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

IFREMER
Rue de l'Ile d'Yeu
BP 21105
44311 Nantes Cedex 03

Mémoire de Master 2

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

Année universitaire : **2013-2014**

Spécialité : **Approche Ecosystémique de l'Halieutique**

L'utilisation de modèles pour l'évaluation d'indicateurs écosystémiques et la définition de cibles du bon état écologique des mers européennes

Par : Pierre Bourdaud

Bon pour dépôt (version définitive) ❑

Date : …./…/… Signature

Autorisation de diffusion : Oui ❑ Non❑

Devant le jury *:*

Soutenu à Rennes le : 12/09/2014

Sous la présidence de : Olivier Le Pape (AGROCAMPUS OUEST)

Maîtres de stage : Anik Brind'Amour (IFREMER, Nantes) & Didier Gascuel (AGROCAMPUS OUEST)

Enseignant référent : Olivier Le Pape (AGROCAMPUS OUEST)

Autre membre du jury : François Le Loc'h (IRD, Sète)

"*Les analyses et les conclusions de ce travail d'étudiant n'engagent que la responsabilité de son auteur et non celle d'AGROCAMPUS OUEST".*

Fiche de diffusion du mémoire

A remplir par l'auteur[1] 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 [2] :

➢ 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[3] :	☒ 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[1] complète l'autorisation suivante :

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

Date : 17/09/2014 *Signature :*

Rennes/Angers, le

Le maître de stage[4], **L'auteur[1],**

L'enseignant référent,

(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.

I- INTRODUCTION **1**

II- MATERIEL ET METHODES **4**

1. DONNEES UTILISEES 4
   1.1. Données de campagnes scientifiques *4*
   1.2. Modèles Ecopath utilisés *5*
2. CONSTRUCTION DES SPECTRES 6
   2.1. Spectres de tailles ou poids individuels *6*
   2.1.1. Spectres simulés 6
   2.1.2. Détermination de la sélectivité et standardisation 7
   2.1.3. Les différents scénarios de gestion 8
   2.2. Spectres trophiques *9*
   2.2.1. Le modèle EcoTroph 9
   2.2.2. Les différents scénarios de pression de pêche 10
   2.2.3. Etat actuel et simulations : le modèle EwE 10
   2.2.4. Etat actuel et simulations par le modèle démographique 10
3. INDICATEURS 11
   3.1. Indicateurs testés *11*
   3.2. Comparaison des valeurs des indicateurs *14*
   3.2.1. Evolution des indicateurs en fonction de la pression de pêche 14
   3.2.2. Cibles de gestion 15
   3.2.3 Comparaison inter-écosystèmes 15
   4. Analyse de sensibilité des indicateurs *16*

III- RESULTATS **17**

1. EVOLUTION DES SPECTRES ET DES INDICATEURS AVEC LA PRESSION DE PECHE 17
   1.1. Indicateurs dans les spectres de tailles et poids individuels *18*
   1.2. Indicateurs dans les spectres trophiques *19*
2. CIBLES DE GESTION 20
   2.1. Indicateurs retenus et cibles de gestion dans les spectres de tailles et poids individuels *20*
   2.2. Indicateurs retenus et cibles de gestion dans les spectres trophiques *21*
3. COMPARAISON INTER-ECOSYSTEMES 23
   3.1. Comparaison de l'état des écosystèmes *23*
   3.2. Comparaison des cibles de gestion *25*
4. ANALYSE DE SENSIBILITE DES INDICATEURS 29
   4.1. Paramètres du modèle démographique *29*
   4.2. Paramètres d'EcoTroph *30*

IV- DISCUSSION **31**

1. INDICATEURS ET SENSIBILITE DES PARAMETRES DE SIMULATIONS 31
2. CIBLES DE GESTION 34
3. COMPARAISONS INTER-ECOSYSTEMES 35
4. CONCLUSION 36

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Couverture des zones étudiées par les modèles disponibles et les campagnes scientifiques. VIIe, VIIIa et VIIIb sont aussi comprises dans le modèle EwE CS-BB. CS : mer Celtique. BB : golfe de Gascogne. NS : mer du Nord. EC : Manche. 5
Figure 2 : Abondance par tailles des grondins gris *Eutrigla gurnardus* échantillonnées dans l'ensemble des campagnes EVHOE. En pointillés la taille de sélectivité complète Ls. 8
Figure 3 : Simulations à différentes pressions de pêches des A) spectres de tailles, B) spectres de poids, C) spectres trophiques issus d'EcoTroph et D) les spectres trophiques issus du modèle démographique. Les spectres observés en A), B) et D) correspondent aux données de campagnes, tandis que les spectres simulés ont des abondances et biomasses dépendantes du recrutement en entrée. 18
Figure 4 : Evolution des indicateurs en fonction de la pression de pêche dans A) les spectres de tailles, B) les spectres de poids, C) les spectres trophiques issus d'EcoTroph et D) les spectres trophiques issus du modèle démographique. 20
Figure 5 : Impact des différentes cibles de gestion sur A) la biomasse, B) le taux de perte par pêche dans les spectres trophiques issus d'EcoTroph et C) la biomasse et D) le taux de perte par pêche dans les spectres trophiques issus d'EwE. 23
Figure 6 : Valeurs des indicateurs correspondant à l'état actuel pour A) les spectres de tailles individuelles, B) les spectres de poids individuelles et C) les spectres trophiques issus d'EcoTroph dans les différentes zones étudiées. CS-BB : mer Celtique/golfe de Gascogne. BB : golfe de Gascogne. NS : mer du Nord. EC : Manche. 24
Figure 7 : Indicateurs de pression de pêche pour les spectres trophiques issus d'EcoTroph dans les différentes zones étudiées. F loss : taux de perte par pêche. F : mortalité par pêche. 25
Figure 8 : Valeurs des indicateurs pour les spectres de tailles en fonction de la cible de gestion pour A) la mer Celtique/golfe de Gascogne, B) le golfe de Gascogne, C) la mer du Nord et D) la Manche. Les cibles de gestion sont simulées par le modèle démographique et l'état actuel correspond aux données de campagnes. 26
Figure 9 : Valeurs des indicateurs pour les spectres de poids en fonction de la cible de gestion pour A) la mer Celtique/golfe de Gascogne, B) le golfe de Gascogne, C) la mer du Nord et D) la Manche. 26
Figure 10 : Différence relative de captures totales et de taux de perte par pêche moyen entre TL=2 et TL=5,5 pour les quatre zones étudiées en fonction de différentes cibles de gestion : A) F=M 'gestion globale', B) F=0,2 'gestion globale', C) F=M 'gestion différenciée' et D) F=0,2 'gestion différenciée'. 28
Figure 11 : Valeurs des indicateurs pour les spectres trophiques en fonction de la cible de gestion pour A) la mer Celtique/golfe de Gascogne (simulation EwE), B) la mer Celtique/golfe de Gascogne (simulation EcoTroph), C) le golfe de Gascogne, D) la mer du Nord et E) la Manche. ** : hausse des captures et baisse du taux de perte par pêche. * : hausse des captures et hausse taux de perte par pêche ou baisse des captures de moins de 20 % et baisse du taux de perte par pêche. 29
Figure 12 : Coefficients de variation de A) la classe de taille (1 cm ou 5 cm), B) la mortalité, C) le paramètre de recrutement ρ et D) la taille de sélectivité L_S, E) présence ou absence de Ls pour les spectres de tailles. F) la classe de poids, G) la mortalité, H) le paramètre de recrutement ρ, I) la taille de sélectivité et J) Présence ou absence de Ls pour les spectres de poids. K) α de contrôle top-down, L) le paramètre de smooth S_τ, M) le type de smooth et N) l'accessibilité pour les spectres trophiques. 31

I- INTRODUCTION

Les activités anthropiques font subir aux écosystèmes différents types de pression, dont les plus importants sont la surexploitation (Christensen *et al*., 2003 ; Olver *et al*., 1995 ; Pauly *et al*., 1998), la fragmentation des habitats (Kareiva, 1987), la pollution (Islam & Tanaka, 2004), l'eutrophication (Hutchison, 1969, 1973 ; Whiteside, 1983), l'introduction d'espèces invasives (Crooks, 2002 ; Ehrenfeld, 2011) et le réchauffement climatique global (Richardson & Schoeman, 2004 ; Behrenfeld *et al*., 2006). Ces pressions causent des changements dans la structure et la dynamique des écosystèmes.

Dans les écosystèmes marins l'impact de la pêche est souvent le facteur de pression prépondérant Dayton *et al*. 1995 ; Hall 1999 ; Kaiser & de Groot 2000 ; Worm et *al.*, 2006). Suite à une forte pression de surexploitation des changements peuvent se répercuter aux niveaux des individus, des populations et des communautés entières (Shin *et al.*, 2005). Ces communautés biologiques marines sont composées de producteurs primaires, d'organismes benthiques, de poissons, de crustacés, d'oiseaux ou encore de mammifères marins. S'il est possible de les caractériser par les espèces ou les groupes fonctionnels les composant, une autre manière de les décrire est de tenir compte de la taille des individus présents, étant donnée la nature clé de ce paramètre dans les écosystèmes marins, notamment dans les relations proies-prédateurs (Barnes, 2008 ; Brose *et al.*, 2006 ; Cohen *et al.*, 1993). Les communautés peuvent aussi être caractérisées en fonction des niveaux trophiques des individus qui les composent. Le niveau trophique (TL) identifie la position d'un organisme ou d'un groupe d'organismes au sein des réseaux trophiques en caractérisant leur régime alimentaire. Le niveau trophique des producteurs primaires et des détritus est conventionnellement fixé à 1. Celui d'un prédateur est calculé comme la moyenne des niveaux trophiques de ses proies pondérés en fonction de leur proportion dans le régime alimentaire du prédateur. Le niveau trophique permet ainsi de classer les consommateurs des plus bas niveaux trophiques (consommateurs primaires : TL=2) aux plus hauts niveaux trophiques (grands prédateurs). Les niveaux trophiques peuvent être estimés à partir de l'analyse des contenus stomacaux (Hyslop, 1980), d'analyses isotopiques (Peterson & Fry, 1987 ; Post, 2002) ou de modèles écosystémiques (Christensen & Pauly, 1992).

L'impact d'une forte pression de pêche sur les communautés s'observe par la diminution en nombre et biomasse des grandes espèces, souvent plus fragiles et de plus grande valeur économique et par l'augmentation des plus petites espèces en raison d'une baisse de la pression de prédation (Shin *et al.*, 2005). On s'attend donc à observer une diminution de la taille au sein de la communauté avec l'augmentation de la pression de pêche. D'autre part la structure trophique des écosystèmes peut aussi être altérée, notamment en observant le phénomène de '*fishing down the marine food web*' (Pauly *et al.*, 1998), décrivant une augmentation de la pêche des bas niveaux trophiques en conséquence de la baisse de l'abondance des espèces constituant les hauts niveaux trophiques. Ce phénomène a été confirmé par de nombreuses observations, y compris en Europe (golfe de Gascogne – Guénette & Gascuel, 2012 ; mer Celtique – Pinnegar *et al*., 2002, Guénette & Gascuel, 2012 ; mer du Nord – Heath, 2005, Jennings *et al.*, 2002 ; voir www.fishingdown.org).

La Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) a été adoptée par l'Union Européenne avec l'objectif de parvenir à un bon état écologique des mers européennes au plus tard en 2020. En France, la DCSMM est appliquée au sein de 4 régions marines européennes : Manche-mer du Nord, golfe de Gascogne, mers Celtiques et la Méditerranée occidentale. Le bon état écologique y définit par 11 descripteurs différents. Plusieurs de ces descripteurs sont en relation avec la pression de pêche, que ce soient la biodiversité (D1), la situation des espèces commerciales (D3) ou l'intégrité des fonds (D6). Le descripteur 4 (D4) traite particulièrement des réseaux trophiques et est aussi à mettre en relation avec la pression de pêche. Il est décrit ainsi : ''Tous les éléments constituant le réseau trophique marin, dans la mesure où ils sont connus, sont présents en abondance et diversité normales et à des niveaux pouvant garantir l'abondance des espèces à long terme et le maintien total de leurs capacités

reproductives''. La manière de mesurer ce descripteur est actuellement en cours de définition, notamment au sein des groupes d'experts mis en place dans le cadre de la convention internationale Ospar. Neuf indicateurs sont proposés dans ce cadre (Annexe 1). Le présent travail porte sur le 8e (FW8), qui concerne les changements de distribution de la biomasse entre les différents niveaux trophiques, ou entre les classes de tailles ou de poids individuels.

Les changements de distribution de biomasse peuvent être observés à partir de spectres calculés à l'échelle de la communauté. Ces spectres permettent de représenter la structure des communautés, indépendamment des notions d'espèces ou de groupes fonctionnels. Les spectres de taille ou de poids présentent l'abondance ou la biomasse en fonction de la taille ou du poids des individus. En utilisant des données de campagnes scientifiques, il est possible de construire des spectres de la communauté ichtyologique. Ces spectres subissent des changements en présence de forçages naturels ou anthropiques et leur évolution temporelle avec la pression de pêche a été observée à de nombreuses reprises (Rice & Gislason, 1996 ; Gislason & Rice, 1998 ; Pope & Knights, 1982 ; Pope *et al.*, 1988). Les spectres trophiques présentent quant à eux la biomasse, l'abondance ou les captures en fonction du niveau trophique des individus (Gascuel *et al*., 2005). Leur utilisation est plus récente que les spectres de taille ou de poids. En conséquence la compréhension de leur évolution et leur résilience face à la pression de pêche en est encore à ses prémisses (Shannon *et al*., 2014).

Afin de quantifier l'impact de la pression de pêche sur les spectres de tailles et de poids individuels et sur les spectres trophiques des écosystèmes des mers européennes, il est nécessaire de déterminer un ou plusieurs indicateurs de la pression de pêche (Rochet & Trenkel, 2003 ; Rochet *et al*., 2005 ; Rombouts *et al*., 2013a ; Shin *et al.*, 2005). Un indicateur de la pression de pêche doit évoluer avec celle-ci de façon prévisible quel que soit l'écosystème observé. Les indicateurs basés sur la taille sont beaucoup plus réactifs aux effets de la pêche qu'aux fluctuations environnementales et peuvent donc être utilisés à grande échelle (Blanchard *et al.*, 2005). Rice & Rochet (2005) ont compilé les neuf critères globalement utilisés pour évaluer des indicateurs utilisés dans un cadre de gestion des pêches. Un excellent indicateur doit être concret, avoir une base théorique, être accessible au public, peu coûteux, précis, disponible sur une longue période temporelle, sensible à la pression de pêche, rapidement réactif et spécifique à un type de pression. Si deux indicateurs du D4 ont déjà été évalués par Rombouts *et al.* (2013b ; Le recrutement de phoques gris & le Large Fish Indicator), les autres sont en développement et devront être aussi évalués à l'avenir (Jambut, 2014).

L'évaluation de la qualité d'un écosystème par le biais d'indicateurs nécessite de pouvoir déterminer l'état de l'écosystème qui est ciblé. A quelle valeur de l'indicateur correspond le bon état écologique? En pratique, il est possible de caractériser des états moins perturbés en observant un état historique antérieur (Ainsworth *et al*., 2002, 2008 ; Lotze & Worm, 2009 ; Mackinson, 2001 ; McClenachan *et al*., 2012) ou encore en recréant cet état à partir de simulations (Jennings & Blanchard, 2004). L'état 'pristine' d'un écosystème n'est pas une cible à retenir en tant que telle car l'objectif est bien de bénéficier des services rendus par les écosystèmes, notamment en matière de productions halieutiques, et non pas de revenir à une hypothétique situation dont l'homme serait absent. La simulation est en revanche une méthode qui permet de prendre en compte les caractéristiques de l'écosystème observé, d'estimer les réponses des spectres de communauté à des perturbations extérieures, naturelles ou anthropiques et de représenter des situations jugées souhaitables. Elle est ici utilisée pour estimer les valeurs cibles des indicateurs dérivés des spectres de tailles, poids ou niveaux trophiques, dans une situation jugée conforme à une approche écosystémique des pêches, et en recourant à trois types de modèles : l'approche de Ravard *et al*. (2014), Ecopath with Ecosim et EcoTroph.

La gestion écosystémique est une approche dont le but est de restaurer et maintenir la santé, la productivité et la biodiversité des écosystèmes tout en permettant à l'homme de garder une bonne qualité de vie en intégrant l'acquisition des ressources naturelles aux besoins sociaux et économiques (Szaro *et al.*, 1998). Froese *et al.* (soumis) ont défini trois lois qui doivent

caractériser un état de gestion écosystémique des pêches. Tout d'abord la mortalité par pêche devrait être plus faible que celle de la mortalité naturelle. D'autre part les tailles des populations devraient être maintenues au-dessus de la moitié de leur abondance naturelle pour préserver les fonctions de l'espèce dans l'écosystème. Enfin le poisson doit pouvoir grandir jusqu'à des tailles permettant la reproduction et la continuité de l'espèce avant d'être capturé. La mortalité naturelle M a longtemps été considérée comme un proxy de la mortalité par pêche F_{MSY} produisant le rendement maximum durable (Clark *et al.*, 1985 ; Patterson, 1992 ; Walters & Martell, 2002). F=M peut ainsi être considéré comme une cible de gestion conforme à l'approche écosystémique des pêches. Dans une étude de Worm *et al*. (2009) un taux d'exploitation de F=0,2 à l'échelle de la communauté permettrait d'obtenir simultanément : des captures égales à un peu moins de 90 % de leur maximum, une taille maximum moyenne peu diminuée, une biomasse totale comprise entre 60 % et 65 % de son maximum et moins de 5 % d'effondrement d'espèces. Cette valeur relativement faible représente une autre cible de gestion possible pour la mise en œuvre d'une approche écosystémique des pêches.

Ravard *et al*. (2014) ont utilisé une méthode basée sur les paramètres d'histoire de vie pour reconstruire la démographie d'espèces démersales à l'équilibre en l'absence de pêche et à différentes pressions exercées. Cela leur a permis de comparer les poids de 18 espèces pour ces différentes simulations à celui provenant de données contemporaines issues de campagnes scientifiques. Ils ont ainsi observé une diminution de poids plus forte sur les espèces de grande taille à croissance lente avec la pression de pêche. Cette méthode utilisée dans le golfe de Gascogne peut être adaptée afin de "reconstruire" des communautés sur d'autres régions sous-marines européennes. Elle permettrait de reconstituer les spectres de biomasse des communautés sans pression de pêche ainsi qu'à certains états de références de gestion écosystémique déjà déterminés.

