabricii	Black dogfish	bathydemersal	3,9	0,0009	3,42	0,28	no k	86,6
4	sharks/rays	Dalatiidae	Centroscymnus coelolepis	Portuguese d	bathydemersal	4,35	0,0043	3,12	0,22	no k	123,1
4	sharks/rays	Dalatiidae	Centroscymnus crepidater	Longnose vel	bathydemersal	4,16	0,0024	3,25	0,21	no k	133,1
4	sharks/rays	Etmopteridae	Etmopterus pusillus	Smooth lanter	benthopelagic	4,22					
4	sharks/rays	Etmopteridae	Etmopterus princeps	Great lantern	bathydemersal	4,17					
4	sharks/rays	Scyliorhinidae	Apristus laurussonii	Iceland catsh	bathydemersal						
4	sharks/rays	Scyliorhinidae	Apristurus melanoasper	Black roughs	bathypelagic	3,75					
4	sharks/rays	Scyliorhinidae	Scyliorhinus canicula	Small-spotted	demersal	3,69	0,0036	2,779	0,22	0,13	102,8
4	sharks/rays	Somniosidae	Scymnodon ringens	Knifetooth do	bathypelagic	3,88					
4	sharks/rays	Squalidae	Squalus acanthias	Piked (=Spin	benthopelagic	4,3	0,0058	2,89	0,07	0,04	129,0
4	sharks/rays	Triakidae	Mustelus asterias	Starry smoot	demersal	3,71					
4	sharks/rays	Triakidae	Mustelus mustelus	Smooth-houn	demersal	3,83					
4	sharks/rays	Myliobatidae	Myliobatis aquila	Common eag	benthopelagic	3,61					
4	sharks/rays	Rajidae	Leucoraja naevus	Cuckoo ray	demersal	3,94	0,0024	3,233	0,19	0,21	71,4
4	sharks/rays	Rajidae	Raja microocellata	Small-eyed ra	demersal	3,89					
4	sharks/rays	Rajidae	Raja montagui	Spotted Ray	Demersal	3,67	0,002	3,311		0,19	68,7
4	sharks/rays	Rajidae	Raja undulata	Undulate ray	demersal	3,5					
4	sharks/rays	Rajidae	Amblyraja radiata	Thorny skate	demersal	4,02	0,0409	2,896	0,29	0,23	66,0
4	sharks/rays	Rajidae	Raja clavata	Thornback ra	Demersal	3,76	0,0032	3,201		0,21	85,6
4	sharks/rays	Rajidae	Leucoraja fullonica	Shagreen ray	bathydemersal	3,5	no a	no b	0,21	no K	102,8
4	sharks/rays	Rajidae	Leucoraja circularis	Sandy ray		3,5					
4	sharks/rays	Rajidae	Raja oxyrinchus	Longnosed s	bathydemersal		no a	no b	0,19	no K	153,3
4	sharks/rays	Rajidae	Bathyrāja pallida	Pale ray	bathydemersal	3,6	no L/W	no L/W	0,18	no k	163,3
4	sharks/rays	Rajidae	Bathyrāja richardsoni	Richardson's	bathydemersal	4,02	no L/W	no L/W	0,17	no k	178,4
4	sharks/rays	Rajidae	Dipturus batis	Blue Skate	Demersal	3,96	0,0108	3,079		0,057	254
4	sharks/rays	Dasyatidae	Dasyatis pastinaca	Common stin	demersal	4,05					
4	sharks/rays	Rajidae	Raja batis								
5	Whiting	Gadidae	Merlangius merlangus	Whiting	benthopelagic	4,37	0,0034	3,258	0,41	0,25	49,2
6	Mackerel	Scombridae	Scomber scombrus	Atlantic mack	pelagic	3,65	0,0053	3,084	0,82	0,47	37,0
7	Horse macke	Carangidae	Trachurus trachurus	Atlantic Hors	pelagic	3,64	0,0072	3,033	0,24	0,13	45,3
8	Anchovy	Engraulidae	Engraulis encrasicolus	European an	pelagic	3,11	0,0042	0,9587	0,58	0,32	24,6
11	Herring	Clupeidae	Clupea harengus	Herring	pelagic	3,23	0,004	3,22	0,48	0,33	35,3
9	Sardine	Clupeidae	Sardina pilchardus	European pilc	pelagic	3,05	0,0059	3,077	0,82	0,49	21,6
10	Sprat	Clupeidae	Sprattus sprattus	European spr	pelagic	3	0,0022	3,475	1,1	0,7	13,0
12	Pelagic M	Osmeridae	Osmerus eperlanus	European sm	pelagic	3	0,0042	3,163	0,42	0,26	32,4
12	Pelagic M	Exocoetidae	Cheilopogon heterurus	Mediterranean	pelagic	3,4	no L/W	no L/W	0,48	no k	41,7
12	Pelagic M	Scomberesocidae	Scomberesox saurus	saury (import	pelagic	3,64	0,0015	3,193	0,47	no k	52,0
12	Pelagic M	Atherinidae	Atherina presbyter	Sand smelt	pelagic	3,67	0,0069	3	1,16	0,7	15,4
12	Pelagic M		Spondylisoma cantharus	black seabrea	benthopelagic	3,29	0,0089	3,174	0,43	0,3	66,1
12	Pelagic M	Sparidae	Pagellus bogaraveo	Blackspot se	benthopelagic	3,73	0,007	3,209	0,18	0,09	61,2
12	Pelagic M	Clupeidae	Alosa alosa	Allis shad	pelagic	3,62	0,0049	3,203	0,39	0,27	75,4
12	Pelagic M	Carangidae	Selar crumenophthalmus	big eye	recifal	3,9	0,0074	3,29	no M	no k	62,2
13	Pelagic L	Belontiidae	Belone belone	Garfish (Garp	pelagic	4,21	0,0038	2,87	no M	no k	92,7
13	Pelagic L	Scombridae	Sarda sarda	Atlantic bonit	pelagic	4,5	0,0051	3,18	0,81	0,69	64,0
13	Pelagic L	Sebastidae	Sebastes marinus	ocean perch	pelagic	4,1	no a	no b	0,13	0,06	73,2
13	Pelagic L	Pomatomidae	Pomatomus saltatrix	bluefish	m p	4,5	0,0131	2,93	0,32	0,18	126,7
14	Hake	Merlucciidae	Merluccius merluccius	European hak	Demersal	4,42	0,0051	3,074		0,184	105
16	Cod	Gadidae	Gadus morhua	Atlantic cod	benthopelagic	4,42	0,0084	3,053	0,1	0,219	126,0
18	Sole	Soleidae	Solea solea	Common sol	pelagic	3,13	0,0048	3,175	0,28	0,16	53,8
19	Plaice	Pleuronectidae	Pleuronectes platessa	European pla	demersal	3,26	0,0053	3,225	0,12	0,06	81,6