Ecopath with Ecosim (EwE) (Polovina, 1984 ; Christensen & Pauly, 1992 ; Christensen & Walters, 2004) est un modèle extrêmement utilisé pour représenter des écosystèmes aquatiques. EwE est utilisé notamment afin d'améliorer la compréhension du fonctionnement des écosystèmes marins (Araújo *et* al., 2005 ; Tomczak *et al*., 2012), d'observer le rôle écologique joué par certains groupes clés (Duarte & Garcia, 2004 ; Houitte de la Chesnais, 2013) ou encore évaluer les conséquences de pressions anthropiques (Bănaru *et al*., 2013 ; Sánchez & Olaso, 2004). Ecosim prend en compte les relations prédateur-proie et permet d'explorer l'évolution temporelles des écosystèmes en se basant sur la '*foraging arena theory*' qui sépare la biomasse des proies en deux parties, les proies dites vulnérables et les proies invulnérables (Walters *et al*., 2009). Le modèle peut être ajusté sur des séries temporelles de captures ou de biomasse, accessibles notamment dans les documents d'évaluation de stocks. En appliquant des paramètres de forçages souhaités, Ecosim peut devenir un outil d'exploration des conséquences de modification de la biomasse ou des captures d'un groupe sur les autres à une année donnée.

EcoTroph (ET) est une approche de modélisation des écosystèmes aquatiques basée sur le concept des niveaux trophiques et permettant de représenter et simuler des spectres de biomasses ou captures (Gascuel, 2005 ; Gascuel & Pauly, 2009 ; Gascuel *et al.*, 2009 ; Gascuel *et al*., 2011). Il permet notamment d'observer la conséquence de modifications des activités de pêche ou de l'application de mesures de gestion sur les spectres de biomasse, de captures, de mortalité par pêche et d'un certain nombre d'indices de l'écosystème. ET a été utilisé dans différents écosystèmes : des zones côtières dans le système upwelling du Benguela (Gasche *et al*., 2012), en Guinée (Gascuel *et al.*, 2011) ou dans une aire marine protégée au Sénégal (Colléter, 2010). ET a aussi eu des applications au niveau européen, dans le golfe de Gascogne (Lassalle *et al*., 2012), dans le parc national de Port-Cros en Méditerranée (Valls, 2009 ; Valls *et al*., 2012) et dans l'aire marine protégée de Portofino (Prato *et al*., 2015 (in press)).

Dans la première partie de cette étude, des spectres de tailles et poids individuels sont construits à partir de données de campagnes issues de plusieurs mers européennes. Ces spectres 'observés' sont comparés à des spectres simulés représentant des communautés à

l'état vierge (i.e. sans pêche) et à deux cibles de gestion écosystémique F=M et F=0,2. Dans un second temps, la même approche est appliquée à partir de spectres trophiques représentant la situation actuelle qui sont comparés soit à des états vierges, soit à des états jugés souhaitables (F=M ou F=0,2) simulés à partir d'EcoTroph et d'un modèle Ecosim pré-existant. Enfin l'état de différents écosystèmes européens est comparé en fonction de la pression de pêche qu'ils subissent et des cibles de gestion les plus adaptés dans chaque zone sont estimées. Ces approches doivent permettre de statuer sur l'état écologique des écosystèmes marins et sur la pertinence des cibles de gestion analysées. Ces analyses doivent permettre : (i) d'identifier un ou plusieurs indicateurs sensibles à l'augmentation de la pression de pêche ; (ii) de préciser les méthodes permettant de quantifier les valeurs cibles correspondant à un scénario de gestion donné, et (iii) de préciser les valeurs cibles correspondant à une gestion qui est supposée correspondre à une approche écosystémique assurant le bon état écologique des mers européennes.

II- MATERIEL ET METHODES

1. Données utilisées

1.1. Données de campagnes scientifiques

L'étude porte en priorité sur la zone mer Celtique/golfe de Gascogne et de manière complémentaire sur la mer du Nord. Les données ont été collectées à partir de 3 campagnes de chalutage démersal : EVHOE, IBTS et CGFS (Figure 1 et Tableau 1).

Les données de la campagne EVHOE (Evaluation des ressources halieutiques de l'ouest européen) sont divisées en deux sous-unités représentant deux zones de couverture. La première recouvre uniquement le golfe de Gascogne sur la période allant de 1987 à 2012, et la seconde le golfe de Gascogne et la mer Celtique sur la période allant de 1997 à 2013. Les campagnes ont lieu chaque année entre octobre et fin novembre entre 43,7°N et 47,9°N concernant la zone Golfe de Gascogne et entre 43,7°N et 51,8°N concernant la zone Golfe de Gascogne et mer Celtique. L'échantillonnage suit un schéma aléatoire stratifié dans la zone d'étude. La bathymétrie couverte est relativement large (13 – 623 m pour golfe de Gascogne ; 13 – 587 m pour le golfe de Gascogne et la mer Celtique. L'engin d'échantillonnage est un chalut GOV 36/47 avec une ouverture de 4 m en vertical, de 20 m à l'horizontal et une taille de maille de 20 mm dans le cul de chalut. A chaque prise les espèces sont identifiées, les individus sont comptés, pesés et mesurés.

Les données de la campagne IBTS (International Bottom Trawl Survey) couvrent la zone Mer du Nord sur une période allant de 1983 à 2013. Les données sont récoltées chaque année au premier trimestre entre 51,1°N et 61,4°N. La bathymétrie va de 10 m à 270 m. L'engin d'échantillonnage est un chalut GOV 36/47 à grande ouverture verticale. Les campagnes sont conduites par 4 navires comparables (français, belge, danois, allemand).

Les données de la campagne CGFS (Channel Ground Fish Survey) couvrent la zone Manche orientale sur une période allant de 1988 à 2013. Les données sont récoltées chaque année au premier trimestre entre 49,3°N et 51,3°N. La bathymétrie va de 7 m à 84 m. L'engin d'échantillonnage est un chalut GOV 36/47 choisi en priorité pour la capture des espèces démersales avec une ouverture de 3 m en vertical, de 10 m à l'horizontal et une taille de maille de 20 mm dans le cul de chalut.

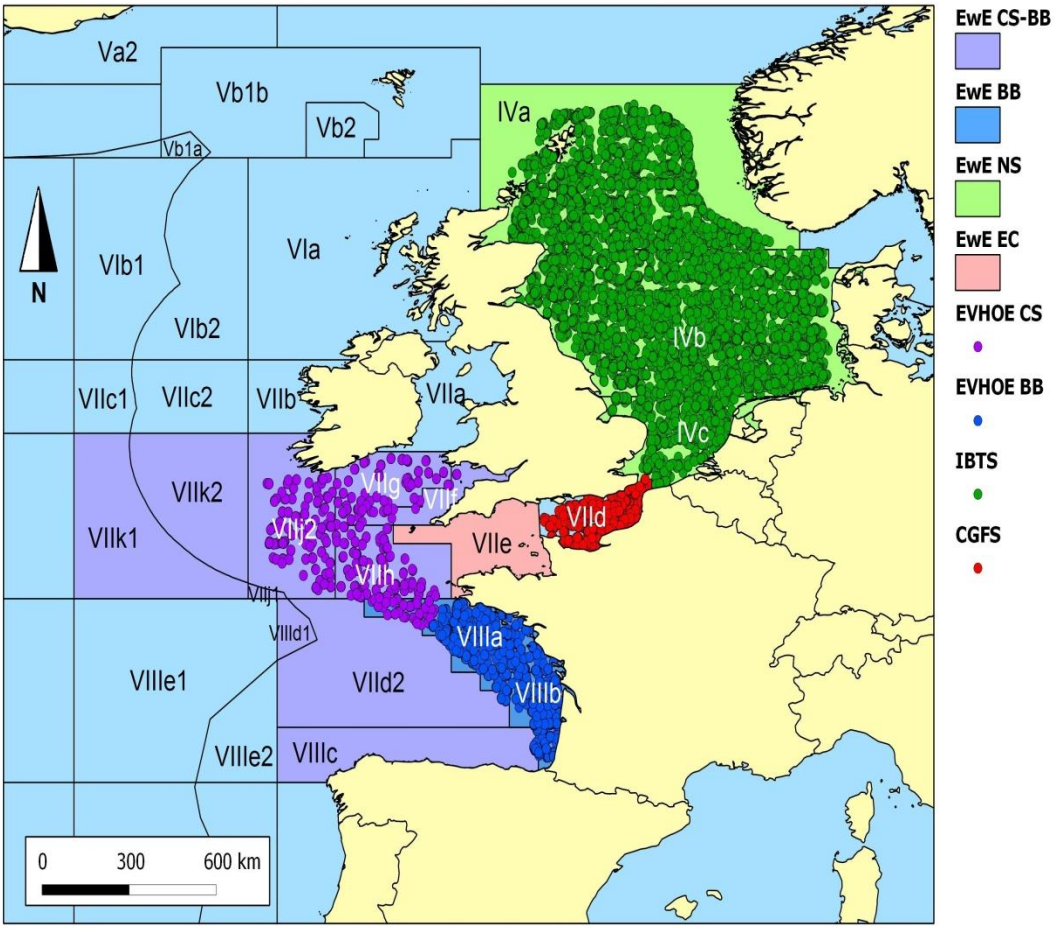


Figure 1 : Couverture des zones étudiées par les modèles disponibles et les campagnes scientifiques. VIIe, VIIIa et VIIIb sont aussi comprises dans le modèle EwE CS-BB. CS : mer Celtique. BB : golfe de Gascogne. NS : mer du Nord. EC : Manche.

Tableau 1 : Caractéristiques des campagnes scientifiques des zones étudiées.

Campagne	EVHOE	EVHOE	IBTS	CGFS
Zone	Golfe de Gascogne + Mer Celtique	Golfe de Gascogne	Mer du Nord	Manche
Première année	1997	1987	1983	1988
Dernière année	2013	2012	2013	2013
Nombre d'années	16	23 *	30	25
Traits de chalut	2345	1999	1345	2336
Espèces sélectionnées **	45	41	32	25

***** 1993 et 1996 absents

****** Sélection pour l'étude

1.2. Modèles Ecopath utilisés

Pour chacune des 4 zones un modèle Ecopath préexistant a été sélectionné :

Le modèle Ecopath de mer Celtique et Golfe de Gascogne de 1980 construit par Guénette & Gascuel (2009), a été actualisé par Bentorcha (2014). Il a été originalement conçu pour observer l'impact des pêches sur l'écosystème. Un modèle Ecosim est calibré sur des données de débarquements entre 1980 et 2012. Ce modèle inclut 38 groupes trophiques. Le modèle de 1980 et le modèle de 2012 sont utilisés pour initialiser les simulations réalisées sous EcoTroph.

Le modèle du Golfe de Gascogne de Lassalle *et al*. (2011, 2012) a été originellement développé pour la compréhension de la structure et du fonctionnement de cet écosystème, avec un focus sur les grands prédateurs et les petits pélagiques en interaction avec la pêche. Ce modèle comporte 32 groupes trophiques et représente l'écosystème durant la période 1994-2005.

Le modèle de Mer du Nord utilisé est celui de Mackinson & Daskalov (2007). Il inclut un modèle Ecosim et aussi un modèle Ecospace (dynamique spatiale). Il a été construit en tant qu'outil d'aide dans l'approche écosystémique de la gestion des pêches. Ses deux buts principaux sont la description quantitative de la structure écologique et spatiale de l'assemblage des espèces de cet écosystème et la calibration de ses réponses sur des données historiques. Il représente l'écosystème durant la période 1991. Il comporte 68 groupes trophiques.

Le modèle de la Manche Ouest d'Araújo *et al.* (2005, 2006, 2009) a été conçu afin de décrire les propriétés et les interactions trophiques de cet écosystème et explorer les effets de fluctuations de la production planctonique ou des pêcheries. Il représente l'écosystème durant la période 1993-1995 et comporte 52 groupes trophiques.

2. Construction des spectres

2.1. Spectres de tailles ou poids individuels

Pour chacune des quatre zones étudiées les espèces ont été sélectionnées afin de représenter environ 99 % de l'abondance et 99 % de la biomasse piscicole sur le total de toutes les années de chaque campagne. L'occurrence moyenne de ces espèces est de 35 % (Ecart-type : 26 %). Toutes les espèces d'importance économique ont été gardées dans la sélection. Le congre *Conger conger* répondait à ces critères mais a été éliminé de la sélection. Ce choix a été effectué car c'est une espèce de taille maximale beaucoup plus élevée que celle des autres (265 cm) et qu'on juge mal échantillonnée en raison de son mode de vie en substrat rocheux (Xavier *et al*., 2010). Les céphalopodes, qui représentent pourtant une forte part dans l'abondance et la biomasse globale de la communauté, ne sont pas retenus pour l'étude en raison de leurs cycles de vie particuliers. Parallèlement aux spectres observés, d'après les données de campagne, des spectres sont simulés pour estimer les valeurs cibles des indicateurs.

2.1.1. Spectres simulés

La distribution des fréquences en taille de chaque espèce est simulée à partir d'une valeur de mortalité naturelle estimée soit avec la formule d'Andersen *et al.* (2009), soit avec celle de Gislason *et al.* (2010). Dans le modèle d'Andersen *et al.* (2009), la mortalité naturelle est constante avec l'âge. Elle est calculée par :

$$M = 3\frac{\phi}{\alpha}\,\eta^{-1/3}\mathrm{K}\,. \qquad (1)$$

où ϕ est un facteur géométrique de la fonction de sélection de la taille, α est l'efficacité d'assimilation et du métabolisme standard, η est la taille à maturation divisée par la taille asymptotique et K le coefficient de vitesse de croissance de Von Bertalanffy (1938). Pour cette étude ϕ a été fixé à 0,12 (Andersen *et al.*, 2009) et α à 0,8 car sa valeur est inconnue pour un grand nombre d'espèces et fréquemment fixée comme telle (Freitas *et al.*, 2010). Dans le

modèle de Gislason *et al.* (2010), la mortalité naturelle d'une espèce est variable en fonction de la taille de l'organisme selon :

$$\ln(M) = 0{,}55 - 1{,}61 \ln(L) + 1{,}44 \ln(L_\infty) + \ln(K). \qquad (2)$$

où L_∞ est la taille asymptotique (cm) et L la taille (cm) du poisson pour lequel on a estimé la mortalité naturelle M. Les paramètres spécifiques aux espèces ont été mesurés à partir des campagnes et sont disponibles sur une base de donnée Ifremer (Dorel, 1986 ; Dorel *et al.*, 1998) ou ont été récupérés dans des études publiées (Annexe 2).

La structure en âge de la population est simulée à partir du recrutement R et selon l'une ou l'autre des deux estimations de la mortalité naturelle :

$$N(0) = R$$

$$N(a+1) = N(a)\exp(-M) \qquad a>0 \qquad (3)$$

Les simulations sont effectuées sous hypothèse d'un recrutement R constant avec un pas de temps de 0,1 an pour une durée de 1000 ans. En l'absence d'estimations disponibles pour l'ensemble des espèces, le recrutement de chaque espèce est variable en fonction selon la taille asymptotique L_∞ de l'espèce dans la zone donnée selon la théorie écologique du trade-off (Pianka, 1970). Il est défini comme :

$$R = R_0 * exp(-L_\infty * \rho) \qquad (4)$$

Avec R_0 = 1 000 000 et ρ = 0,1. Cette valeur de ρ est choisie car elle permet d'obtenir le meilleur ajustement entre le spectre simulé et le spectre observé issu des données de campagnes pour la zone mer Celtique/golfe de Gascogne. Cet ajustement est conduit par une méthode des moindres carrés à partir de la valeur modale du spectre de taille. D'autres valeurs sont par ailleurs testées dans des analyses de sensibilité (voir détails en sous-section 4).

Les effectifs par classe d'âge sont convertis en effectifs par classe de taille à partir de l'équation taille-âge de Von Bertalanffy pour chaque espèce :

$$L(a) = L_\infty (1 - \exp(-K (a - t0))) . \qquad (5)$$

avec $L(a)$ la taille à l'âge a et les valeurs de K et L_∞ du Tableau #. De la même manière que dans l'étude de Ravard *et al.* (2014) la valeur de $t0$, l'âge théorique de longueur nulle, a été fixée à 0 car elle n'était disponible que pour un nombre très restreint d'espèces. Les poids individuels sont calculés à partir des tailles individuelles disponibles dans les données de campagnes en utilisant la relation taille-poids

$$W(a) = \alpha\, L(a)^{\beta}. \qquad (6)$$

avec des valeurs pour les coefficients α et β issues de la littérature (Annexe 2).

2.1.2. Détermination de la sélectivité et standardisation

La taille de sélectivité complète L_s est la taille à partir de laquelle on considère que le taux de rétention de l'espèce est représentatif dans l'engin utilisé au cours de la campagne. Celle-ci a été estimée pour chaque espèce retenue pour la construction des spectres, afin de pouvoir comparer les spectres issus de simulations à ceux issus des données de campagne. La sélectivité peut être causée directement par les caractéristiques des engins (taille des mailles), être due à la non-couverture des habitats de juvéniles de certaines espèces (i.e. en eau trop peu profonde ou sur un substrat rocheux) ou encore à un décalage temporel potentiel. Le cas de grands individus faiblement capturés lors de la campagne en raison de phénomènes d'évitement a été considéré pour *Merluccius merluccius* par Ravard et *al.* (2014), mais ne sera pas pris en compte ici car il est difficile d'obtenir de telles informations pour l'ensemble des espèces sélectionnées. Les valeurs de L_s ont été déterminées à partir des distributions de fréquence de taille pour chaque espèce (Annexe 3). Selon l'estimation d'une bonne couverture ou non de cette classe d'âge, les juvéniles ont été ou non gardés. Afin d'éviter un artefact

d'accumulation des grands individus en taille maximale, conséquence de l'impossibilité de paramétrer une sénescence pour ces individus, on établit une taille maximale pour chaque espèce à partir de laquelle les individus ne sont pas retenus pour la construction des spectres simulés. Cette taille L_{max} équivaut à 95 % de sa taille asymptotique L_{inf} de Von Bertalanffy.