20	Demersal L	Moronidae	Dicentrarchus labrax	European sea	Demersal	3,79	0,0123	2,955			0,059	110,44
20	Haddock	Gadidae	Melanogrammus aeglefinus	Haddock	Demersal	3,6	0,132	2,901			0,19	68
20	Demersal L	Sciaenidae	Argyrosomus regius	Meagre	benthopelagic	4,29	0,0083	3,059	0,13		0,09	210,0
20	Demersal L	Carangidae	Seriola dumerilii	Greater amber	reef-associate	4,5	0,0221	2,94	0,3		0,25	158,1
20	Demersal L	Lotidae	Molva molva	Ling	Demersal	4,25	0,001	3,436			0,17	132
20	Demersal L	Lotidae	Molva dypterygia	Blue ling	Demersal	4,5	0,0019	3,149			0,157	113
20	Demersal L	Muraenidae	Muraena helena	Mediterranean	reef-associate	4,18	no a	no b	0,19		no k	153,3
20	Demersal L	Gadidae	Pollachius pollachius	Pollack	benthopelagic	4,15	0,0041	3,21	0,21		no k	133,1
20	Demersal L	Anarhichadidae	Anarhichas lupus	Wolfish	demersal	3,4	0,0033	3,249	0,08		0,04	167,0
20	Demersal L	Gadidae	Pollachius virens	Saithe	Demersal	4,38	0,0104	2,972			0,07	177
20	Demersal L	Sparidae	Sparus auratus	Gilthead sea	demersal	3,26	0,0104	3,079	0,41		0,27	57,7
20	Demersal L	Sparidae	Pagrus pagrus	Common sea	m/l p	3,65	0,0116	2,866			0,14	64,5
20	Demersal L	Phycidae	Phycis blennoides	Greater forkb	benthopelagic	3,73	0,0012	3,316	0,29		0,17	57,7
20	Demersal L	Phycidae	Phycis phycis	Forkbeard	benthopelagic	4,26	0,0049	3,169	0,31		0,19	65,3
20	Demersal L	Lotidae	Brosme brosme	Tusk (=Cusk)	demersal	4,2	no L/W	no L/W	0,22		0,13	84,3
20	Demersal L	Scophthalmidae	Scophthalmus maximus	Turbot	demersal	3	0,0105	3,168	0,25		0,15	70,0
20	Demersal L	Scophthalmidae	Scophthalmus rhombus	Brill	Demersal	3,79	0,0063	3,229			0,5	38,4
20	Demersal L	Zeidae	Zeus faber	John dory	benthopelagic	4,5	0,0211	2,931	0,25		0,15	69,3
20	Demersal L	Congridae	Conger conger	European con	demersal	4,29	0,0002	3,509	0,11		0,07	229,0
21	Pouts	Gadidae	Trisopterus minutus	poor cod	benthopelagic	3,83	0,0086	2,98	0,33		0,18	33,5
21	Pouts	Gadidae	Trisopterus luscus	pouting	benthopelagic	3,73	0,0075	3,15	0,73		0,59	41
21	Pouts	Gadidae	Trisopterus esmarkii	Norway pout	benthopelagic	3,24	0,0066	3	0,54		0,36	27,2
22	Blue whiting	Gadidae	Micromesistius poutassou	Blue whiting	benthopelagic	3,6	0,0038	3,082	0,34		0,18	44,5
23	Demersal M	Sparidae	Pagellus erythrinus	Common pan	benthopelagic	3,4	0,168	3,06	0,25		0,12	50,6
23	Demersal M	Labridae	Labrus bergylta	Ballan wrasse	reef-associate	3,07	0,0145	3	0,21		0,11	57,8
23	Demersal M	Mugilidae	Chelon labrosus	Thicklip grey	demersal	2,59	0,0207	2,98	0,22		0,12	70,3
23	Demersal M	Soleidae	Dicologlossa cuneata	Wedge sole	pelagic	3,3	0,0066	3,001	0,77		0,47	24,7
23	Demersal M	Pleuronectidae	Microstomus kitt	Lemon sole	Demersal	3,25			0,4		0,42	37
23	Demersal M	Pleuronectidae	Platichthys flesus	European flou	Demersal	3,19	0,0093	3,066			0,44	38
23	Demersal M	Pleuronectidae	Limanda limanda	Dab	Demersal	3,3	0,0085	3,091	1,09		0,604	22
23	Demersal M	Pleuronectidae	Glyptocephalus cynoglossus	Witch Flound	Demersal	3,14	0,0017	3,39			0,312	30,9
23	Demersal M	Soleidae	Pegusa lascaris	Sand sole	pelagic	3,2	0,0069	3,117	no M		0,18	41,7
23	Demersal M	Trachinidae	Trachinus draco	Greater weew	Demersal	4,18	0,0093	2,874				39,9
23	Demersal M	Macrouridae	Nezumia bairdi	Common Atl	benthopelagic	3	no L/W	no L/W	0,55		no k	41,7
23	Demersal M	Macrouridae	Caelorinchus caelorhincus	Hollowsnout	benthopelagic	2,75	no L/W	no L/W	0,48		no k	41,7
23	Demersal M	Sparidae	Pagellus acarne	Axillary seab	benthopelagic	3,48	0,0086	3,131	0,48		0,27	30,0
23	Demersal M	Phycidae	Phycis chesteri	longfin hake	benthopelagic							
23	Demersal M	Triglidae	Chelidonichthys lucerna	Tub gurnard	demersal	3,65	0,0049	3,202	0,5		0,33	48,4
23	Demersal M	Triglidae	Aspitrigla cuculus	Red gurnard	demersal	3,85	0,0021	3,441	0,74		0,51	37,1
23	Demersal M	Triglidae	Eutrigla gurnardus	Grey gurnard	demersal	3,57	0,0054	3,13	1,07		0,85	38,0
23	Demersal M	Caproidae	Capros aper	Boarfish	demersal	3,14	0,0282	2,81	fb		no k	31,5
23	Demersal M	Mullidae	Mullus surmuletus	Striped Red M	Demersal	3,42	0,0044	3,351			0,53	28,5
23	Demersal M	Triglidae	Chelidonichthys lastoviza	Streaked gurn	demersal	none	0,0128	2,963	0,89		0,65	36,9
23	Demersal M	Scophthalmidae	Lepidorhombus boscii	fourspotted m	demersal	3,69	0,0046	3,09	0,25		0,14	44,0
23	Demersal M	Carangidae	Caranx ruber	bar jack	m reef	4,4	0,0043	3,237	0,33		0,14	70,0
23	Demersal M	Priacanthidae	Priacanthus arenatus	Atlantic	m reef	4,2	0,0119	3,039	fb		no k	42,5
23	Demersal M	Sparidae	Diplodus sargus cadenati	Moroccan wh	reef-associate	3,04	no a	no b	no M		no k	46,9
23	Demersal M	Cepolidae	Cepola macrophthalmia	Red bandfish	demersal	3,13	0,0128	2,169	0,33		0,21	67,6
23	Demersal M	Callionymidae	Callionymus lyra	Dragonet	demersal	3,27	0,014	2,709	0,75		0,43	25,0
23	Demersal M	Sparidae	Lithognathus mormyrus	Sand steenbr	Demersal							
23	Demersal M	Sparidae	Boops boops	Bogue	demersal	2,97	no L/W	no L/W	0,33		0,17	33,9
23	Demersal M	Callanthiidae	Callanthias ruber	Parrot seaper	demersal	3,8	no L/W	no L/W	0,36		no k	62,2
23	Demersal M	Triglidae	Chelidonichthys obscurus	Longfin gurna	demersal	3,44	no L/W	no L/W			no k	
24	Demersal S	Caproidae	Antigonia capros	Deepbody bo	demersal	4,05	0,0392	2,95	0,58		no k	32,0
24	Demersal S	Soleidae	Buglossidium luteum	Solenette	demersal	3,31	0,0055	3,267			0,28	15,8
24	Demersal S	Gobiesocidae	Apletodon dentatus	Small-headed	demersal	3,12	no L/W	no L/W			no k	
24	Demersal S	Gobiidae	Lesueurigobius friesii	gobies	s d	3,15	0,0026	3,515			0,44	12,7
24	Demersal S	Ammodytidae	Ammodytes marinus	Lesser sande	benthopelagic	2,71	0,0031	3	0,72		0,4	20,0
24	Demersal S	Agonidae	Agonus cataphractus	Hooknose	demersal	3,43	0,0196	2,614	0,88		0,48	15,0
24	Demersal S	Bothidae	Arnoglossus imperialis	Imperial scald	demersal	3,84	0,0045	3,17	0,67		no k	26,3
24	Demersal S	Pomacentridae	Chromis chromis	damselfish	reef-associate	3,04	0,0383	2,415	0,67		no k	26,3
24	Demersal S	Blenniidae	Blennius ocellaris	Butterfly blen	demersal	3,49	0,0168	2,91	0,78		no k	21,1
24	Demersal S	Labridae	Ctenolabrus rupestris	Goldsinny-wr	reef-associate	3,4	0,0123	3	0,63		0,31	16,1
24	Demersal S	Bothidae	Arnoglossus laterna	Scaldfish	demersal	3,59	0,0025	3,45			0,57	15,8
24	Demersal S	Haemulidae	Haemulon aurolineatum	Tomtate grun	s reef	3,2	0,0086	3,09	0,53		0,21	32,5
24	Demersal S	Mullidae	Mullus barbatus	Red mullet	demersal	3,15	0,0088	3,1	0,54		0,27	21,5
24	Demersal S	Gadidae	Gadiculus argenteus	silvery cod	s p	3,51	0,0023	3,499	0,82		0,5	16,2
24	Demersal S	Callionymidae	Callionymus reticulatus	Reticulated d	demersal	3,28	no L/W	no L/W	1,19		no k	11,7
24	Demersal S	Labridae	Centrolabrus exoletus	Rock cook	reef-associate	3,5	0,0033	3,31	1,19		0,69	13,2
24	Demersal S	Callionymidae	Callionymus maculatus	none	demersal	3,25	0,0156	2,49	0,92		no k	16,9
24	Demersal S	Apogonidae	Apogon imberbis	Cardinal fish	demersal	3,92	no L/W	no L/W	1,42		0,91	15,0
24	Demersal S	Gobiidae	Buenaia jeffreysii	Jeffrey's goby	reef-associate	3,62	no L/W	no L/W	1,82		no k	6,5
24	Demersal S	Ammodytidae	Ammodytes tobianus	Small sande	demersal	3,11	0,0015	3,169	1,1		0,71	19,7
24	Demersal S	Gobiidae	Aphia minuta	Transparent g	demersal	3,1	0,0007	3,55	3,58		2,21	5,4