Afin de prendre en compte les disparités d'échantillonnage dans les campagnes scientifiques, les abondances et biomasses sont standardisées en fonction de la surface d'échantillonnage. Pour construire les spectres de tailles individuelles de chaque espèce, les abondances d'individus appartenant à la même classe de taille sont sommées. Les abondances de chaque classe de taille sont ensuite représentées en fonction de la taille des individus (Figure 2). Les spectres sont construits pour deux pas de classes de longueurs, 1 cm et 5 cm, afin de tester la sensibilité des indicateurs à ce paramètre. Pour construire les spectres de poids individuels, les biomasses d'individus appartenant à la même classe de poids sont sommées et normalisées en les divisant par l'étendue de la classe en grammes (Piet & Jennings, 2005 ; Sweeting *et al.*, 2009). Les biomasses de chaque classe de poids sont ensuite représentées en fonction du poids des individus. Les spectres de poids sont construits avec des pas de classes de poids de 1*Log2(poids) comme par Jennings & Dulvy (2005) et Sweeting *et al.* (2009), ainsi que de 0,75*Log2(poids). Des classes de taille et poids plus fines ne permettraient pas de représenter des spectres cohérents. La recherche des indicateurs est effectuée pour la majeure partie avec une classe de taille de 1 cm et une classe de poids de 1*Log2(poids) pour affiner les estimations des indicateurs. Dans un premier temps les spectres de tailles et poids sont construits en réunissant les données de toutes les années disponibles pour chaque campagne et en sommant toutes les espèces.

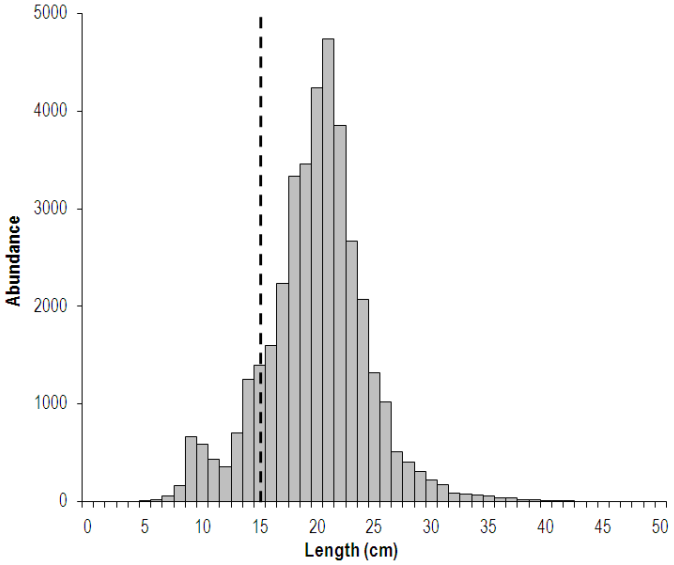


Figure 2 : Abondance par tailles des grondins gris *Eutrigla gurnardus* échantillonnées dans l'ensemble des campagnes EVHOE. En pointillés la taille de sélectivité complète Ls.

2.1.3. Les différents scénarios de gestion

Enfin, pour déterminer l'évolution des valeurs des indicateurs face à la pression de pêche, des simulations sont réalisées avec une mortalité totale par pêche Z = F + M variant entre 1M et 5M (avec un pas de 1M). Deux spectres de cibles de gestion potentiels sont simulés : F = 0,2 (Z = M + 0,2) et F = M (équivalent à Z = 2M). Etant donné que les mortalités naturelles sont différentes selon les espèces, les deux cibles de gestion n'auront certainement pas le même impact selon les espèces. Afin de déterminer si ces cibles ont un impact différent lié à la taille, une comparaison entre les espèces dont la mortalité naturelle est inférieure ou supérieure à 0,2 est effectuée par un test non paramétrique de Mann-Whitney, en fonction de leur taille moyenne.

Enfin, deux spectres séparés sont construits pour la zone mer Celtique/golfe de Gascogne : d'un côté la communauté des espèces démersales et de l'autre la communauté des es èces pélagiques. Ces deux spectres sont créés pour évaluer la capacité des indicateurs po ces deux communautés ayant des caractéristiques différents et mettre en évidence la possibilité ou l'impossibilité de construire des spectres de poissons pélagiques à partir de campagnes démersales. Les habitats des espèces sont indiqués dans l'Annexe 3.

2.2. Spectres trophiques

2.2.1. Le modèle EcoTroph

EcoTroph est une approche de modélisation complémentaire de celle d'EwE (Gascuel & Pauly, 2009 ; Gascuel *et al*., 2011). ET est devenu un des plug-in d'EwE et un package R a récemment été développé (Colléter *et al.*, 2013 ; http://sirs.agrocampus-ouest.fr/EcoTroph/). Dans EcoTroph le flux de biomasse vers les hauts niveaux trophiques peut être vu comme un processus issu de la prédation et de l'ontogénie. Ce flux subit des pertes liées à la respiration, à l'excrétion et à la mortalité naturelle autre que par prédation et est contraint par une vitesse de flux, ou cinétique trophique, variable selon le niveau trophique. Cette représentation permet aux utilisateurs de quantifier les impacts de la pêche et constitue une nouvelle façon d'observer les écosystèmes (Lassalle *et al*., 2012). En se basant sur un modèle Ecopath déjà existant, les informations nécessaires au développement d'un modèle EcoTroph sont minimales. La fonction 'create.ETtranspose' est utilisée pour représenter un modèle Ecopath sous forme de spectres trophiques, tandis que la fonction 'create.ETdiagnosis' permet de simuler différents scénarios de pêche, en multipliant l'effort de pêche actuel (i.e. celui pris en compte dans le modèle Ecopath sous-jacent) par une valeur souhaitée (Gascuel *et al*., 2009). En multipliant l'effort de pêche par 0, on simule un état vierge hypothétique.

Pour des raisons écologiques et/ou technologiques, toute la biomasse d'un écosystème n'est pas accessible à la pêche. Un paramètre d'accessibilité (S_T) est précisé pour chaque groupe Ecopath. Cette valeur n'étant définie que dans les modèles de Guénette & Gascuel (2009) et Lassalle *et al*. (2012), on donne une valeur de S_T=0,8 pour tous les groupes pêchés et S_T=0 pour les autres, lorsque la valeur de S_T n'est pas définie dans les autres modèles Ecopath. Les autres valeurs nécessaires sont le nom des groupes trophique, leur biomasse, leur taux de production et leurs captures (i.e. somme des débarquements et des rejets issus du modèle Ecopath).

Dans un groupe trophique les individus n'ont pas tous le même niveau trophique et celui-ci est réparti autour d'une valeur moyenne selon une distribution log-normale d'écart-type *sigmaLN*. Il est possible de modifier ce paramètre dans la fonction 'create.ETmain' au sein d'un groupe trophique. Ici on choisit l'hypothèse d'une variabilité du niveau trophique évoluant de façon log-linéaire autour de la valeur moyenne du niveau trophique soit équivalent au choix du *smooth type* = 2 dans le package EcoTroph.

$$sigmaLN(TL) = smooth\ x \ln(TL - 0.05) \qquad (7)$$

avec *TL* le niveau trophique moyen du groupe et le paramètre *smooth* représentant la pente de l'augmentation, fixée à 0,07 par défaut.

Le coefficient *TopD* du contrôle top-down, c'est-à-dire de la part de la mortalité naturelle des proies dépendante de l'abondance des prédateurs, peut être défini dans la fonction 'create.ETdiagnosis'. Ce coefficient varie entre 0 (i.e. situation dominée par des processus bottom-up) et 1 (i.e. mortalité naturelle des proies exclusivement dépendante de l'abondance de leurs prédateurs), avec une valeur par défaut fixée de 0,4.

2.2.2. Les différents scénarios de pression de pêche

Afin de déterminer l'évolution des valeurs des indicateurs face à la pression de pêche, des simulations sont réalisées avec le package EcoTroph R (Colléter *et al.*, 2013) avec plusieurs multiplicateurs d'efforts de pêche, allant de mEff=1, l'état actuel, à mEff=5 avec un pas de mEff=1. D'autre part un état vierge est simulé à partir d'EcoTroph pour chacun des modèles avec mEff=0.

Les paramètres fixés de la fonction 'create.ETdiagnosis' utilisés pour les simulations sont les suivants :

(fleet.of.interest = FALSE ; *same.mE* = FALSE ; *B.Input* = FALSE ; *Beta* = 0,2 ; *TopD* = 0,4 ; *FormD* = 0,5 ; *TLpred* = 3,5).

D'autre part les deux cibles de gestion, F=0,2 et F=mortalité naturelle sont simulées. Le package d'EcoTroph ne permettait pas pour l'instant d'effectuer ce type de simulations. Une modification de la fonction 'create.ETdiagnosis' a donc été réalisée et F=0,2 ou toute autre valeur comprise entre F=0 et F=1 peut désormais être appliquée aux groupes qui sont sélectionnés par l'utilisateur. F=M peut aussi être appliqué à tous les groupes souhaités. Les deux cibles de gestions F=0,2 et F=M concernent la mortalité par pêche de la biomasse accessible (*fish_mort_acc*), par conséquent la mortalité par pêche sur la biomasse totale d'un groupe sera en réalité plus faible que 0,2 ou M selon la cible sélectionnée.

Scénarios de type gestion '*globale*' : Les cibles de gestion F=0,2 et F=M sont appliqués sur tous les groupes de consommateurs exploités au sein de l'écosystème.

Scénario de type gestion '*différenciée*' : La cible de gestion F=0,2 est appliquée sur les groupes dont le F accessible actuel est supérieur à 0,2. De même la cible de gestion F=M est appliquée sur les groupes dont le F actuel est supérieur à la mortalité naturelle du groupe dans le modèle. Etant donné la forte probabilité que les groupes concernés par la diminution de leur F pour chacune des cibles de gestion soient différents, une comparaison de ces groupes est effectuée par un test non paramétrique de Mann-Whitney en fonction de leur niveau trophique moyen.

2.2.3. Etat actuel et simulations : le modèle EwE

Les simulations Ecosim de l'état vierge et des cibles de gestion sont uniquement réalisées pour le modèle de mer Celtique/golfe de Gascogne de Guénette et Gascuel (2009) actualisé par Bentorcha (2014), en raison de la non-disponibilité d'autres modèles Ecosim. Les deux types de scénarios des cibles de gestion F=M et F=0,2 sont simulés en maintenant F constant sur la période 2012-2050 afin d'atteindre une situation d'équilibre. Les groupes concernés pour les deux cibles de gestion dans le cas du Scénario 2 sont les mêmes que ceux sélectionnés dans les simulations EcoTroph avec le modèle mer Celtique/golfe de Gascogne. Pour les groupes non concernés la mortalité par pêche de la dernière année est laissée constante jusqu'en 2050. D'autres part plusieurs scénarios d'états vierges sont simulés avec F=0 jusqu'en 2050, un scénario en partant du modèle de 1980 et l'autre en partant du modèle calibré jusqu'en 2012 afin de pouvoir comparer la cohérence des deux états vierges simulés.

2.2.4. Etat actuel et simulations par le modèle démographique

Un spectre trophique est également construit à partir des données de campagnes. Soit un niveau trophique a été donné à chaque espèce soit à partir de valeurs issus de la littérature, à partir de modèles écosystémiques, d'analyses isotopiques, de contenus stomacaux ou encore issus de Fishbase (http://www.fishbase.org) (Annexe 4). Ces valeurs ont été récupérées avec la collaboration de Pauline Vouriot de l'IMBE et Georges Safi de l'UMR BioMEA. Le choix de la meilleure valeur de niveau trophique pour une espèce est effectué dans l'ordre suivant, du plus précis au moins précis :

estimations de niveau trophique avec un modèle Ecopath local **>** estimations de niveau trophique avec un modèle Ecopath non local **>** estimations de niveau trophique avec contenus

stomacaux locaux **>** estimations avec contenus stomacaux non locaux **>** estimations avec isotopie locale **>** estimations avec isotopie non locale **>** estimations Fishbase/Sealifebase.

Enfin, des spectres trophiques sont simulés en utilisant les biomasses estimées à partir du modèle démographique avec un recrutement issu de l'équation 4 mais aussi avec un recrutement variable en fonction du niveau trophique :

$$R = N_0 * exp(-TL * \rho) \qquad (8)$$

où *TL* est le niveau trophique choisi pour l'espèce considérée. Ces spectres sont simulés pour la mer Celtique/golfe de Gascogne, le golfe de Gascogne, la mer du Nord et la Manche.

3. Indicateurs

Les indicateurs utilisés se basent sur des postulats concernant l'évolution de la taille des individus, au niveau inter et intra-spécifique. A ces deux échelles les grands individus sont contraints par des effets directs qui à long terme ont des répercussions sur les individus de taille moindre (Cury *et al*., 2003 ; Shin *et al*., 2005). Dans les écosystèmes marins, la taille des organismes dicte leur régime alimentaire et on sait que des individus d'espèces différentes mais de taille semblable ont souvent un niveau trophique proche (Pimm & Rice, 1987). Cela implique que la taille des individus a souvent été proposée pour décrire la position trophique dans les communautés piscicoles en plus de l'espèce (Jennings *et al*., 2002). En conséquence, les relations se posent semblablement concernant les hauts et faibles niveaux trophiques que pour les grandes tailles et petites tailles.

3.1. Indicateurs testés

Dix indicateurs sont testés pour les quatre types de spectre (Tableau 2).

• Pente du spectre :
La pente des spectres de taille est reconnue comme une indicateur de l'état des écosystèmes marins (Petchey & Belgrano, 2010 ; Shin *et al.*, 2005). Elle quantifie les abondances relatives de poissons de petite taille et de grande taille (Shin *et al.*, 2005). Il a été démontré à de nombreuses reprises que la pente devient plus raide lorsque la pression de pêche augmente (Bianchi *et al.*, 2000 ; Gislason & Rice, 1998 ; Murawski & Idoine, 1992 ; Rice & Gislason, 1996). Cette modification peut s'expliquer à la fois par la baisse de l'abondance des grands individus mais aussi par l'augmentation de celle des proies par relâchement de la pression de prédation (Sweeting *et al*., 2009). Le calcul de la pente est basé sur une régression linéaire i) du log de l'abondance ou de la biomasse en fonction de la variable continue (i.e. taille, log du poids ou niveau trophique), ii) entre la valeur maximale d'abondance ou de biomasse et la dernière valeur positive. La valeur modale pouvant être variable selon la pression de pêche simulée, la pente est calculée sur les spectres de tailles individuelles avec un pas de 5 cm (au lieu de 1 cm). Ce choix est censé réduire la fluctuation de la valeur modale. Pour les spectres trophiques on utilise la valeur maximale de biomasse à partir de TL=2,5. Contrairement à d'autres études la taille n'est pas mise en log pour le calcul de la pente, étant donné la faible gamme de tailles observées dans le choix des espèces à chaque zone. On s'attend à ce que la pente soit moins raide à l'état vierge et qu'elle augmente avec la pression de pêche. Cet indicateur est ici utilisé pour les spectres de tailles et poids individuels et pour les spectres trophiques. **L'ordonnée à l'origine (Intercept) du spectre** est quasiment indissociable du calcul de la pente. Elle représenterait la productivité des écosystèmes aquatiques (Boudreau & Dickie, 1992 ; Bianchi *et al*., 2000 ; Kerr & Dickie, 2001) ou simplement l'abondance en poissons (Daan *et al*., 2005). Le calcul de l'ordonnée à l'origine est basé sur les mêmes conditions que celui de la pente. Rochet & Trenkel (2003) recommandent de soustraire aux mesures la taille moyenne, avant la régression linéaire afin d'éliminer la corrélation avec la pente. Cependant le calcul de l'ordonnée à l'origine a donné des résultats divergents (Bianchi *et*

al., 2000 ; Boldt *et al*., 2012 ; Gislason & Rice, 1998 ; Graham *et al.*, 2005). Etant donnée la difficulté de son interprétation, elle ne sera pas évaluée en tant qu'indicateur dans la présente étude.

• Courbure du spectre :
D'après Benoit & Rochet (2004), Shin & Cury (2004) et Gómez-Canchong *et al*. (2011) celle-ci serait plus sensible aux effets de la pêche que la pente. La courbure est censée augmenter (s'écarter de 0) avec l'augmentation de la pression de pêche, en réduisant l'abondance des grands individus (Benoit & Rochet, 2004). La courbure est estimée en effectuant une régression polynomiale de l'abondance ou de la biomasse en fonction de la variable continue. Cet indicateur a été testé uniquement sur les spectres de tailles et poids individuels. Il est aussi calculé à partir de la valeur modale des spectres et avec un pas de 5 cm pour les spectres de tailles individuelles.

• Taille, poids ou niveau trophique moyen :
Duplisea *et al*. (1997) ont proposé cet indicateur afin d'évaluer des variations temporelles de du poids de poissons démersaux de l'ensemble du plateau Néo-Ecossais (Canada). Ici la même méthode est appliquée aux spectres de tailles individuelles et aux spectres trophiques. Il est calculé ainsi :

$$\bar{S} = \frac{\sum N_S * S}{\sum N} \qquad (9)$$

avec *S* la classe de taille, poids, ou de niveau trophique et N_S l'abondance ou la biomasse de poissons dans la classe. On s'attend à ce que cette valeur moyenne diminue avec l'augmentation de la pression de pêche, en raison de la baisse de l'abondance ou de la biomasse des grands individus et des hauts niveaux trophiques dans l'écosystème. Cet indicateur est utilisé pour les spectres de tailles, poids individuels et les spectres trophiques.

• Forme des spectres :
Duplisea *et al*. (1997) ont aussi proposé cet indicateur qui représente la valeur moyenne et la variation autour de cette valeur. La forme des spectres est calculée par :

$$I = \frac{\bar{S}}{s^2} \qquad (10)$$

avec

$$s^2 = \left[\frac{\sum((\bar{S} - S)^2 * N_S)}{\sum N}\right]^2 \qquad (11)$$

avec *S* la classe de taille ou poids, N_S l'abondance ou la biomasse de poissons dans la classe de taille, de poids ou le niveau trophique, *N* l'abondance ou biomasse totale et s^2 la variance. Les classes de taille ne présentant aucun individu sont exclues. Quand $I < 1$, la distribution de la variable de l'axe des abscisses couvre plus de valeurs que ne le ferait une distribution normale pour la même moyenne. Avec l'augmentation de la pression de pêche et la diminution des grands individus, on s'attend à ce que cette valeur augmente, en raison de la diminution de l'étendue (notamment pour les spectres de poids) (Duplisea *et al*., 1997). Cet indicateur est testé uniquement sur les spectres de tailles et poids individuels.

• Equitabilité :
L'indice de diversité de Shannon peut être utilisé pour des variables continues (i.e. taille, poids et niveau trophique) en fonction de l'abondance ou de la biomasse (Quiñones, 1992). Il permet de caractériser la diversité de ces variables au sein des écosystèmes. Ruiz (1994) a mis en évidence les difficultés posées par l'utilisation de cet indice, le nombre de classes choisi et la nécessité d'avoir des classes de taille variable dans certaines occasions (e.g. les classes logarithmiques). Il a proposé des corrections à ces 2 problèmes.

L'indice de diversité de Shannon :

$$H = \sum p_i \, Log_2 \, p_i \qquad (12)$$

où p_i est la probabilité de l'espèce i, peut être corrigée en divisant H par (Log2 N) où N est le nombre de classes de la variable continue

$$H^* = H/Log_2 N \qquad (13)$$

H * est dans ce cas-là l'équivalent de l'indice d'équitabilité de Piélou (Grall & Coïc, 2006).

Dans le cas des classes de taille variable,

$$H_c^* = -\left(\frac{1}{Log_2 N}\right) \sum_i \left(\frac{c_i}{r}\right) p_i Log_2 p_i \qquad (14)$$

avec le facteur c_i/r où c_i est la taille de la classe i et r l'étendue totale de la variable analysée. Les classes de taille ne présentant aucun individu sont exclues de ces indices. On s'attend à ce que la diversité des tailles, poids et niveaux trophiques soit diminuée avec l'augmentation de la pression de pêche en raison de la diminution des individus de grande taille et de hauts niveaux trophiques. Cet indicateur est utilisé pour les spectres de tailles et poids individuels et les spectres trophiques.

• 95e Centile de la biomasse ou de l'abondance :
Il détermine la classe de taille, de poids ou de niveau trophique des grands individus ou grands prédateurs comptant pour les premiers 5 % de la biomasse ou de l'abondance. Dans le cas des spectres trophiques sa baisse reflète une déplétion des grands prédateurs et est attendu en cas d'augmentation de la pression de pêche (Shannon *et al.*, 2014). On s'attend à ce que cet indicateur baisse avec l'augmentation de la pression de pêche. Cet indicateur est utilisé pour les spectres de tailles et poids individuels ainsi que les spectres trophiques.

• Biomasses et abondances des grands prédateurs :
Shannon *et al.* (2014) ont défini que le niveau trophique de 2,5 étaient représentatif des organismes fourrage, 3,5 des organismes intermédiaires et 4,5 des prédateurs supérieurs. Ainsi un TL >= 3,25 exclu les petits organismes et les poissons fourrage. Dans le cas d'une pression de pêche accrue, une baisse des biomasses de grands prédateurs est généralement attendue (Pauly *et al.*, 1998 ; Stergiou & Tsikliras, 2011). Suivant la structure des écosystèmes étudiés et la force de l'effet top-down (Cury *et al.*, 2003), les résultats sont beaucoup moins prévisibles concernant les organismes intermédiaires. On regarde donc la biomasse à TL = 4,5. Cet indicateur ne peut être adapté pour les spectres de tailles et poids car il est difficile d'estimer des tailles et des poids représentatifs des organismes intermédiaires et des prédateurs supérieurs en raison de la variabilité inter et intra-spécifique. On s'attend à ce que la biomasse des grands prédateurs diminue avec l'augmentation de la pression de pêche. Cet indicateur est testé uniquement sur les spectres trophiques issus d'EcoTroph.

• Large Fish Indicator (LFI) et High Trophic level Indicator (HTI) :
Le Large Fish Indicator (LFI) a été originellement défini comme la proportion en nombre de poissons de taille supérieur à 30 cm dans un échantillon donné (ICES, 2006). Cette taille de 30 cm tient son origine au fait que Greenstreet & Rogers (2006) aient déterminé qu'en 70 ans de campagne SAGFS (Scottish August GroundFish Survey), seulement 5 % des poissons en nombre dépassaient cette taille. Les seuils ont été réévalués et sont actuellement de 40 cm pour la mer du Nord et 50 cm pour la mer Celtique et le Golfe de Gascogne. En outre la proportion est désormais estimée en biomasse (Rombouts *et al.*, 2013b ; Shephard *et al.*, 2011). Le seuil en mer du Nord a été plus longuement étudié que celui en mer Celtique/golfe de Gascogne. En conséquence des seuils de 40 cm et 50 cm sont testés pour calculer le LFI en mer Celtique/golfe de Gascogne, golfe de Gascogne et en Manche. D'autre part cet indicateur est normalement adapté pour des espèces démersales et est donc calculé soit pour toutes les espèces, soit uniquement pour ces dernières. Cet indicateur est sensible à la pression de pêche (ICES, 2006 ; Rice & Rochet, 2005) et relativement insensible aux conditions environnementales (Shin *et al.*, 2005 ; Link *et al.*, 2010). On utilise cet indicateur pour les spectres de tailles individuelles avec l'hypothèse que le LFI diminue avec l'augmentation de la

pression de pêche en raison de la déplétion des grands individus (Greenstreet & Rogers, 2006). Cet indicateur est utilisé pour les spectres de tailles.

Son équivalent pour les spectres trophiques est le High Trophic level Indicator (HTI), créé à l'occasion pour cette étude. Il est défini comme la proportion en biomasse de poissons de niveau trophique supérieur à 4 au sein des consommateurs présents dans l'écosystème (i.e. biomasse des groupes supérieurs à TL=2). Ce seuil est également utilisé par Shannon *et al.* (2014), car les individus avec un niveau trophique supérieur sont censés représenter uniquement les prédateurs supérieur, en excluant les petits et moyens poissons pélagiques. On s'attend à ce que la valeur du HTI diminue avec l'augmentation de la pression de pêche en raison de la déplétion des grands prédateurs. Cet indicateur a été utilisé pour les spectres trophiques.

• Biomasse totale :
Duplisea *et al*. (1997) ont proposé cet indicateur dans l'étude canadienne précédemment évoquée. Ici la biomasse totale ne peut être utilisée que pour les spectres trophiques issus d'EcoTroph, car les spectres de tailles et poids individuels issus des simulations ou des données de campagnes ne sont comparables qu'en termes d'abondance et biomasse relatives. L'indicateur de biomasse totale correspond, dans les spectres trophiques, à la biomasse de tous les consommateurs.

$$B = \sum B_{TL} \qquad (15)$$

avec B la biomasse totale et $\sum B_{TL}$ biomasse en poissons au niveau trophique TL.

On s'attend à ce que cette biomasse totale diminue avec l'augmentation de la pression de pêche en raison de l'augmentation des captures.

Tableau 2 : Indicateurs testés pour chaque type de spectres et les effets attendus avec une augmentation de la pression de pêche. L : spectre de taille. W : spectre de poids. T : spectre trophique. * : indicateur retenu pour la comparaison Inter-écosystèmes.

Indicator	Hypothesis	L	W	T (ET & EwE)	T (Demographic)
slope	↗	**X***	**X**	**X***	**X**
curve	↘	**X**	**X**		
mean L,W, TL	↘	**X***	**X***	**X**	**X**
shape	↗	**X**	**X**		
equitability	↘	**X**	**X***	**X**	**X**
total biomass	↘			**X**	
95th percentile	↘	**X***	**X**	**X**	**X**
LFI	↘	**X***			
HTI	↘			**X***	**X**
biomass TL4.5	↘			**X***	

3.2. Comparaison des valeurs des indicateurs

3.2.1. Evolution des indicateurs en fonction de la pression de pêche

L'évolution des valeurs des indicateurs est observée en fonction de l'intensité de la pression de pêche pour la zone mer Celtique/golfe de Gascogne. On recherche un indicateur ayant une valeur qui traduit l'amélioration du système à l'état vierge, en comparaison de l'état actuel, et qui montre à l'inverse la dégradation de l'écosystème avec des multiplicateurs d'effort de pêche élevés. Les indicateurs retenus doivent ainsi montrer des variations cohérentes de leurs valeurs entre différents états simulés.

Certains des indicateurs ont une valeur exprimée en taille, poids, niveau trophique ou pourcentage et sont exprimés en tant que tel. En plus de cela on observe le rapport des valeurs

des indicateurs aux différents multiplicateurs de pression de pêche IN_{simul} sur la valeur de ceux-ci à l'état vierge IN_{vierge}.

$$Ratio\ indicateur = IN_{simul} / IN_{vierge} \qquad (16)$$

Les valeurs des indicateurs des spectres issus des données de campagnes sont aussi comparées à celles de l'état vierge.

Pour les indicateurs dont la valeur est censée augmenter avec la pression de pêche (i.e. pente et forme), on calcule l'inverse des Ratios *indicateur* et *cible* afin d'homogénéiser la compréhension de la valeur du ratio avec un état plus perturbé vers les valeurs proches de 0 et proche de l'état cible en allant vers des valeurs proches de 1.

3.2.2. Cibles de gestion

Le bon état écologique peut être atteint si l'impact est faible et donc si l'indicateur se rapproche de sa valeur simulée à l'état vierge. En conséquence la valeur d'un indicateur à l'état cible IN_{cible} (F=0,2 ou F=M dans les deux types de scénarios) est comparée à la valeur de l'indicateur à l'état vierge IN_{vierge} en utilisant un ratio

$$Ratio\ cible = IN_{cible} / IN_{vierge} \qquad (17)$$

Cependant la cible de gestion doit aussi maintenir les capacités des services écosystémiques. Dans les modèles EcoTroph et EwE la capture totale et la mortalité par pêche de la biomasse accessible sont comparées par le rapport relatif de leurs valeurs sur celles dans l'état actuel. Ceci permet d'observer la direction de l'évolution en cas d'application de la gestion, de quantifier la différence et de pouvoir comparer les cibles F=M et F=0,2 entre les deux types de scénario.

Enfin, l'évolution des groupes trophiques du modèle EwE est observée afin de comprendre son évolution et prévoir la déplétion de certains groupes et l'accroissement d'autres. La zone mer Celtique golfe de Gascogne est analysée en détail.

3.2.3 Comparaison inter-écosystèmes

• Comparaison de l'état des écosystèmes

Le ratio entre la valeur des indicateurs des spectres de tailles et poids individuels à l'état actuel par rapport à l'état vierge est calculé pour les spectres de mer Celtique/golfe de Gascogne, du golfe de Gascogne seul, de la mer du Nord et de la Manche. Les valeurs de ces rapports sont représentées pour chaque indicateur. On cherche à trouver une tendance au sein des indicateurs pour comparer la qualité de ces écosystèmes.

Concernant les spectres trophiques issus d'EcoTroph le ratio entre la valeur des indicateurs à l'état actuel et celle de l'état vierge est calculé pour les modèles de mer Celtique/golfe de Gascogne de 1980, 2000 et 2012 et les modèles du golfe de Gascogne, de mer du Nord et de la Manche. La comparaison inter-écosystème n'est pas possible pour le modèle EwE mais l'écosystème de mer Celtique/golfe de Gascogne peut être comparé entre 1980 et 2012. Ils permettent d'observer l'évolution de l'écosystème mer Celtique/golfe de Gascogne entre 1980, 2000 et 2012. On recherche une similarité de résultats entre les différents indicateurs.

Enfin cette représentation est aussi réalisée à partir des spectres trophiques issus du modèle démographique pour les écosystèmes de mer Celtique/golfe de Gascogne, golfe de Gascogne seul, mer du Nord et Manche.

La comparaison des trois méthodes (spectres observés, simulations de modèles trophiques et modèle démographique) doit permettre d'observer si les tendances sont les mêmes quelle que soit la méthode.

• Comparaison des cibles de gestion

Pour les quatre zones d'étude les ratios des indicateurs à l'état ciblé sont calculés pour les spectres de tailles et poids individuels et comparés avec les valeurs des indicateurs calculées pour l'état actuel. Ceci permet de statuer de la meilleure cible de gestion si on ne prend pas en compte les captures totales comme critère mais uniquement la qualité de l'écosystème avec les différentes cibles de gestion.

A partir des simulations d'EcoTroph les captures totales sont représentées pour chaque écosystème en fonction du taux de perte par pêche pour chaque cible de gestion, F=M et F=0,2 pour les deux types de scénarios. Le taux de perte par pêche mesure la proportion de la production capturée par an et reflète le niveau de l'impact de la pêche sur l'écosystème alors que la mortalité par pêche F est plutôt un indicateur des niveaux trophiques exploités (Gasche *et al.*, 2012). Les variations de captures et de taux de perte par pêche sont calculées par différences relatives

$$Variation = (Q_{cible} - Q_{actuel}) / Q_{actuel} \qquad (18)$$

avec Q_{cible} les captures ou le taux de perte par pêche à l'état cible et Q_{actuel} les captures ou le taux de perte par pêche à l'état actuel. Ainsi une valeur négative représente une diminution des captures ou du taux de perte par pêche par rapport à l'état actuel alors qu'une valeur positive représente une augmentation. Les cibles de gestion permettant de diminuer le taux de perte par pêche et/ou d'augmenter les captures sont sélectionnées et les valeurs de leurs indicateurs sont calculées. Elles sont divisées en deux classes : les cibles de gestion augmentant les captures totales et diminuant de taux de perte par pêche moyen de l'écosystème forment le premier groupe. La seconde classe est composée par deux cas différents : le premier cas où une cible augmente les captures et augmente la taux de perte par pêche par rapport à l'état actuel et le second cas où l'état cible diminue la taux de perte par pêche mais diminue les captures totales de moins de 20 % par rapport à l'état actuel. Ensuite les valeurs des rapports d'indicateurs de l'état cible sur l'état vierge sont observés et exposées avec les valeurs des indicateurs calculées pour l'état actuel sur l'état vierge. Cette représentation doit permettre de statuer sur la meilleure cible de gestion pour chaque écosystème et ainsi donner des valeurs cibles pour les indicateurs pertinents. Les sorties du modèle Ecosim de mer Celtique/golfe de Gascogne sont additionnées aux sorties d'EcoTroph. Les modèles de mer Celtique/golfe de Gascogne de 1980 et 2000 sont aussi ajoutés pour observer si la même cible de gestion est la plus adapté pour l'écosystème de mer Celtique/golfe de Gascogne de 1980, 2000 et 2012.

Les ratios des indicateurs à l'état ciblé sont calculés pour les spectres trophiques issus du modèle démographique et exposées avec les valeurs des indicateurs calculées pour l'état actuel sur l'état vierge. Ceci permet de statuer de la meilleure hypothèse de cible de gestion si on ne prend pas en compte les captures totales mais uniquement la qualité de l'écosystème avec les différentes cibles de gestion.

La comparaison de ces trois méthodes doit permettre d'observer si les tendances sont les mêmes quelle que soit la méthode.

4. Analyse de sensibilité des indicateurs

La sensibilité des indicateurs est testée pour différents paramètres de construction des spectres. Tous ces tests de sensibilité sont effectués uniquement pour la zone Mer Celtique et Golfe de Gascogne, que ce soit pour les spectres de tailles et poids individuels ou les spectres trophiques. Pour les spectres de tailles et poids individuels la sensibilité est analysée sur les spectres issus des simulations, excepté pour l'analyse jackknife qui porte sur les spectres observés. Pour les spectres trophiques l'analyse de sensibilité est réalisée uniquement à partir des simulations EcoTroph. Le modèle trophique utilisé est celui de 1980.

Concernant les spectres de tailles et poids individuels, la sensibilité des indicateurs est testée au niveau des paramètres de construction pour les différentes classes de tailles et de poids. D'autre part la sensibilité est testée autour des valeurs de L_s, en observant les valeurs des

indicateurs pour les spectres de tailles et poids individuels avec une L_s - 10 % et une L_s + 10 %. L'absence ou la présence de L_s est aussi testée. La sensibilité des indicateurs à la mortalité calculée est testée grâce au développement de spectres à partir des mortalités d'Andersen *et al.* (2009) et Gislason *et al*. (2010). Ensuite la sensibilité des indicateurs aux valeurs du paramètre ρ intervenant dans le recrutement est testée autour de ρ=0,1 (utilisé dans ce travail) avec des valeurs de ρ=0 et ρ=ρ*2. Enfin concernant les paramètres de construction, une analyse jackknife est effectuée afin de déterminer la sensibilité aux choix des espèces. Elle consiste à observer les valeurs des indicateurs en l'absence d'une espèce dans le modèle afin de déterminer le poids des espèces pour chaque indicateur. Celle-ci est effectuée sur les spectres de tailles individuelles issus des données de campagnes.

Concernant les spectres trophiques la sensibilité est testée sur la valeur du paramètre α de top-down rentrée dans EcoTroph. Sa valeur par défaut est de 0,4 et on teste ici les valeurs des indicateurs pour des valeurs de α variant entre 0 et 1 avec un pas de 0,1. La sensibilité de la valeur du paramètre β représentant l'importance du recyclage de biomasse par le niveau 1 n'est pas testée car des études précédentes ont démontré que les biomasses et captures par niveaux trophiques étaient peu sensibles à ce paramètre (Halouani *et al.* (en préparation) ; Lassalle *et al.*, 2012). La sensibilité au paramètre de smooth (S_τ) représentant la variabilité intra-groupe du niveau trophique a aussi été testée pour des valeurs entre 0 et 0,1 avec un pas de 0,1. Sa valeur par défaut est de 0,07. De même la sensibilité au choix du paramètre de smooth de type 1 ou 2 est observée. Enfin la sensibilité de l'accessibilité est testée avec les valeurs déterminées par Bentorcha (2014) et une valeur de 0,8 pour tous les groupes exploités.