25	Monkfish	Lophiidae	Lophius piscatorius	Angler fish	bathydemersal	4,45	0,0255	2,846	0,2	0,13	131,0
25	Monkfish		Lophius budegassa	Black-bellied deep		4,48	0,0111	3	0,18	0,1	84,8
26	Bathy L	Chimaeridae	Chimaera monstrosa	Rabbit fish	bathydemersal	3,5	no L/W	no L/W	0,22	no k	123,1
26	Bathy L	Bramidae	Brama brama	Atlantic pomf	bathypelagic	4,08	0,0011	3,609	0,25	no k	102,8
26	Bathy L	Anotopteridae	Anotopterus pharao	Daggertooth	bathypelagic	4,34	no L/W	no L/W	0,19	no k	149,3
26	Bathy L	Berycidae	Beryx decadactylus	Alfonsino	demersal	4,13	no L/W	no L/W	0,25	no k	102,8
26	Bathy L	Berycidae	Beryx splendens	Splendid alfor	benthopelagic						
26	Bathy L	Trichiuridae	Aphanopus carbo	Black scabba	benthopelagic	4,5	0,0002	3,452	0,31	0,25	139,0
26	Bathy L	Trichiridae	Lepidopus caudatus	Silver scabba	benthopelagic	3,85	0,0003	3,19	0,12	0,06	95,0
26	Bathy L	Macrouridae	Odontomacrus murrayi	Roundhead grenadier	bathypelagic	none	no L/W	no L/W	0,26	no k	66,3
26	Bathy L	Macrouridae	Coryphaenoides rupestris	Roundnose g	bathypelagic	3,54	0,0732	2,587	0,14	0,08	105,0
26	Bathy L	Macrouridae	Macrourus berglax	Roughhead g	bathypelagic	4,5					
27	Megrim	Scophthalmidae	Lepidorhombus whiffiagonis	Megrim	bathydemersal	4,24	0,0029	3,26	0,24	0,13	59,4

## Annexe 2 : tableau présentant le calcul des mortalités et les rapports P/B et Q/B

n°	Groupes	Pauly log	M Hoenig	M ICES	M choisi	mult de M	F L/B	F choisi	PB	Q/B Pauly
1	Baleen whales								0,035	4,77
2	Toothed whales								0,135	12,00
3	Sharks L	0,09	0,18		0,09	1	-	0,09	0,18	2,27
4	sharks/rays	0,17	0,23		0,17	1	-	0,17	0,35	3,80
5	Whiting	0,29	0,22	0,20	0,20		0,171	0,17	0,37	5,71
6	Mackerel	0,50	0,37	0,15	0,15		0,251	0,25	0,48	6,88
7	Horse mackerel	0,18	0,24	0,15	0,24		0,136	0,14	0,43	6,08
8	Anchovy	0,42	0,87	1,20	1,20	0,5	0,064	0,06	1,26	27,74
9	Sardine	0,39	0,73		0,73	0,5	0,181	0,18	0,91	8,96
10	Sprat	0,88	0,73		0,73			0,30	1,03	11,59
11	Herring	0,74	0,73	0,52	0,52		0,073	0,07	0,59	6,81
12	Pelagic M	0,40	0,49		0,49	0,5	-	0,24	0,73	6,37
13	Pelagic L	0,29	0,48		0,29	0,5	-	0,14	0,43	4,59
14	Hake	0,19	0,37	0,40	0,40		0,245	0,24	0,645	4,07
15	Hake juv				0,80			0,03	0,829	
15	Cod	0,21	0,18	0,21	0,21		0,311	0,31	0,52	3,46
16	Cod juv			0,51	0,51		0,048	0,05	0,56	
17	Sole	0,21	0,17	0,10	0,17		0,243	0,24	0,60	5,42
18	Plaice	0,09	0,15	0,12	0,12		0,254	0,25	0,65	4,12
19	Demersal L	0,19	0,30		0,20	0,5		0,100	0,300	3,96
20	Pouts	0,43	0,94		0,94	0,2	-	0,19	1,13	
21	Blue whiting	0,24	0,22		0,28	0,2	-	0,06	0,34	
22	Demersal M	0,40	0,32		0,32	0,5		0,16	0,47	6,34
23	Demersal S	0,73	0,96		0,73	0,5		0,36	1,09	10,24
24	Monkfish	0,14	0,19		0,15	1	-	0,15	0,30	3,15
25	Bathy L	0,14	0,24		0,14				0,14	4,06
26	Megrin	0,17	0,30		0,20	1	-	0,20	0,40	5,28
27	Bathy M	0,47	0,19		0,71	1		0,71	1,42	6,28
28	Bathy S	0,91	2,83		1,87				1,87	12,85
29	Cephalopods				2,83	0,1		0,28	3,12	
30	Lobster/ crabs				0,40	2	-	0,80	1,20	
31	Shrimps/crabs				1,45	0,1		0,15	1,60	
32	Benthos				2,00	0,05		0,10	2,10	
33	Zooplankton L								4,3	
34	Zooplankton S								20	
35	Phytoplankton								100	
36	Benthic producers					0,98		0,17	1,15	