La sensibilité aux paramètres est examinée à l'aide d'un coefficient de variation (CV) à chaque multiplicateur de pression de pêche :

$$CV = 100 \frac{\text{écart-type (indic)}}{\text{moyenne (indic)}} \qquad (19)$$

Où *indic* représente les valeurs des indicateurs à chaque valeur des facteurs testés.

III- RESULTATS

1. Evolution des spectres et des indicateurs avec la pression de pêche

Pour des fins de simplicité, seuls les spectres de tailles, poids et niveaux trophiques simulés à partir du modèle de Gislason sont présentés. L'ensemble des résultats à partir des deux modèles sont toutefois inclus dans l'Annexe 5. Dans les quatre types de simulations réalisées dans l'écosystème de mer Celtique/golfe de Gascogne les grandes tailles, poids et niveaux trophiques tendent à s'affaiblir avec l'augmentation de la pression de pêche (Figure 3). Le mode tend aussi à diminuer à partir d'une certaine pression de pêche (e.g. Z=3M ou 4 M pour Figures 3A et 3B). Dans les spectres de tailles (Figure 3A) deux pics sont observables à partir des données de campagne et un seul à partir des simulations. Les proportions des grandes tailles, poids et niveaux trophiques issus du modèle démographiques sont plus faibles dans les spectres des données de campagnes en comparaison des simulations.

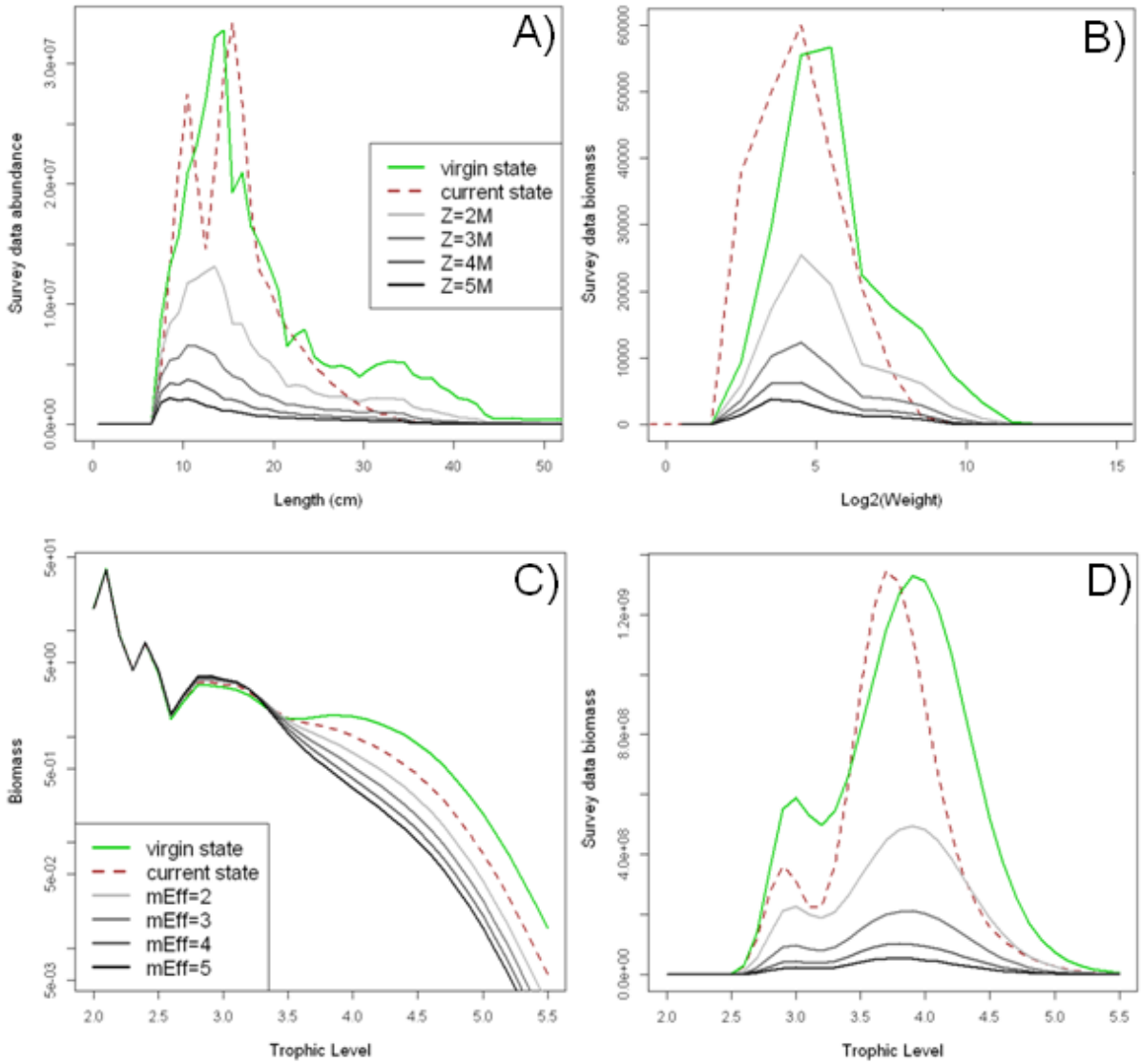


Figure 3 : Simulations à différentes pressions de pêches des A) spectres de tailles, B) spectres de poids, C) spectres trophiques issus d'EcoTroph et D) les spectres trophiques issus du modèle démographique. Les spectres observés en A), B) et D) correspondent aux données de campagnes, tandis que les spectres simulés ont des abondances et biomasses dépendantes du recrutement en entrée.

1.1. Indicateurs dans les spectres de tailles et poids individuels

● **Spectres de taille**

Dans les simulations en mer Celtique/golfe de Gascogne, le mode est le même quelle que soit la pression de pêche simulée et permet donc de comparer la pente et la courbure des spectres avec une classe de taille de 5 cm (Figure 4A). Tous les indicateurs évoluent selon les hypothèses mais la forme du spectre et le LFI ont les évolutions les plus marqués avec des ratios fluctuant entre 0,86 et 0,33. La pente, la taille moyenne et le 95e centile ont des variations moindres, entre 0,97 et 0,84. La courbure et l'équitabilité ont les variations les plus faibles, entre 0,99 et 0,90. Le mode du spectre des données de campagnes est le même que pour les spectres simulés. Il permet d'observer que la pente y est moins abrupte qu'à l'état vierge simulé. La courbure est équivalente à une simulation avec Z=4M. Les autres indicateurs ont tous des valeurs plus faibles que dans les simulations, en particulier la forme et le LFI avec un seuil de 40 cm.

● **Spectres de poids :**

Pour la mer Celtique/ golfe de Gascogne le mode est variable avec les simulations et ne permet pas de comparer la pente et la courbure des spectres de poids (Figure 4B). La forme et le 95e centile n'évoluent pas en cohérence avec les hypothèses. Seuls le poids moyen et l'équitabilité évoluent en cohérence avec les hypothèses et de façon assez marquée avec des ratios entre 0,86 et 0,59. Les indicateurs du spectre des données de campagnes sont tous plus faibles que dans les simulations. Le poids moyen y est de 22 kg, beaucoup moins que les 30 kg dans les simulations avec Z=5M.

1.2. Indicateurs dans les spectres trophiques

● **Spectres trophiques issus d'EcoTroph**
L'évolution des valeurs des indicateurs pour l'écosystème Mer Celtique/Golfe de Gascogne 2012 est cohérente pour tous les indicateurs excepté le 95e centile qui reste stable entre certains multiplicateurs d'effort de pêche (Figure 4C). Le niveau trophique moyen, l'équitabilité et la biomasse totale varient assez peu entre l'état vierge et un multiplicateur d'effort de 5, avec des ratios compris entre 0,97 et 0,90. La pente, le HTLI et la biomasse à TL=4,5 varient plus largement, avec des ratios entre 0,77 et 0,10.

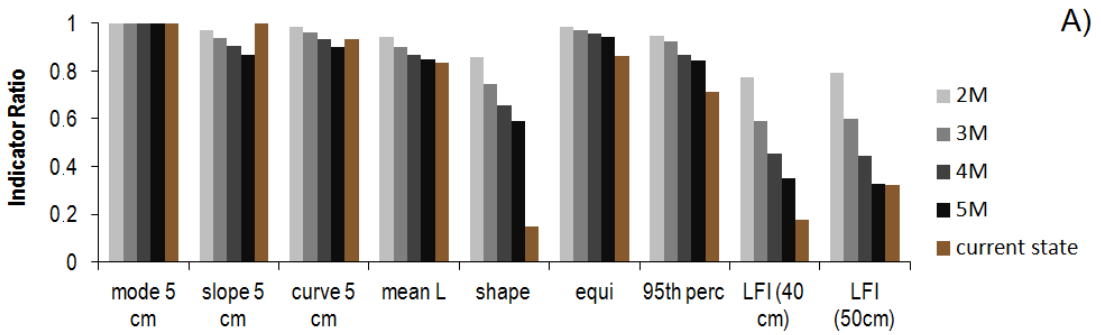
● **Spectres trophiques issus d'EwE**
L'évolution des indicateurs ne peut être comparée dans les modèles EwE mer Celtique/golfe de Gascogne qu'entre l'état 2012 et les deux états vierges simulés (voir Annexe 6). Les valeurs des indicateurs sont très proches entre les deux états vierges simulés avec F=0 à partir de 1980 et 2012. Aucune valeur d'indicateur ne va dans le sens contraire des prédictions mais le 95e centile, le niveau trophique moyen et l'équitabilité sont statiques. La pente, la biomasse totale, le HTI et la biomasse à TL=4,5 sont plus faibles qu'à l'état vierge. La pente et le HTI ont des ratios inférieurs à 0,95, contrairement à la biomasse totale et la biomasse à TL=4,5.

● **Spectres trophiques issus du modèle démographique :**

Dans les simulations pour la mer Celtique/golfe de Gascogne avec un recrutement variable en fonction de la taille, les indicateurs n'évoluent pas en cohérence les hypothèses, avec des valeurs constantes ou des évolutions contraires à ce qui était attendu (Figure 4D). Le mode est variable et la pente ne peut donc être comparée entre les différentes simulations de pression de pêche. Les valeurs des indicateurs issus des données de campagnes sont plus faibles que dans les spectres simulés, excepté pour le HTI.

Les spectres trophiques avec un recrutement variable en fonction du niveau trophique n'ont pu être validés car la somme des écarts carrés entre spectre observé et spectre simulé restait trop élevée quelle que soit la valeur de ρ.

Au vu des résultats de l'évolution des indicateurs avec ce spectre trophique issu du modèle démographique, aucun indicateur n'a été retenu. En effet, aucun indicateur n'évolue de façon conséquente et selon les attentes.



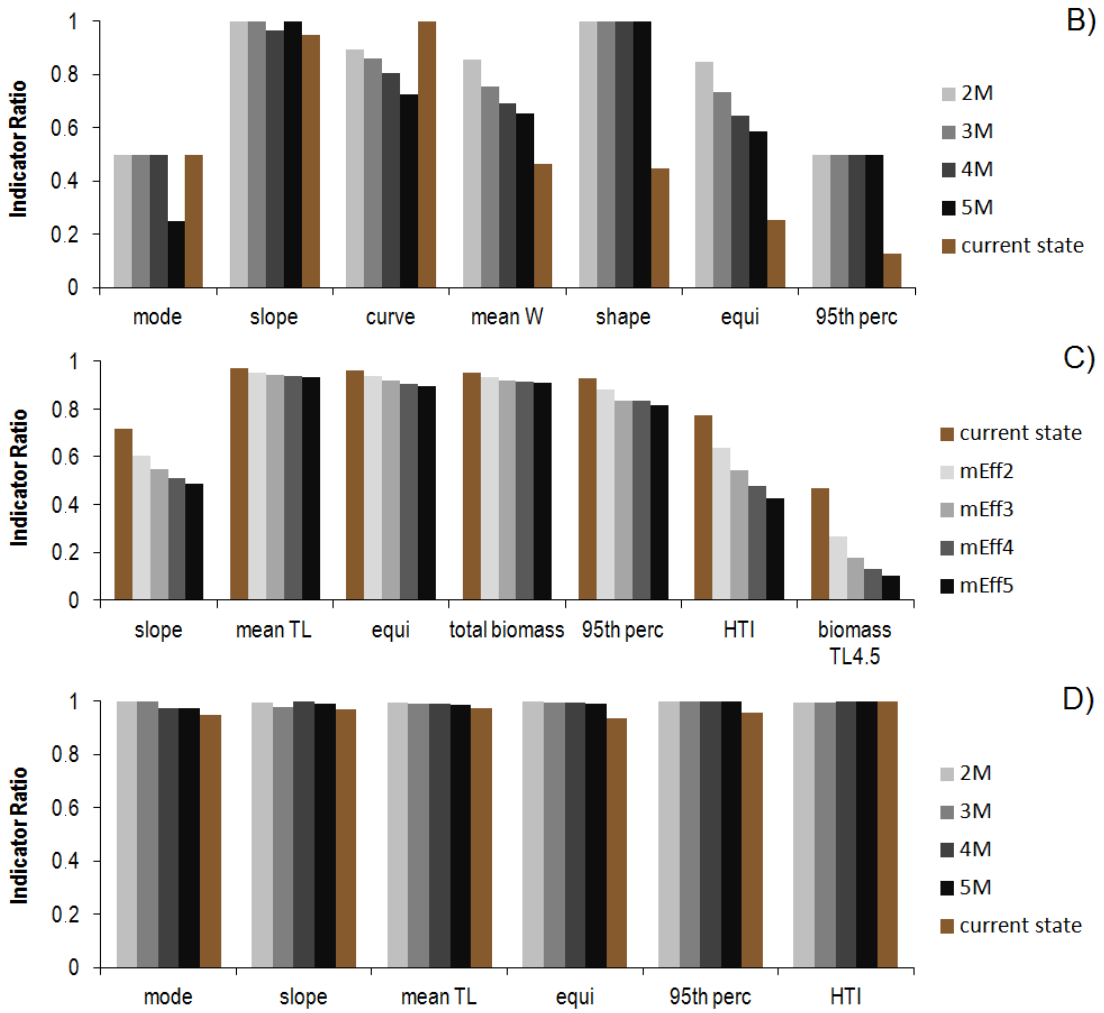


Figure 4 : Evolution des indicateurs en fonction de la pression de pêche dans A) les spectres de tailles, B) les spectres de poids, C) les spectres trophiques issus d'EcoTroph et D) les spectres trophiques issus du modèle démographique.

2. Cibles de gestion

2.1. Indicateurs retenus et cibles de gestion dans les spectres de tailles et poids individuels

● Spectres de taille

Les indicateurs retenus pour caractériser l'état des écosystèmes à partir des spectres de tailles individuelles sont la pente, le 95e centile, la taille moyenne et le LFI avec les deux seuils différents (40 cm et 50 cm). L'évolution de l'équitabilité avec la pression de pêche n'est pas suffisamment importante pour que cet indicateur soit gardé. Si la forme évolue selon nos hypothèses et de façon conséquente avec l'augmentation de la pression de pêche, elle n'a pas été retenue car son calcul est proche de celui de la taille moyenne qui est plus facilement interprétable. De même la courbure évolue selon les hypothèses mais ses variations sont peu conséquentes et son interprétation écologique est complexe. L'observation des spectres des démersaux et pélagiques conduit au choix des mêmes indicateurs, excepté le LFI qui ne peut être estimé pour les pélagiques, tous de longueur inférieure ou proche au seuil de 40 cm (voir Annexe 7).

D'après tous les indicateurs retenus exceptée la pente, les deux cibles de gestion candidates permettent d'obtenir un meilleur état de l'écosystème mer Celtique/golfe de Gascogne que celui observé actuellement. La cible de gestion F=M permet d'avoir un écosystème en meilleur état qu'avec F=0,2. Le ratio de la taille moyenne est de 0,94 pour F=M et 0,90 pour F=0,2 alors que le ratio du LFI avec un seuil de 50 cm est de 0,80 pour F=M et 0,33 pour F=0,2. Les espèces ayant une mortalité naturelle inférieure à 0,2 ont une taille asymptotique significativement plus grande que les espèces ayant une mortalité naturelle supérieure à 0,2 (Mann-Whitney, p=0,0003).

● **Spectres de poids**

Les indicateurs retenus pour caractériser l'état des écosystèmes à partir des spectres de poids individuels sont le poids moyen et l'équitabilité car ce sont les seuls qui évoluent conformément à nos hypothèses et de façon conséquente. L'observation des spectres des démersaux et pélagiques induit au même choix d'indicateurs (voir Annexe 7).

D'après ces indicateurs des spectres de poids, les deux cibles de gestion candidates permettent d'obtenir un meilleur état de l'écosystème mer Celtique/golfe de Gascogne que l'état actuel. La cible de gestion F=M permet d'avoir un meilleur état qu'avec F=0,2. Les espèces ayant une mortalité naturelle inférieure à 0,2 ont un poids asymptotique significativement plus grand que les individus ayant une mortalité naturelle supérieure à 0,2 (Mann-Whitney, p=0,0004).

2.2. Indicateurs retenus et cibles de gestion dans les spectres trophiques

● **Spectres trophiques issus d'EcoTroph**

Les indicateurs retenus pour caractériser l'état des écosystèmes à partir des spectres trophiques issus d'EcoTroph sont la pente, le HTI et la biomasse au niveau trophique 4,5.

Les simulations des deux cibles de gestion F=M et F=0,2 ont été conduites sur tous les groupes exploités (cible 'globale') ou seulement ceux qui dépassaient les seuils en 2012 (cible 'différenciée') dans la mer Celtique/golfe de Gascogne. Les résultats suggèrent que l'application d'une mesure de gestion 'globale' à tous les groupes exploités augmente les captures mais aussi le taux de perte par pêche et diminue la valeur des indicateurs comparativement à l'état actuel.