### Annexe 3 : Matrice des régimes alimentaires pour le modèle Gascogne-Celtique

Modèle 2012	Baleen whale	Toothed whal	Sharks L	sharks/rays	Whiting	Mackerel	Horse macke	Anchovy	Sardine
Baleen whale	0	0	0,02085792	0	0	0	0	0	0
Toothed wh	0	0	0,02085792	0	0	0	0	0	0
Sharks L	0	0,00559254	0,02049782	0	0	0	0	0	0
sharks/rays	0	0,00559254	0,04390411	0,00024986	0	0	0	0	0
Whiting	0	0,0131535	0,00688339	0,00892554	0	0	0,11806297	0	0
Mackerel	0,0200004	0,01835051	0,04220058	0,00742352	0,0347537	0	0	0	0
Horse macke	0	0,02143193	0,03729772	0,0036194	0,15059938	0	0,02111126	0	0
Anchovy	0,0300006	0,01039403	0,00933482	0,0011208	0	0,05	0,02868196	0	0
Sardine	0	0,05100431	0,0056646	0,00941675	0,03752392	0,05	0,02429073	0	0
Sprat	0	0,0168328	0,0056646	0,00856722	0,10501662	0,05	0,02695882	0	0
Herring	0,14200284	0,03679301	0,00094179	0,00888847	0,00402941	0,05	0,03646389	0	0
Pelagic M	0,050001	0,04704906	0,03486707	0,00484728	0	0	0,02251201	0	0
Pelagic L	0	0,02042012	0,05065593	0,00079955	0	0	0	0	0
Hake	0	0	0,02445889	0,00495722	0	0	0	0	0
Hake juv	0	0,03762085	0,02418189	0,00975287	0	0	0,00810432	0	0
Cod	0	0,005243	0,00119109	0,0025448	0	0	0	0	0
Cod juv	0	0,02823864	0,00182818	0,00396625	0,00735368	0,01	0,04102188	0	0
Sole	0	0,00543157	0	0,01350743	0,00735368	0	0	0	0
Plaice	0	0,00064848	0	0,01420395	0,00125919	0	0	0	0
Demersal L	0	0,0289561	0,01060901	0,01311599	0,00735368	0	0,03368463	0	0
Pouts	0	0,03141203	0,00182818	0,00754244	0,42434774	0	0,05002668	0	0
Blue whiting	0	0,1121543	0,00182818	0,00909443	0,12667473	0,32	0,02414621	0	0
Demersal M	0	0,02934243	0,11065776	0,06317247	0,0065478	0	0,00466916	0	0
Demersal S	0,0900018	0,15699118	0,12210053	0,08940563	0,01717538	0,05	0,01407417	0	0
Monkfish	0	0,01048601	0,00754541	0,0038745	0	0	0	0	0
Bathy L	0	0	0,01213803	0,01384748	0	0	0	0	0
Megrim	0	0	0,01232085	0,001186	0	0	0	0	0
Bathy M	0	0,03909257	0,01006332	0,00855521	0,04331621	0,11	0	0	0
Bathy S	0	0,00559254	0,00927388	0,07261932	0	0	0,01574173	0	0
Cephalopods	0,05200104	0,26211617	0,24846682	0,14167064	0,02367281	0,06	0,11349386	0	0
Lobster/ crab	0	0	0,00905782	0,00957464	0	0	0,04370109	0	0
Shrimps/crab	0	5,9789E-05	0,07071748	0,27766945	0,00151103	0	0,09389452	0	0
Benthos	0	0	0,01379448	0,09171696	0	0	0,18413154	0	0
Zooplankton l	0,45598912	0	0,00166199	0,06448055	0,00151103	0,2	0,09522857	0	0
Zooplankton s	0,1600032	0	0	0,02568561	0	0,05	0	1	0,9
Phytoplankton	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1
Benthic produ	0	0	0	0	0	0	0	0	0
detritus	0	0	0,00324087	0,00399776	0	0	0	0	0

Sprat	Herring	Pelagic M	Pelagic L	Hake	Hake juv	Cod	Cod juv	Sole	Plaice	Demersal L	Pouts
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0,04590116	0	0	0	0	0
0	0	0	0,02034334	0,0184524	0,01599911	0,00324721	0,00038539	0	0	0,00526932	0
0	0	0	0,0397338	0,08637814	0	0,00832922	0	0	0	0	0
0	0	0	0,0397338	0,22496854	0,33781457	0,02154246	0	0	0	0,01705932	0,00040499
0,0655	0	0	0,06584991	0,06918317	0,07116271	0	0	0	0	0,00674684	0,00040499
0	0,04569829	0	0,12193064	0,09449618	0,01849897	0	0	0	0	0,04363206	0,00040499
0	0,0826279	0	0,11223541	0,04243492	0	0,00376201	0,00650352	0	0	0,01356906	0,00040499
0	0,00438434	0	0,11368239	0,00963751	0	0,00587402	0,00096348	0	0	0,01809208	0,00040499
0	0	0	0,04775013	0,00051217	0,00822177	0	0	0	0	0,00904604	0
0	0	0	0,02908568	0,00463504	0	0	0	0	0	0,0004523	0
0	0	0	0	0,05678739	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0,11357479	0,04549747	0	0,01445226	0	0	0,00624177	0
0	0	0	0	0	0	0	0,00476925	0	0	0	0
0	0	0	0	0,00053244	0,0122771	0,00199321	0	0	0	0,00180921	0
0	0	0	0	0	0	0,0156586	0	0	0	0,01767822	0,00253122
0	0	0	0	0	0	0,0154012	0	0	0	0,0089111	0,00253122
0	0	0	0	0,00092575	0,0122771	0,00488401	0,00847866	0	0	0,02136901	0
0	0,0101177	0	0	0,08211452	0,02649853	0,1887434	0,00606995	0	0	0,00738609	0,09348633
0	0,0101177	0	0	0,16634228	0,09216155	0,0348217	0	0	0	0,06421783	0
0	0	0,00522036	0,06397187	0,00108523	0,07999556	0,07640436	0,02008864	0	0	0,1224796	0,0242997
0	0,0885299	0,05275575	0,17420404	0,00712878	0,08849508	0,1547269	0,36323345	0	0	0,18451091	0,02733716
0	0	0	0	0	0	0,00497641	0	0	0	0,0016509	0
0	0	0	0	0,00021136	0	0	0	0	0	0,005699	0
0	0	0	0	0,00089063	0	0,0002376	0	0	0	0,00552788	0
0	0	0	0	0,01211708	0,03683129	0,00335281	0	0	0	0,03157068	0
0	0	0,03087039	0	3,7822E-05	0,0122771	0	0	0	0	0,0080962	0
0	0,00404708	0,0035137	0,05834783	0,00059602	0	0,00683762	0,00105983	0	0	0,00054276	0,00371245
0	0	0	0	0	0	0,04298593	0,00028905	0	0	0,01188046	0,14546068
0,006	0,04249435	0,0319747	0,0140059	0,00352372	0,03941448	0,30036096	0,0857019	0,1197	0	0,12843114	0,39082011
0,001	0,05160028	0,14441321	0,08373289	0,00343412	0,00858286	0,0599592	0,13556219	0,8803	1	0,21439263	0,05163685
0,295	0,32528414	0,39082421	0	0	0,09399478	0	0,1741979	0	0	0,04165701	0,20350996
0,6325	0,3298371	0,34032728	0,00969523	0	0	0	0,17824453	0	0	0,00081414	0,05264934
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00036184	0
0	0,00526121	0	0,00418463	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0009046	0

Blue whiting	Demersal M	Demersal S	Monkfish	Bathy L	Megrim	Bathy M	Bathy S	Cephalopods	Lobster/ crab	Shrimps/crab	Benthos	Zooplankton	Zooplankton
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0,04699295	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0,04336849	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0,00299955	0,05024197	0,00991736	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0,04914263	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0,03907806	0,00072893	0	0	0,07871911	0	0,00695227	0	0,01	0	0	0	0	0
0	0	0	0,00099985	0,01710236	0	0,00695227	0	0,01	0	0	0	0	0
0	0	0	0,00099985	0	0,01983471	0,00695227	0	0,01	0	0	0	0	0
0	0	0	0,02299655	0	0	0,00695227	0	0,01	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0,0162315	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0,03451958	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0,00349948	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0,01187322	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0,00381895	0	0,00099985	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0,00381895	0	0,00099985	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0,05627906	0,03451958	0,00991736	0	0	0,00198807	0	0	0	0	0
0	0	0	0,09148628	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0,12022103	0	0	0,06101585	0,02512098	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0,02160494	0,02587167	0	0,31960206	0,01859958	0,23471074	0	0	0,00397614	0,0001	0	0	0	0
0,12101752	0,0325702	0,03983329	0,07196421	0,1397832	0,18512397	0,02780909	0	0,04	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0,02555867	0,0196848	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0,00299955	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0,0204102	0,00292205	0	0,05111733	0,05157505	0,11735537	0	0	0,05	0	0	0	0	0
0,03270609	0,00459013	0	0,05111733	0,08061156	0,17520661	0,09436302	0,000075	0,05	0,00994036	0	0	0	0
0	0,00329602	0	0,01649753	0,1313124	0,04958678	0,03585745	0	0,01	0	0	0	0	0
0,06245852	0,00908519	0,02514169	0,05265877	0,04350284	0	0,0301808	8,3333E-05	0	0,01988072	0	0	0	0
0,03361874	0,28845122	0,16065786	0,00716559	0,1488502	0,19834711	0,23276128	0,00033333	0,1	0,04970179	0,05	0	0	0
0,02195341	0,47612	0,46409164	0,00766552	0,04354304	0	0,18992651	0,54900833	0,68	0,21272366	0,5999	0,02	0	0
0,48212863	0,11298069	0,03365544	0	0,06568032	0	0,31118627	0,058	0,02	0,56262425	0,05	0,05	0	0
0,04480287	0,02066036	0,18441338	0	0,00040194	0	0,05010648	0,3925	0	0,03976143	0,03	0,28	0,4	0,03
0	0	0,09220669	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0,4	0,9
0	6,3385E-05	0	0	0	0	0	0	0	0,01988072	0,02	0,05	0	0
0	0,01502226	0	0	0	0	0	0	0	0,07952286	0,25	0,5	0,2	0,07

#### Annexe 4 : Calibration des biomasses estimées par le modèle dans un intervalle de biomasse probable

Groupes	Biom 1 (t)	Biom 2 (t)	Catch (t)	M choisi	multM1	multM2	F 1	F2	B1	B2	B modèle
Sharks L	25029	7010	865	0,09	0,40	1,50	0,0368	0,1381	0,075	0,021	0,05
Monkfish	578905	207220	38880	0,15	0,50	1,50	0,0750	0,2250	1,744	0,624	0,74
Demersal L	1135722	245017	40389	0,20	0,20	1,00	0,0400	0,2000	3,422	0,738	1,29
Pelagic L	55434	9309	2034,92	0,29	0,15	1,00	0,0431	0,2874	0,167	0,028	0,10
Bathy L	379352	77955	4913,44	0,14	0,10	0,50	0,0140	0,0699	1,143	0,235	0,53
0,275	98676	28795	6085	0,17	0,40	1,50	0,0695	0,2605	0,297	0,087	0,28
Pouts	183231	51339	10734	0,94	0,10	0,40	0,0940	0,3760	0,552	0,155	0,65
Blue whiting	711961	61983	13912	0,22	0,10	1,30	0,0220	0,2860	2,145	0,187	1,19
Demersal M	334873	38165	8945,41191	0,32	0,10	1,00	0,0316	0,3163	1,009	0,115	2,53
Cephalopods	340623	41719	9385,68	2,83	0,03	0,30	0,0850	0,8503	1,026	0,126	0,45
Pelagic M	22553	5345	1664	0,49	0,20	1,00	0,0974	0,4872	0,068	0,016	0,20
Demersal S	26081	6606	2534,32	0,73	0,20	1,00	0,1458	0,7289	0,079	0,020	3,45
Sprat	258978	59000	19131	0,73	0,15	0,80	0,1090	0,5812	0,780	0,178	0,42
Lobster/ crab	85325	39248	23493	0,40	1,00	3,00	0,4000	1,2000	0,257	0,118	2,36
Anchovy	25217	7054	3207,04	1,20	0,20	1,00	0,2400	1,2000	0,076	0,021	0,06
Shrimps/crabs	71347	8232	1611	1,45	0,03	0,30	0,0435	0,4350	0,215	0,025	
Benthos	32309704	237887	27917,88	2,00	0,00	0,15	0,0020	0,3000	97,352	0,717	73,10
Benthic prod	155594219	8674364	48589	0,98	0,00	0,01	0,0005	0,0088	468,817	26,137	455,01