Avec F=0,2 en gestion 'globale' la biomasse est moins forte à partir des niveaux trophiques 4,5 en comparaison de l'état actuel (Figure 5A). Avec F=M la biomasse est plus faible qu'en 2012 à partir du niveau trophique 2,5 et en majeure partie entre TL=2,5 et TL=4,5. Le taux de perte par pêche avec F=M est fortement augmenté entre TL=2,5 et TL=4 en comparaison de l'état actuel (Figure 5B). Avec F=0,2 le taux de perte par pêche est légèrement plus fort qu'à l'état actuel entre TL=2,5 et Tl=3,5 mais bien plus élevé à partir de TL=4. Autrement dit, appliquer ces règles de gestion F=M ou F=0,2 à tous les groupes conduirait à augmenter l'impact de la pêche sur les spectres trophiques, et correspondrait donc à une détérioration de l'état de l'écosystème, comparativement à la situation actuelle.

Dans le cas de cibles différenciées, la biomasse des niveaux trophiques à partir de 3,5 est augmentée en comparaison de 2012. L'impact minimum est obtenu avec F=M (Figure 5A). Le taux de perte par pêche est plus faible qu'en 2012 à tous les niveaux trophiques et est le plus faible avec F=M (Figure 5B).

Les captures totales sont respectivement augmentées de 134 % et 28 % en appliquant F=M et F=0,2 à tous les groupes de consommateurs exploités (gestion dite 'globale'). Cette augmentation est accompagnée d'une augmentation du taux de perte par pêche de 34 % et 9

%. A l'inverse, en appliquant ces F seulement aux groupes dépassant ce seuil en 2012 (gestion dite 'différenciée'), les captures sont diminuées de 27 % avec F=M et de 22 % avec F=0,2. D'un autre côté les taux de perte par pêche sont aussi diminués, de 35 % et 15 %.

La pente, le HTI et la biomasse à TL=4,5 indiquent un meilleur état de l'écosystème avec une gestion différenciée, notamment avec F=M. L'état avec F=M en gestion 'globale' a les plus faibles valeurs de HTI et de biomasse à TL=4,5. L'état actuel est pour tous les indicateurs en dessous des cibles de gestion 'différenciée' et à hauteur de la plus haute valeur de gestion 'globale'.

● Spectres trophiques issus d'EwE

Les indicateurs retenus pour caractériser l'état des écosystèmes à partir des spectres trophiques issus d'EwE sont les mêmes que pour ceux issus d'EcoTroph.

Les simulations des deux cibles de gestion F=M et F=0,2 ont été conduites comme précédemment, c'est à dire sur tous les groupes exploités (gestion 'globale') ou seulement ceux dépassant les seuils en 2012 (gestion 'différenciée'). Les résultats démontrent que l'application d'une mesure de gestion à tous les groupes exploités augmente systématiquement les captures mais augmente aussi la mortalité par pêche et diminue la valeur des indicateurs en comparaison de l'état vierge. En comparaison de 2012 la biomasse est diminuée avec toutes les cibles de gestion autour de TL=3, augmentée autour de TL=3,5 et diminuée entre TL=4 et TL=4,5 (Figure 5C). Les fluctuations les plus élevées sont observées avec F=M en gestion 'globale' et les plus restreintes avec F=0,2 en gestion 'différenciée'. Dans le cas de F=M en gestion 'globale' le taux de perte par pêche est très fortement augmenté en comparaison de 2012 autour de TL=3 et à partir de TL=4 (Figure 5D). Avec F=0,2 en gestion 'globale' le taux de perte par pêche est légèrement augmenté autour de TL=3 mais en majeure partie plus faible qu'en 2012 à partir de TL=3,5. Avec les deux cibles de gestion 'différenciée' le taux de perte par pêche est plus faible qu'en 2012 à partir de TL=3,5 et sa valeur la plus faible est obtenue avec F=M.

C'est avec un F=M appliqué dans le cas d'une gestion 'globale' que les captures totales sont les plus augmentées, avec une hausse de 331 % en comparaison de 2012. Dans le même scénario mais avec un F=0,2, la hausse est de 34 %. Le taux de perte par pêche est augmenté de 40 % pour F=M et diminué de 5 % pour F=0,2. Dans le cas d'une gestion 'différenciée' la diminution des captures est de 40 % avec F=M et la hausse de 4 % avec F=0,2. Ceci occasionne une baisse du taux de perte par pêche de 31 % pour F=M et de 14 % pour F=0,2.

D'après les résultats sur les indicateurs, l'état de l'écosystème est moins bon dans les scénarios avec une gestion 'globale'. La pente et le HTI sont les plus élevés avec F=M en gestion 'différenciée' et la biomasse à TL=4,5 est plus élevée avec F=0,2 en gestion 'différenciée'. Dans tous les cas F=M en gestion 'globale' donne les valeurs des indicateurs les plus faibles. L'état actuel a un HTI plus faible que dans toutes les cibles de gestion et une pente et une biomasse à TL=4,5 légèrement plus élevées qu'avec F=M en gestion 'globale'.

L'état des groupes trophiques à chaque cible de gestion est très variable mais plus perturbé avec des cibles de gestions 'globales'. Avec celles-ci F=M présenterait le plus de groupes perturbés. F=0,2 en gestion 'différenciée' serait la moins préjudiciable pour les groupes trophiques. Dans l'état vierge les petits démersaux et les moyens bathypélagiques ont presque disparu, leur biomasse représentant moins de 0,1 % de ce qu'elle était en 1980. Dans le scénario où les mesures de gestion sont 'globales', de fortes fluctuations sont visibles. Une dizaine de groupes ont leur biomasse augmentée dans les deux cas mais 13 groupes auraient une diminution de biomasse de plus de 50 % par rapport à 2012 pour F=M contre 4 pour F=0,2. Les petits et moyens bathypélagiques disparaîtraient presque totalement pour F=M et les petits bathypélagiques presque totalement pour F=0,2. Dans le second scénario où les mesures sont 'différenciées' une quinzaine de groupes auraient leur biomasse augmentée dans les deux cas et 5 groupes auraient une diminution de biomasse de plus de 50 % par rapport à 2012 pour

F=M et 3 pour F=0,2. Enfin les petits démersaux et les moyens bathypélagiques disparaîtraient presque totalement pour F=M mais aucune pour F=0,2.

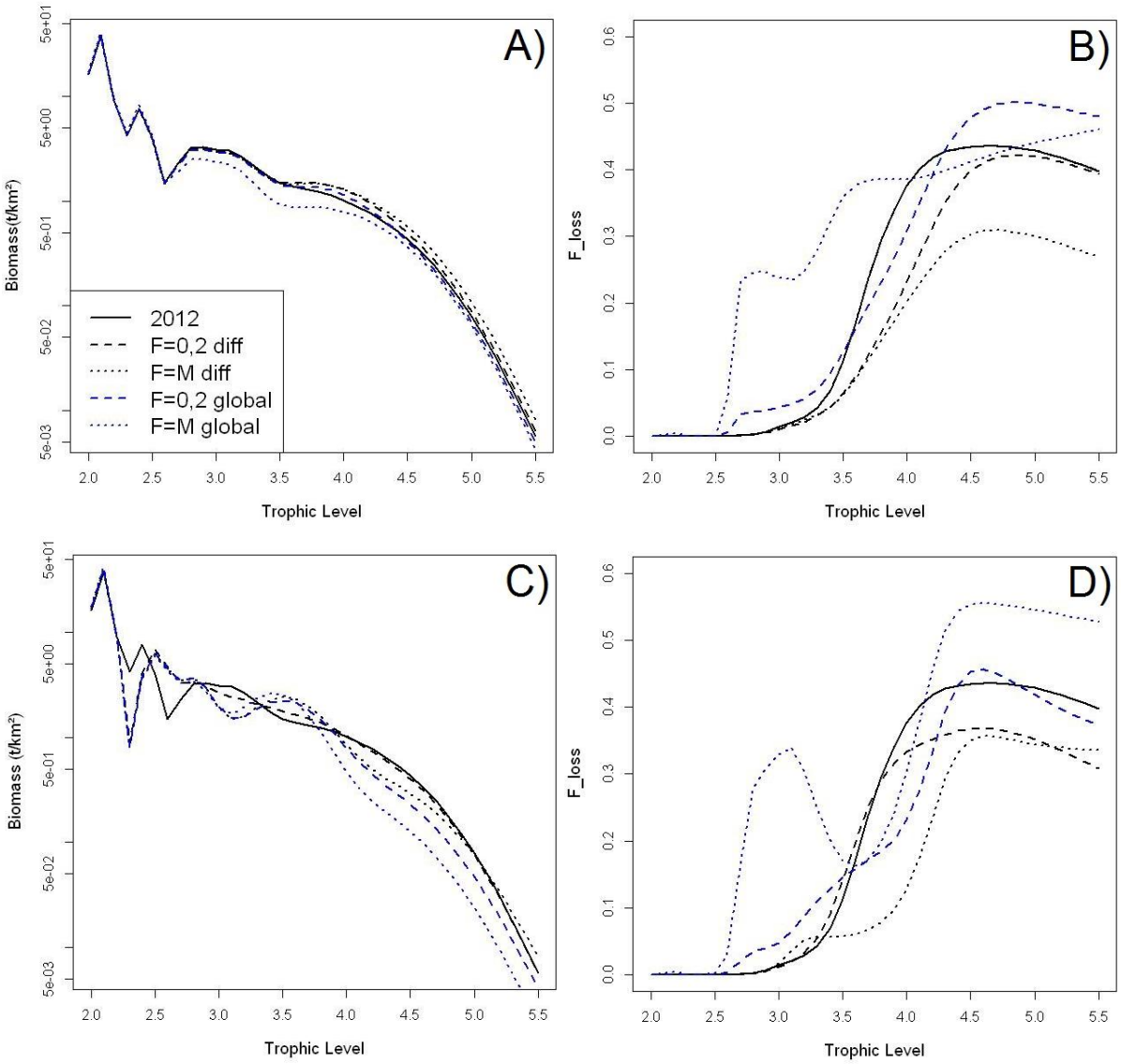


Figure 5 : Impact des différentes cibles de gestion sur A) la biomasse, B) le taux de perte par pêche dans les spectres trophiques issus d'EcoTroph et C) la biomasse et D) le taux de perte par pêche dans les spectres trophiques issus d'EwE.

3. Comparaison inter-écosystèmes

3.1. Comparaison de l'état des écosystèmes

Les états des écosystèmes des quatre zones étudiées sont comparés à partir des indicateurs sélectionnés pour les spectres de tailles, les spectres de poids et les spectres trophiques issus d'EcoTroph.

● **Spectres de taille**

Les estimations de l'état des écosystèmes varient selon les indicateurs pour les spectres de tailles individuelles (Figure 6A). Les pentes des spectres de la mer Celtique/golfe de Gascogne et de la Manche sont moins abruptes qu'à l'état vierge, de même que le LFI en Manche est plus élevé qu'à l'état vierge.

● **Spectres de poids**

Les estimations de l'état des écosystèmes varient selon les indicateurs pour les spectres de poids individuels (Figure 6B). Les ratios de poids moyen sont relativement proches les uns des autres et l'équitabilité est en moyenne 3 fois plus élevée en Manche que dans les trois autres écosystèmes.

● Spectres trophiques issus d'EcoTroph

La mer Celtique/golfe de Gascogne a les ratios de pente et de HTI les plus faibles, et le ratio de biomasse à TL=4,5 le second plus faible, non loin de celui de Manche (Figure 6C). Les indicateurs du golfe de Gascogne et de la mer du Nord ont des valeurs relativement proches et leurs HTI sont les plus élevés.

Le taux de perte par pêche (F loss = Y/P) de la Manche montre les valeurs les plus élevées, que ce soit entre les niveaux trophiques 2 et 5,5 ou entre les niveaux trophiques 3,5 et 5,5. Le second plus élevé est la mer Celtique/golfe de Gascogne, suivie de la mer du Nord et du golfe de Gascogne. La mortalité par pêche (F = Y/B) est plus faible en mer Celtique/golfe de Gascogne et dans le golfe de Gascogne qu'en mer du Nord et dans la Manche (Figure 7).

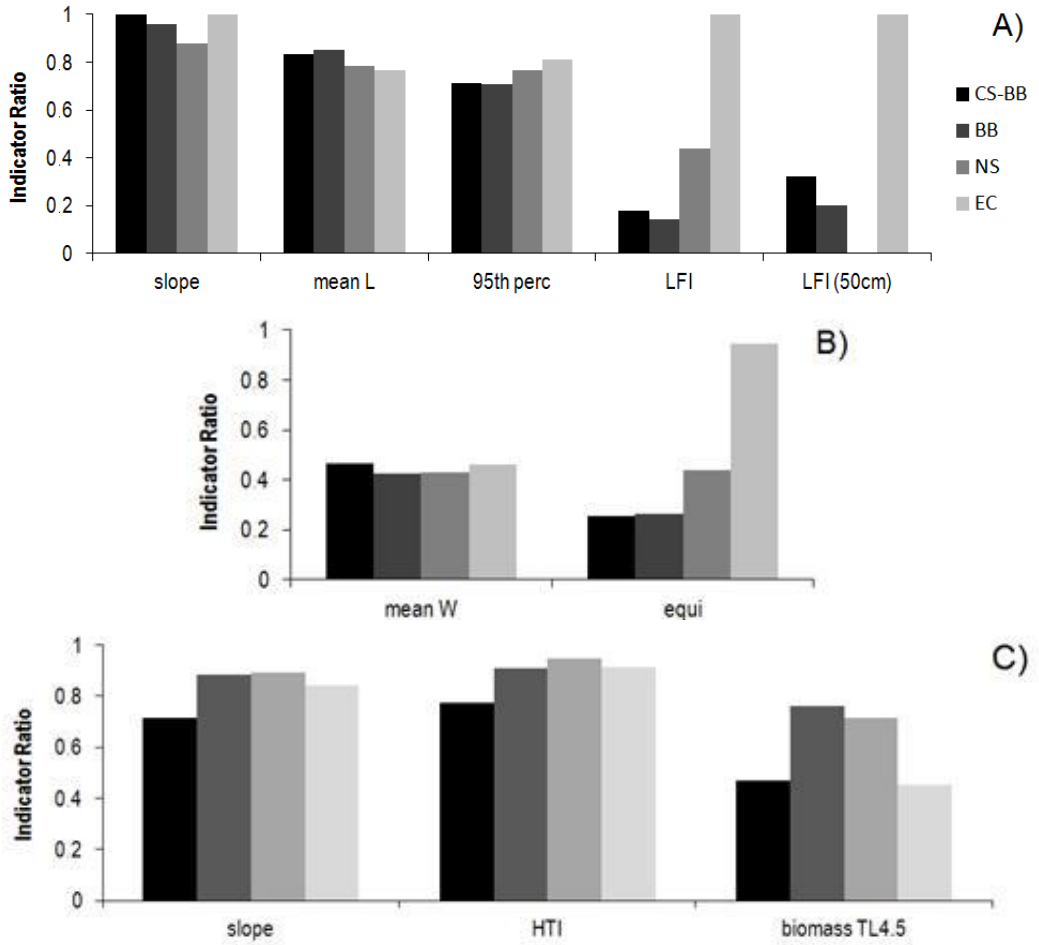


Figure 6 : Valeurs des indicateurs correspondant à l'état actuel pour A) les spectres de tailles individuelles, B) les spectres de poids individuelles et C) les spectres trophiques issus d'EcoTroph dans les différentes zones étudiées. CS-BB : mer Celtique/golfe de Gascogne. BB : golfe de Gascogne. NS : mer du Nord. EC : Manche.

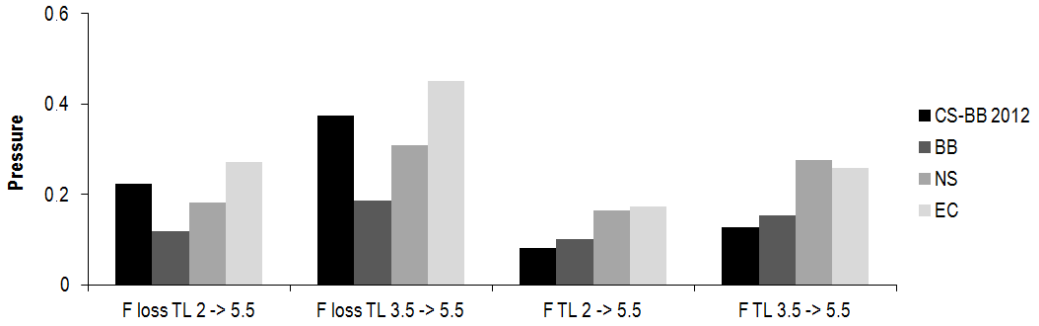
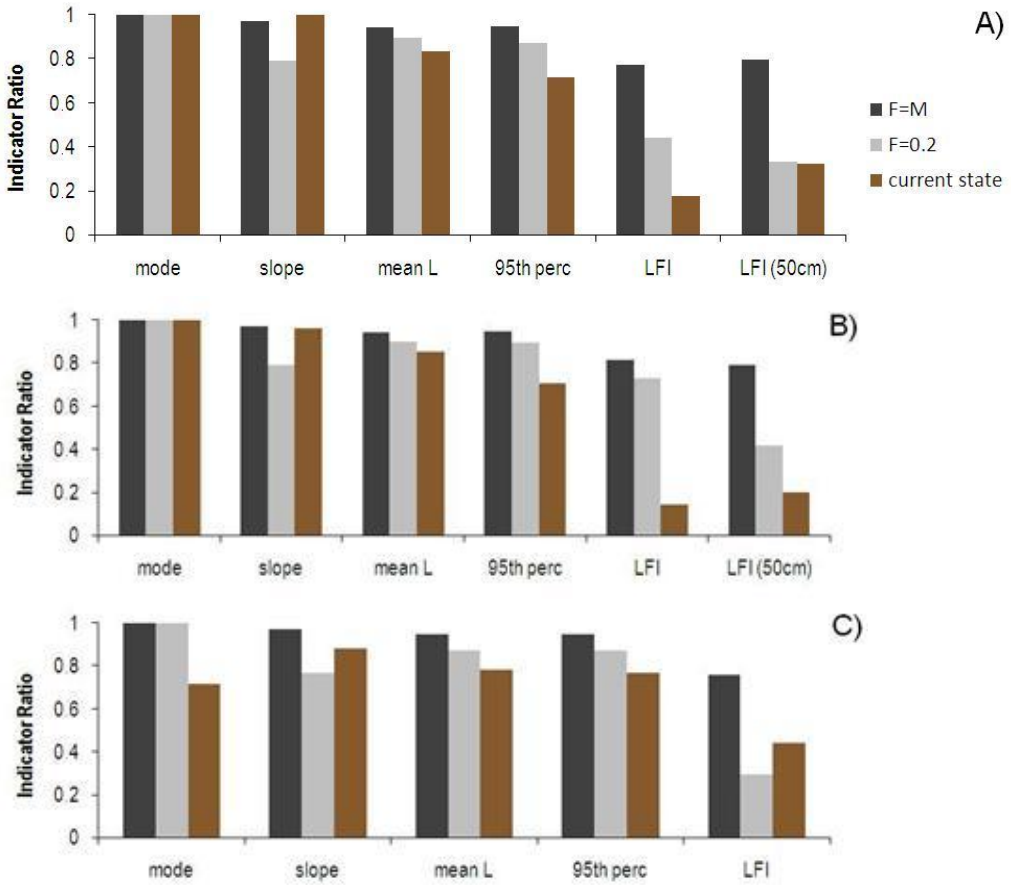


Figure 7 : Indicateurs de pression de pêche pour les spectres trophiques issus d'EcoTroph dans les différentes zones étudiées. F loss : taux de perte par pêche. F : mortalité par pêche.

3.2. Comparaison des cibles de gestion

● **Spectres de tailles**

Les cibles de gestion sont comparées aux valeurs observées de l'état actuel (i.e. équation 17). Dans tous les écosystèmes la cible de gestion F=M conduit à des valeurs d'indicateurs plus élevées qu'avec F=0,2 (Figure 8). Les valeurs modales sont identiques entre spectres des simulations et spectres des données de campagnes pour la mer Celtique/golfe de Gascogne, le golfe de Gascogne et la Manche et permettent donc de comparer leurs pentes. Dans les quatre écosystèmes F=0,2 a une pente plus abrupte que dans les données de campagnes et F=M uniquement dans la mer Celtique/golfe de Gascogne et la Manche. La grande majorité des autres indicateurs ont des valeurs plus faibles dans les données de campagnes que dans les simulations de cibles de gestion, mis à part le LFI en mer du Nord plus élevé qu'avec F=0,2 et en Manche plus élevé qu'à l'état vierge.



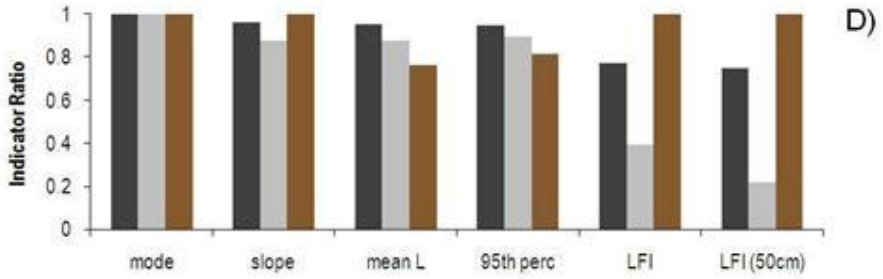


Figure 8 : Valeurs des indicateurs pour les spectres de tailles en fonction de la cible de gestion pour A) la mer Celtique/golfe de Gascogne, B) le golfe de Gascogne, C) la mer du Nord et D) la Manche. Les cibles de gestion sont simulées par le modèle démographique et l'état actuel correspond aux données de campagnes.

● Spectres de poids

Les cibles de gestion simulées par le modèle démographique sont comparées pour les spectres de poids uniquement au niveau de leur impact sur l'état de l'écosystème en comparaison de l'état actuel. Dans les quatre écosystèmes la cible F=M donne des valeurs d'indicateurs plus élevées qu'avec F=0,2 (Figure 9). Les valeurs des indicateurs des données de campagnes sont plus faibles que dans les simulations de cibles de gestion, mis à part l'équitabilité en Manche plus élevé que les deux cibles de gestion.

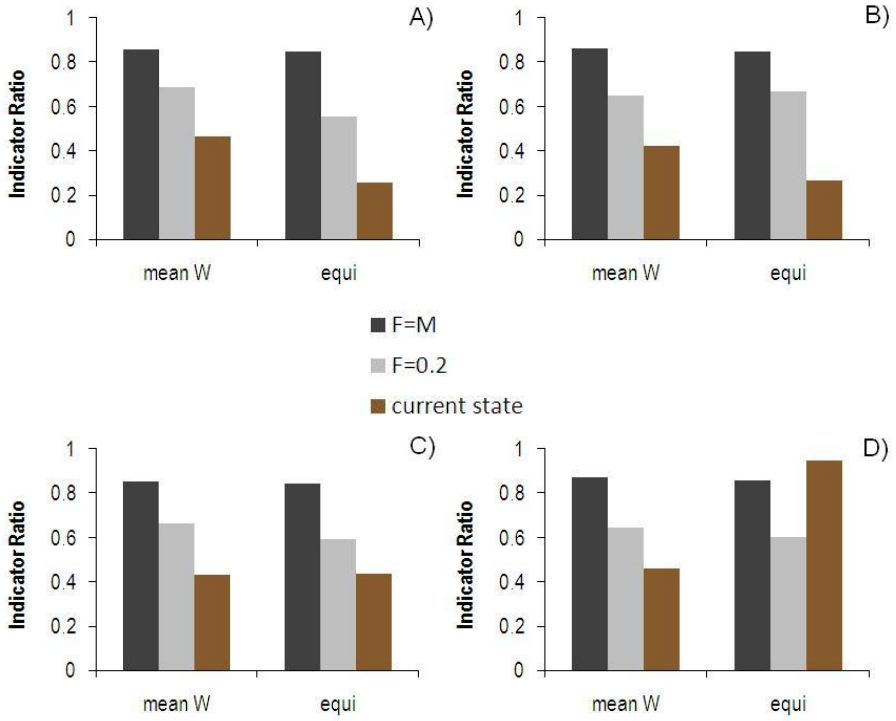


Figure 9 : Valeurs des indicateurs pour les spectres de poids en fonction de la cible de gestion pour A) la mer Celtique/golfe de Gascogne, B) le golfe de Gascogne, C) la mer du Nord et D) la Manche.

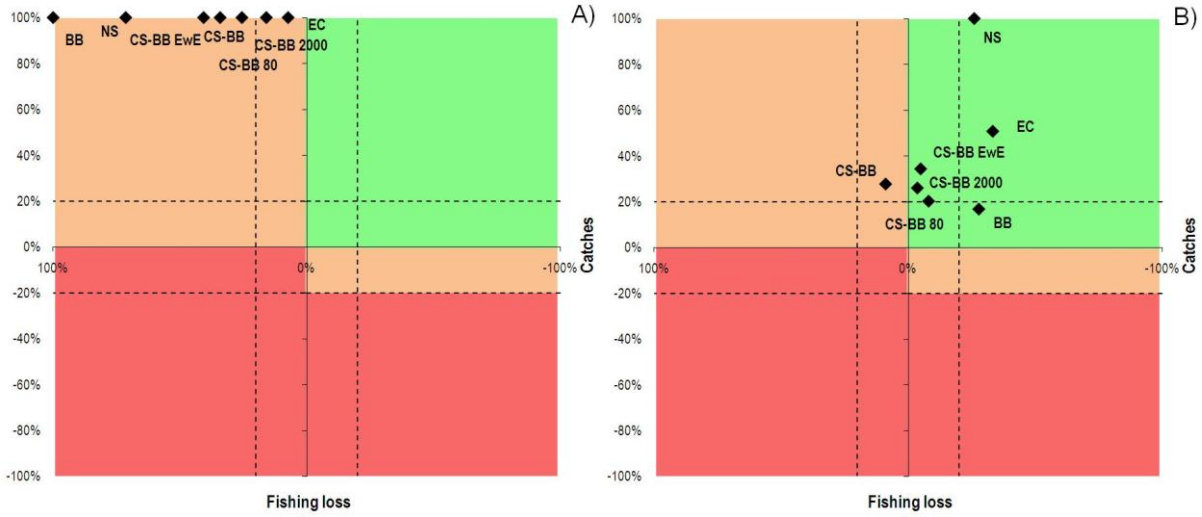
● Spectres trophiques issus d'EcoTroph

Les cibles de gestion n'ont pas le même effet sur les captures et sur le taux de perte par pêche suivant la zone d'étude, la méthode de simulation (EwE ou ET) et l'année d'initialisation des simulations. Globalement le scénario F=0,2 avec une gestion 'globale' donne les meilleurs résultats pour l'ensemble des régions marines. Dans le scénario d'une gestion 'globale' avec F=M, toutes les simulations conduisent à une capture totale et un taux de perte par pêche augmentés (Figure 10A). La capture et le taux de perte par pêche les plus élevés sont observés dans le golfe de Gascogne. Dans le scénario d'une gestion 'globale' avec F=0,2, toutes les simulations mise à part celle de la mer Celtique/golfe de avec Ecosim enregistre une

augmentation des captures et une diminution du taux de perte par pêche (Figure 10B). Les captures les plus élevées sont observées pour la Manche et la mer du Nord.

Dans le scénario d'une gestion 'différenciée' avec F=M, la majorité des met en évidence un taux de perte par pêche en diminution mais aussi des captures totales en diminution de plus de 20 % (Figure 10C). En mer du Nord les captures ne diminuent que de 17 %. Dans le golfe de Gascogne le taux de perte par pêche et les captures totales augmentent. Dans le scénario d'une gestion 'différenciée' avec F=0,2, la majorité des écosystèmes ont aussi une diminution du taux de perte par pêche associée à une diminution des captures totales de plus de 20 % (Figure 10D). Le golfe de Gascogne a une diminution du taux de perte de 34 % mais garde des captures globales équivalentes. Dans la simulation de la mer Celtique/golfe de Gascogne simulée à partir d'Ecosim a une diminution du taux de perte par pêche de 14 % mais une légère hausse des captures totales.

L'état des écosystèmes avec les différentes cibles de gestion est présenté (Figure 11). Suivant les écosystèmes les cibles de gestion présentant les plus grandes valeurs d'indicateurs diffèrent. Dans la plupart des cas les plus hautes valeurs sont obtenues avec des cibles de gestion 'différenciées', mais ne sont pas toujours intéressantes du point de vue de la capture totale. La cible de gestion 'globale' F=0,2 donne globalement les meilleurs résultats pour les cibles présélectionnées. Dans le modèle mer Celtique/golfe de Gascogne issu d'Ecosim les plus hautes valeurs d'indicateurs des cibles de gestion présélectionnées par leur apport sur les captures sont obtenues avec F=0,2 en gestion 'différenciée', puis F=0,2 en gestion 'globale'. Dans le même écosystème mais avec une simulation ET, seules les cibles de gestion 'globales' ont été présélectionnées et seule celle avec F=0,2 permet de ne pas diminuer les valeurs des indicateurs. Dans le golfe de Gascogne les plus hautes valeurs sont obtenues avec les cibles de gestion F=0,2 'globale' et 'différenciée'. Pour les cibles de gestion présélectionnées en mer du Nord, F=M en gestion 'différenciée' permet d'obtenir les plus hautes valeurs d'indicateurs, mais la cible F=0,2 en gestion 'globale', plus avantageuse en termes de captures, présente des valeurs d'indicateurs équivalentes à celle de l'état actuel, excepté pour le HTI. En Manche la cible F=0,2 en gestion 'globale' est la cible présélectionnée qui donne les plus hautes valeurs d'indicateurs.



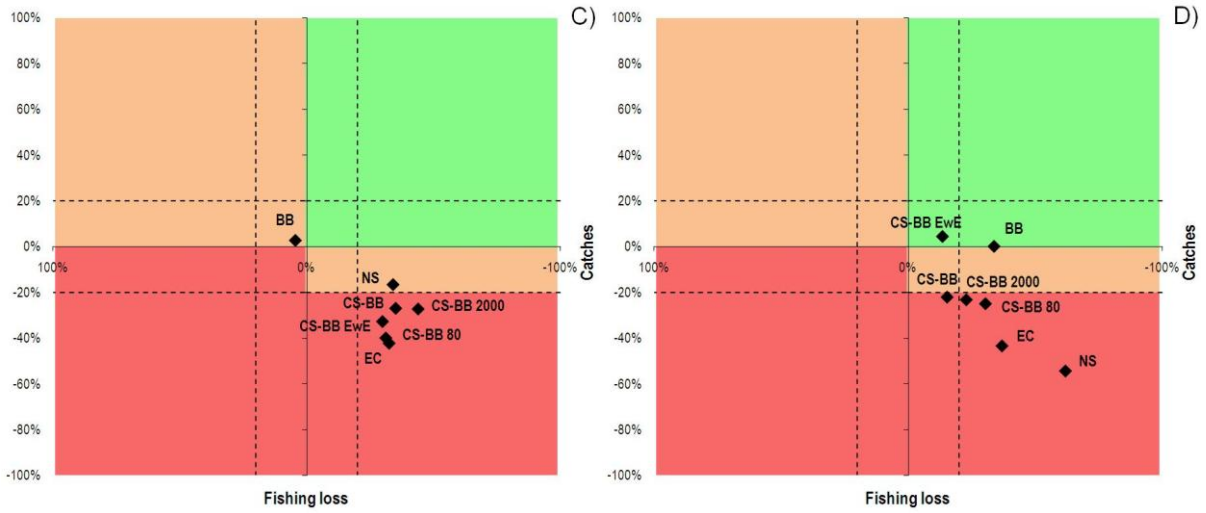
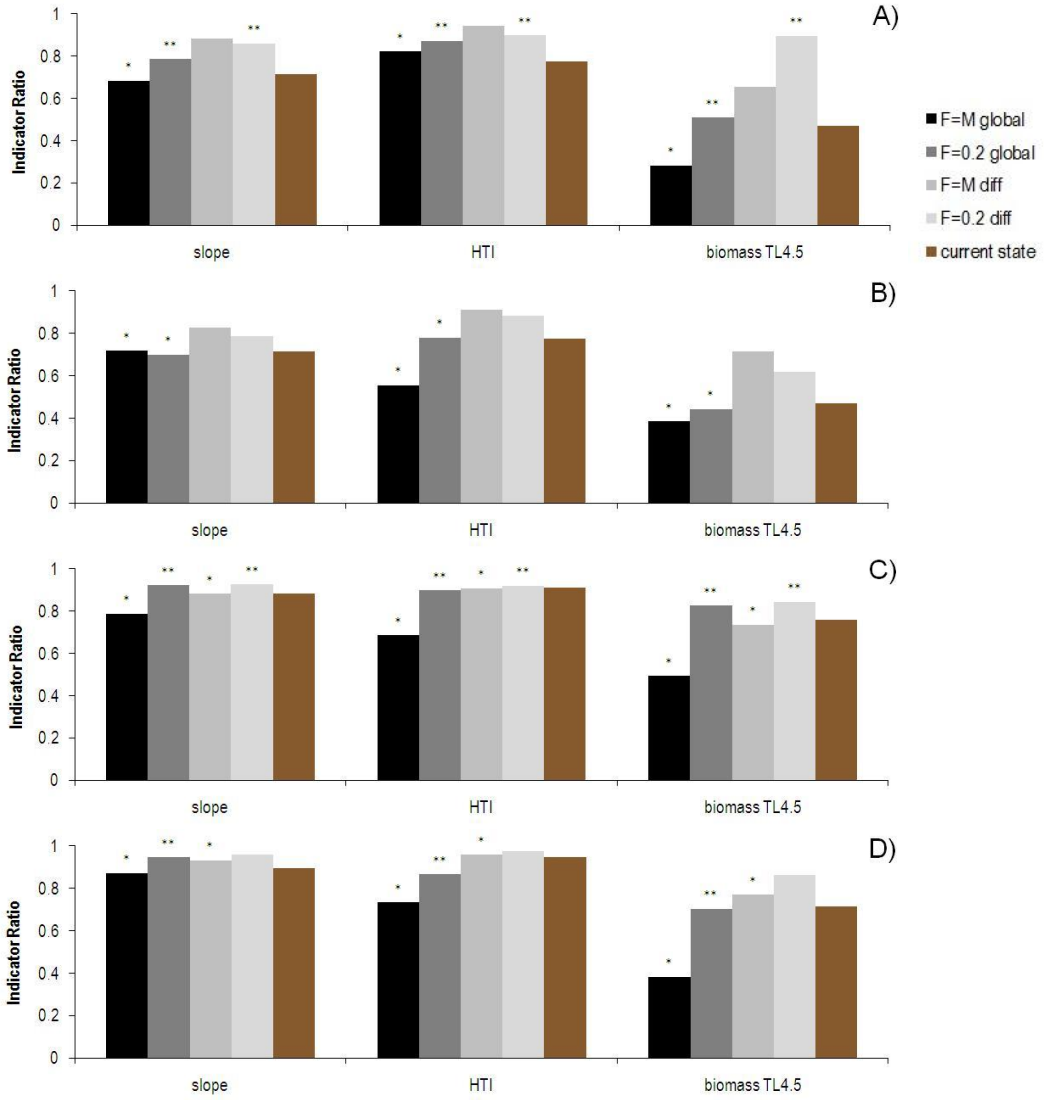


Figure 10 : Différence relative de captures totales et de taux de perte par pêche moyen entre TL=2 et TL=5,5 pour les quatre zones étudiées en fonction de différentes cibles de gestion : A) F=M 'gestion globale', B) F=0,2 'gestion globale', C) F=M 'gestion différenciée' et D) F=0,2 'gestion différenciée'.