## Annexe 5 : Graphe des Ajustements Ecosim obtenus avec un forçage par l'effort de pêche et le recrutement

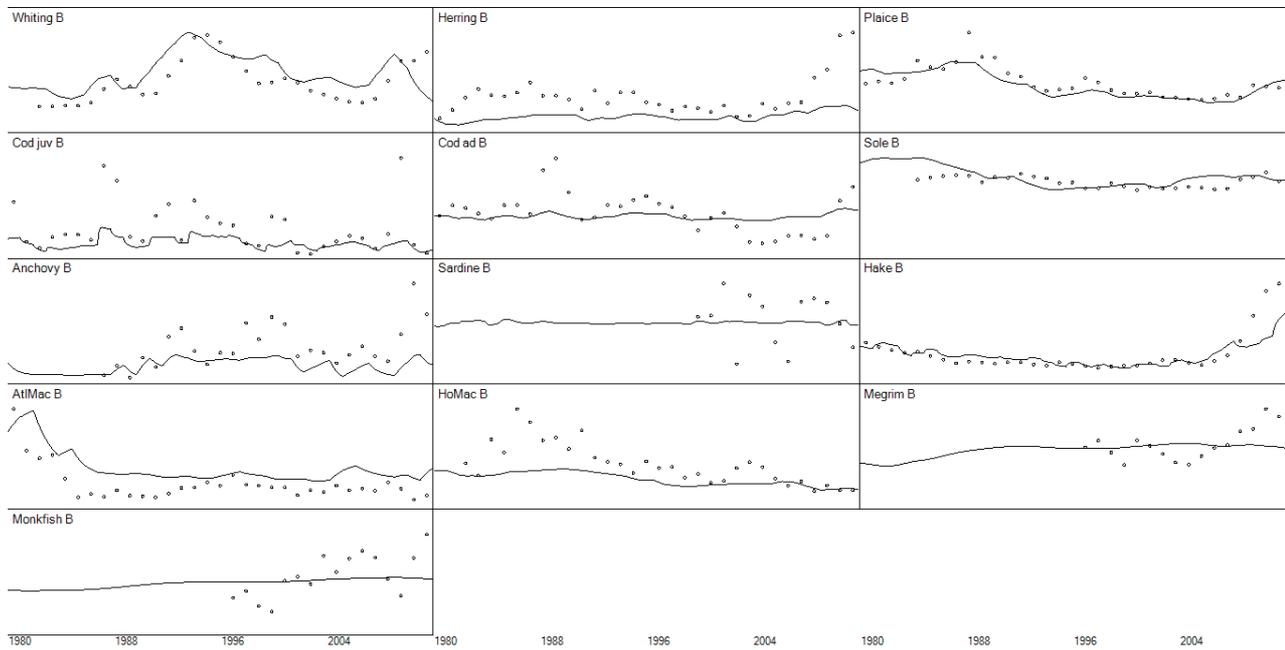


Fig.1. Ajustement Ecosim des biomasses des groupes ICES

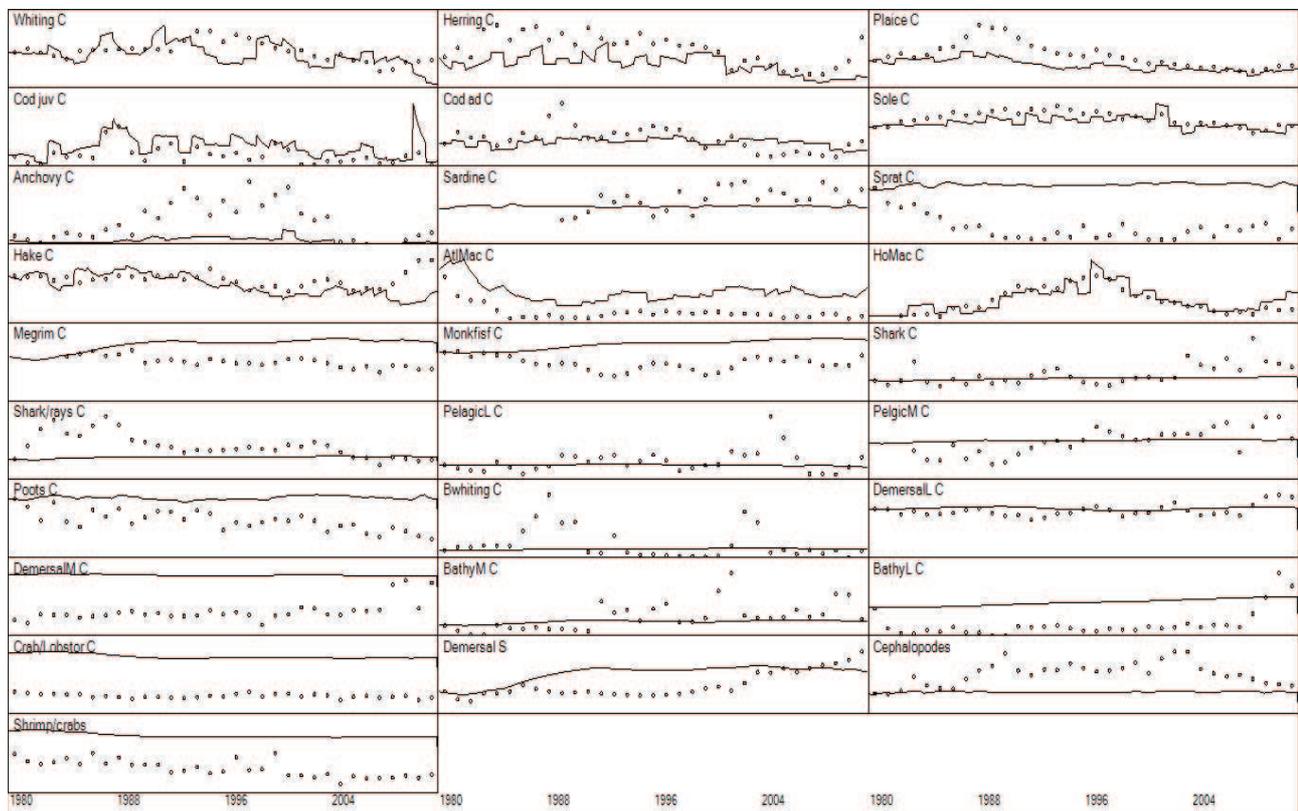


Fig.2. Ajustement Ecosim des captures pour l'ensemble des groupes exploités considérés



Demersal M	Demersal S	Monkfish	Bathy L	Megrim	Bathy M	Bathy S	Cephalopod	Lobsters/cra	Shrimps/cra	Benthos	Zooplankton	Zooplankton
2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
2	2	2	1,00E+10	1,183784	2	2	2	2	2	2	2	2
2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
1,002976	2	2	1,00E+10	2	1,00E+10	2	1	2	2	2	2	2
2	2	2	1,00E+10	2	1,00E+10	2	1	2	2	2	2	2
2	2	2	2	1,183784	1,00E+10	2	1	2	2	2	2	2
2	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2	2	2
2	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2	2	2
2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
2	2	2	1,00E+10	2	2	2	2	2	2	2	2	2
2	2	2	1,00E+10	2	2	2	2	2	2	2	2	2
2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
1,002976	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
1,002976	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
2	2	2	1,00E+10	1,183784	2	2	2	1,321745	2	2	2	2
2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
2	2	2	1,00E+10	2	2	2	2	2	2	2	2	2
1,002976	2	2	1,00E+10	1,183784	2	2	2	1,321745	1,059791	2	2	2
1,002976	9,387499	2	1,00E+10	1,183784	1,00E+10	2	1	2	2	2	2	2
2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
2	2	2	1,00E+10	2	2	2	2	2	2	2	2	2
2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
1,002976	2	2	1,00E+10	1,183784	2	2	1	2	2	2	2	2
1,002976	2	2	1,00E+10	1,183784	1,00E+10	2	1	1,321745	2	2	2	2
1,002976	9,387499	2	1,00E+10	2	1,00E+10	2	2	1,321745	2	2	2	2
1,002976	9,387499	2	1,00E+10	1,183784	1,00E+10	2	1	1,321745	1,059791	2	2	2
1,002976	9,387499	2	1,00E+10	2	1,00E+10	2	1	1,321745	1,059791	2	2	2
1,002976	9,387499	2	1,00E+10	2	1,00E+10	2	2	1,321745	1,059791	2	2	2
2	9,387499	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
1,002976	2	2	2	2	2	2	2	1,321745	1,059791	2	2	2
1,002976	2	2	2	2	2	2	2	1,321745	1,059791	2	2	2



Diplôme : Master Sciences Agronomiques et Agroalimentaires  
Spécialité : Ingénierie Environnementale – Sciences Halieutiques et Aquicoles  
Spécialisation / option : Ressources et Ecosystèmes Aquatiques (REA)  
Enseignant référent : Didier Gascuel

Auteur(s) : Abdelkrim Ben Torcha

Date de naissance\* : 26/06/1990

Nb pages : 36

Annexe(s) : 6

Année de soutenance : 2014

Organisme d'accueil : Pôle halieutique

Adresse :

Maître de stage : Didier Gascuel

Titre français : Approche écosystémique des pêches appliquée sur le golfe de Gascogne et la mer Celti

Titre anglais : Ecosystem approach to fisheries applied to the Bay of Biscay and the Celtic Sea

Résumé : Cette étude vise à évaluer l'impact de la pêche sur l'écosystème golfe de Gascogne par le biais de la modélisation trophodynamique. Dans un premier temps, un modèle Ecopath de structure préalablement construite par Guénette et Gascuel (2009) est modifié pour 1980 et actualisé pour 2012. Des séries d'abondance issues des rapports de groupes de travail d'évaluation des stocks du CIEM sont utilisées pour l'ajustement des modèles Ecosim. Nous avons construit des modèles dérivés pour différents stades d'évolution de l'écosystème, ce qui nous a permis de montrer que les déterminants des dynamiques anciennes sont principalement régité par le recrutement pour les espèces pélagique et par la pression de pêche pour les espèces démersales. Les simulations mettent en évidence une diminution de 60% de la biomasse accessible de l'écosystème, comparativement à l'état vierge, ainsi que la prédominance de control bottom-up. Enfin les diagnostics de l'état actuel de l'écosystème du golfe de Gascogne et de la mer Celtique, montrer une nette amélioration de l'état de santé de l'écosystème en 2012 par rapport à l'année 1980, avec un état de surexploitation au-delà du niveau trophique 4.5, un état de pleine exploitation à surexploitation entre les niveaux trophiques 4.2 et 4.5 et une pleine exploitation pour les niveaux trophiques compris entre 3.8 et 4.2. Des analyses de sensibilité aux paramètres du modèle EcoTroph sont également présentées.

Abstract : The objective of this study is to assess the impact of fishing on the ecosystem through trophic dynamics modeling. The completion of this study going on in a first instance, by updating an Ecopath model structure previously built by Guenette and Gascuel (2009), which is modified for 1980 and updated for 2012. Abundance series from reports working groups of ICES stock assessment are used for the adjustment of Ecosim models. We analyzed different stages of evolution of the ecosystem, which allowed us to show that the determinants of the old dynamics are primarily governed by the recruitment for pelagic species and fishing pressure for demersal species, furthermore the various simulations showed a decrease of 60% of the available biomass of the ecosystem and whose variations are controlled by bottom-up system control. Finally the diagnoses of the current state of the ecosystem of the Bay of Biscay and the Celtic Sea, show a marked improvement in the health of the ecosystem in 2012 compared to 1980, reaching a state of overexploitation beyond 4.5 trophic level and a state of full exploitation to overexploitation between 4.2 and 4.5 trophic levels and full exploitation of the trophic levels between 3.8 and 4.2. Sensitivity analyzes to several parameters of the model were accomplished EcoTroph.

Mots-clés : Approche écosystémique des pêches – EcoTroph – Ecopath with Ecosim

Key Words: Ecosystem approach to fisheries – EcoTroph – Ecopath with Ecosim