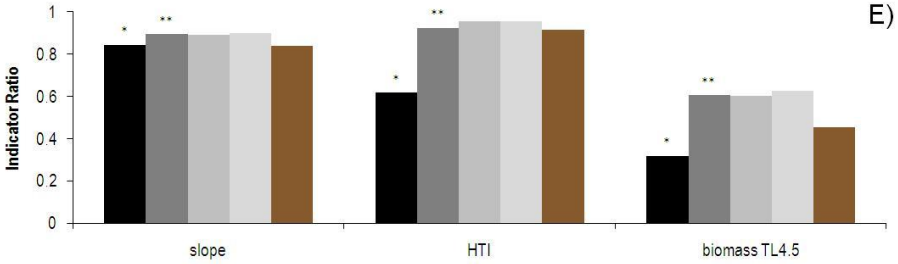


Figure 11 : Valeurs des indicateurs pour les spectres trophiques en fonction de la cible de gestion pour A) la mer Celtique/golfe de Gascogne (simulation EwE), B) la mer Celtique/golfe de Gascogne (simulation EcoTroph), C) le golfe de Gascogne, D) la mer du Nord et E) la Manche. ** : hausse des captures et baisse du taux de perte par pêche. * : hausse des captures et hausse taux de perte par pêche ou baisse des captures de moins de 20 % et baisse du taux de perte par pêche.

4. Analyse de sensibilité des indicateurs

4.1. Paramètres du modèle démographique

● Spectres de taille

Les indicateurs sont extrêmement sensibles au paramètre de recrutement ρ mais relativement peu aux autres paramètres testés (Figure 12A-E). Le mode et dans une moindre mesure la taille moyenne sont légèrement plus sensibles que les autres indicateurs à certains paramètres. La variation de la classe de taille (1 cm vs 5 cm) dans la construction du spectre a un effet quasiment nul sur le LFI, la taille moyenne et le 95e centile. En revanche le mode peut avoir un coefficient de variation (CV) atteignant au maximum les 27 %, ce qui empêche l'observation de la pente. Le choix entre la mortalité d'Andersen et de Gislason n'a quasiment aucun impact sur les indicateurs, avec un CV inférieur à 15 %, même si le mode est variable pour des fortes pressions de pêche et empêche la comparaison de la pente. La variation du paramètre de recrutement ρ provoque de grandes fluctuations dans tous les indicateurs. Le mode, la taille moyenne et le 95e centile ont des CV compris entre 37 % et 65 %. Le LFI a la plus grande sensibilité à ce paramètre avec un CV supérieur à 100 %. Les indicateurs ne sont quasiment pas sensibles au changement de la valeur de la taille de sélectivité L_s et à son absence ou présence. En revanche le CV de la taille moyenne atteint 34 % avec l'absence ou la présence de L_s.

Le test jackknife montre que les spectres de tailles sont sensibles au choix des espèces (Annexe 8). Le 95e centile, la taille moyenne et le LFI ont des valeurs variables lors du retrait de certaines espèces. Le 95e centile augmente d'1 cm avec le retrait du merlan bleu *Micromesistius poutassou*, diminue d'1 cm avec le retrait de plusieurs espèces et de 2 cm au retrait du maquereau *Scomber scombrus*. La taille moyenne augmente au maximum de 0,8 cm avec le retrait de *Capros aper* et diminue au maximum de 0,4 cm avec le retrait de *Scomber scombrus*. Le LFI augmente au maximum de 3,1 % avec le retrait du chinchard *Trachurus trachurus* et diminue au maximum d'1,8 % avec le retrait de la petite roussette *Scyliorhinus canicula*. La valeur modale varie uniquement avec le retrait de *Micromesistius poutassou*.

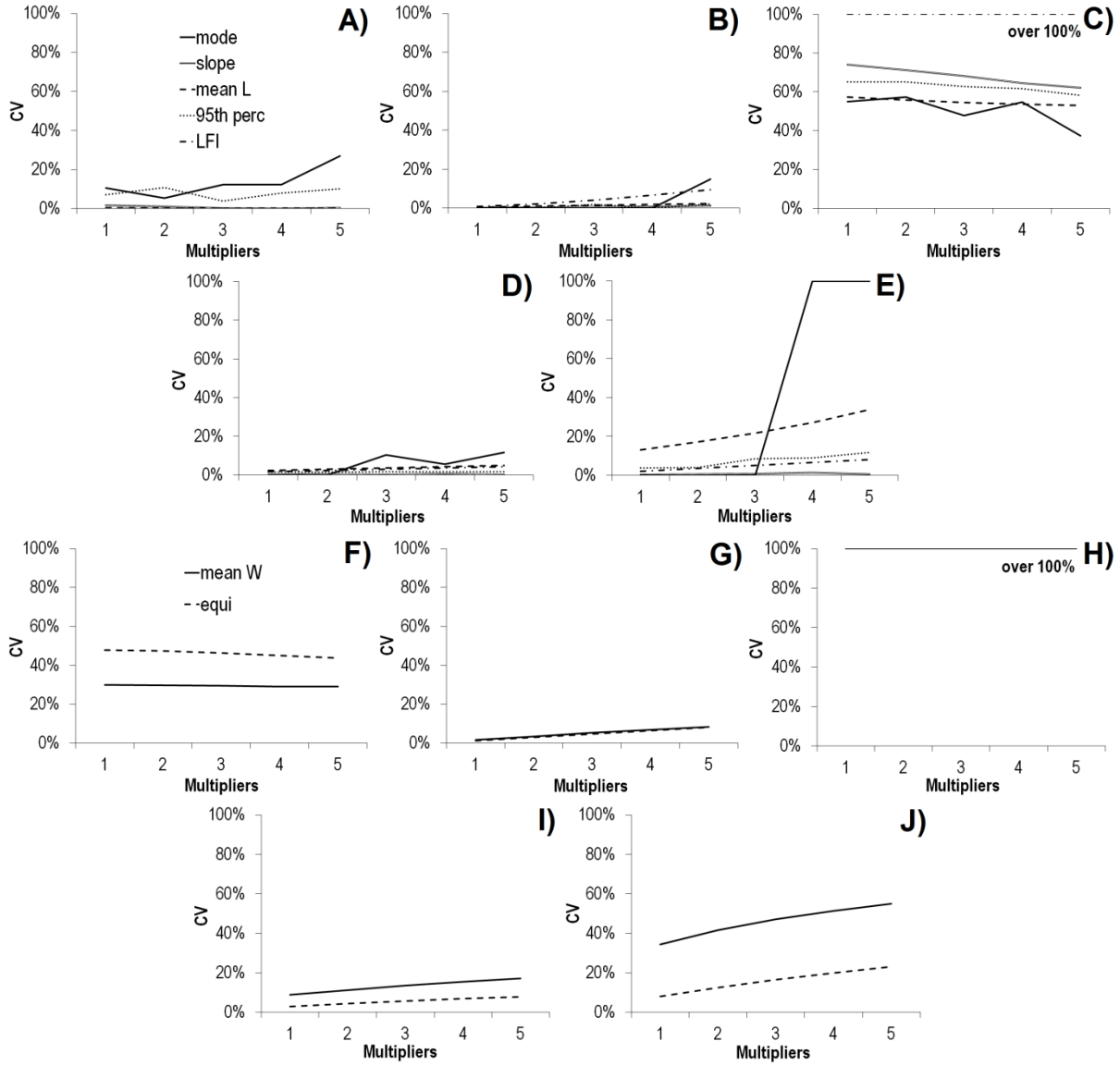
● Spectres de poids

L'équitabilité et le poids moyen du spectre de poids de la communauté sont particulièrement sensibles à la classe de poids utilisée et au paramètre ρ de recrutement et l'absence ou présence de L_s (Figure 12F-J). Selon la classe de poids utilisée le CV des indicateurs varie entre 29 % et 48 %. Ils sont moins sensibles au choix de la mortalité. Les deux indicateurs ont des variations extrêmement fortes concernant le paramètre ρ avec des CV au-dessus de 100 %. Ils fluctuent assez peu selon la valeur de L_s sélectionnée. En revanche l'absence ou la présence de L_s provoque de larges variations sur le poids avec un CV du poids moyen atteignant les 55 % et légèrement moindres sur l'équitabilité avec 23 %.

Le test jackknife montre que les spectres de poids sont aussi sensibles au choix des espèces. Le poids moyen peut être augmenté ou diminué avec le retrait d'une espèce. La diminution maximale est observée avec le retrait de *Scomber scombrus* tandis que le retrait de l'anchois commun *Engraulis encrasicolus* de entraîne l'augmentation maximale du poids moyen. Enfin l'équitabilité diminue de 7,3 % avec le retrait de *Scomber scombrus* et augmente de 14,6 % avec le retrait de *Micromesistius poutassou* et de 88,7 % avec le retrait de la baudroie commune *Lophius piscatorius*.

4.2. Paramètres d'EcoTroph

Les indicateurs des spectres trophiques issus d'EcoTroph sont peu sensibles aux paramètres testés, excepté la pente qui est extrêmement sensible au paramètre de smooth S_τ (Figure 12F-I). Son CV est au-dessus des 100 %. Les indicateurs ont une sensibilité légèrement plus élevée au paramètre α de contrôle top-down pour la simulation de l'état vierge. La biomasse à TL=4,5 et le HTI y sont quasiment insensibles. D'autre part le choix du type de smooth 1 ou 2 a peu d'influence sur les indicateurs. Les indicateurs ont des CV inférieurs à 6 %. Enfin le choix de la valeur d'accessibilité issue du modèle ou imposée à 0,8 n'a aucune influence sur les indicateurs.



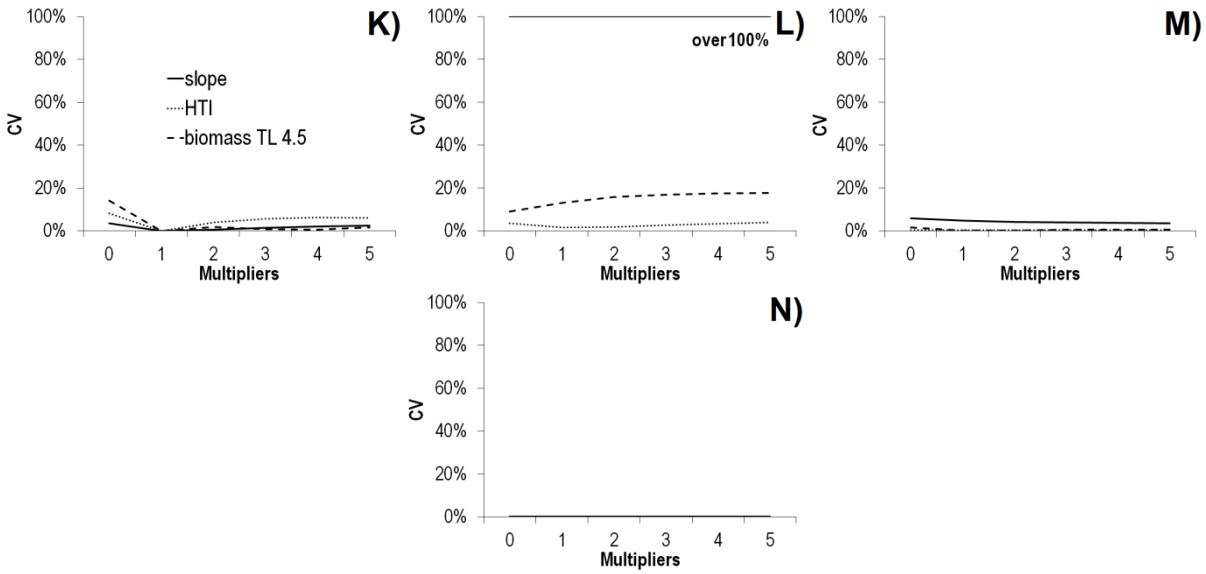


Figure 12 : Coefficients de variation de A) la classe de taille (1 cm ou 5 cm), B) la mortalité, C) le paramètre de recrutement ρ et D) la taille de sélectivité L_S, E) présence ou absence de Ls pour les spectres de tailles. F) la classe de poids, G) la mortalité, H) le paramètre de recrutement ρ, I) la taille de sélectivité et J) Présence ou absence de Ls pour les spectres de poids. K) α de contrôle top-down, L) le paramètre de smooth S_τ, M) le type de smooth et N) l'accessibilité pour les spectres trophiques.

IV- DISCUSSION

L'analyse nous a permis de sélectionner un certain nombre d'indicateurs potentiels, que ce soit dans les spectres de tailles, de poids ou les spectres trophiques. Cette sélection est soumise à certaines difficultés intrinsèques ou imputables aux modèles utilisés. D'autre part des cibles de gestion préférentielles ont été identifiées. Enfin la comparaison inter-écosystèmes a permis d'observer quelques tendances quant à la qualité des écosystèmes marins européens.

1. Indicateurs et sensibilité des paramètres de simulations

Choix des indicateurs. En se basant sur le comportement des indicateurs avec la pression de pêche simulée, le choix se porte pour les spectres de tailles individuelles sur la pente, la taille moyenne, le 95e centile et le LFI. Pour les spectres de poids, seuls le poids moyen et l'équitabilité sont retenus du point de vue de leur évolution. Dans les spectres trophiques, les indicateurs retenus sont la pente, le HTI et la biomasse à TL=4,5. Deux types d'indicateurs ont été testés : ceux directement issus du spectre (i.e. pente, équitabilité) et ceux pouvant être calculés indépendamment (i.e. taille/poids moyen, 95e centile, LFI, HTI et biomasse à TL=4,5). Comme le LFI, si ces indicateurs tendent à être utilisés, la compréhension de leurs liens avec les changements de pression de pêche reste à être clairement établie (Greenstreet *et al*., 2011 ; Shephard *et al*., 2012), de même que leur indépendance aux effets environnementaux reste dans la plupart des cas à établir.

La pente des spectres de tailles est dépendante de la valeur modale du spectre, ce qui introduit plusieurs difficultés. Le choix de calculer la pente à partir d'une valeur modale permet de mieux prendre en compte la partie impactée de la communauté et aussi de diminuer les variations autour de la régression linéaire, qui en raison d'une modification perpétuelle de la gamme de tailles ou poids utilisés selon les études et écosystèmes rend cet indicateur questionnable Shin *et al*. (2005). Le désavantage de cette méthode est ainsi d'être dépendante d'une valeur modale qui fluctue plus ou moins selon les modèles. Au contraire de la pente, la valeur modale est en outre très sensible aux paramètres de construction, ce qui empêche la comparaison de valeurs entre données de campagnes et simulations dans les spectres de tailles. D'autre part

en considérant un mode fixe, l'abondance de celui-ci peut être variable selon la pression de pêche simulée. La pente en tant qu'indicateur prend alors en compte à la fois les variations des individus de grande taille mais aussi ceux de taille moindre proche du mode. Etant donné que les simulations ne prennent pas en compte des phénomènes comme le relâchement de prédation, le calcul de la pente dans celle-ci ne peut pas prendre en compte un effet top-down potentiellement visible dans les spectres des données de campagnes. Les effets indirects décrits par Shin *et al*. (2005) sont alors opérants seulement dans les données de campagnes scientifiques. Si la pente est relativement température-indépendante (Brown *et al*., 2004), elle n'est pas toujours affectée par la pêche (Kantoussan *et al.*, 2009 ; Macpherson & Gordoa, 1996 ; Rochet *et al.*, 2005) et peut même parfois avoir des résultats contraires aux hypothèses selon les engins (Sweeting *et al*., 2009). D'autre part la pente du spectre de taille de certains écosystèmes est plus sensible à la variation de température qu'à l'exploitation (Boldt & Bartkiw, 2012). L'avantage de la pente des spectres trophiques dans notre manière de la calculer est que contrairement aux spectres de tailles et poids la valeur modale est quasiment invariable. D'autre part dans les zones d'étude le mode ne dépasse pas TL=2,8 (en mer du Nord), un niveau trophique peu exploité par la pêche, ce qui en fait un bon point de référence. La sensibilité de la pente au paramètre de smooth S_τ est surtout visible pour des valeurs faibles extrêmes de ce paramètre, comme 0,01 ou 0,02, loin de la valeur par défaut de 0,07.

L'équitabilité ne fournit aucune indication sur la fraction du spectre potentiellement affecté par la pêche. Une diminution de l'équitabilité peut être le résultat de l'augmentation en biomasse d'un groupe, de la diminution d'un autre ou des deux. Cet indicateur ne peut en conséquence être utilisé à part entière pour caractériser l'impact de la pêche mais peut être un complément d'autres indicateurs comme la pente (Quiñones, 1992). D'autre part cet indicateur est sensible à la plupart des paramètres de construction.

Le HTI et la biomasse à TL=4,5 sont deux indicateurs des hauts niveaux trophiques. La limite de TL=4,5 pourrait être considérée pour le calcul du HTI, mais la valeur de l'indicateur serait alors peut-être moins sensible qu'à TL=4. Ces deux indicateurs, HTI et biomasse à TL=4,5, ont aussi l'avantage de ne pas être sensibles aux paramètres de construction des spectres et de ne pas être dépendants du mode. Cependant les variations de la biomasse à TL=4,5 sont plus ou moins fortes avec l'effort de pêche selon les écosystèmes et nécessiterait une observation approfondie des captures ciblées sur les hauts niveaux trophiques. Le LFI, s'il a déjà été utilisé pour démontrer les effets de la pêche sur la structure des communautés piscicoles (Greenstreet *et al*., 2011 ; Shephard *et al*., 2011 ; Gascuel *et al*., 2014), représente plus un indicateur de la santé de la communauté démersale que de l'écosystème (Rombouts *et al*., 2013a). Celui-ci nécessiterait l'appui de données de bonne qualité sur les communautés pélagiques pour en faire un indicateur des réseaux trophiques comme le HTI.

Le 95e centile a comme contrainte de figurer une classe de taille particulière qui explique sa sensibilité au pas de la classe de taille utilisé et nécessite un pas fin pour observer des variations. Concernant la taille moyenne et le poids moyen, leur sensibilité aux forçages environnementaux n'est pas bien connue, ce qui rend la recherche de points de référence difficile (Rochet & Trenkel, 2003). De plus la taille moyenne ne tient pas compte dans les simulations du relâchement de prédation.

La biomasse totale n'est pas retenue car elle n'évolue pas de façon conséquente en mer Celtique/golfe de Gascogne. D'autre part les résultats peuvent parfois être contradictoires avec nos hypothèses, comme prévu par Rochet & Trenkel (2003) et observé par Duplisea *et al*. (1997). Dans les simulations à partir du modèle de mer du Nord de Mackinson & Daskalov (2007), la biomasse totale augmente avec la hausse de la pression de pêche en raison la biomasse très élevée entre les niveaux trophiques 2,6 et 3,1 en comparaison du reste de l'écosystème.

Suite à la déplétion des grands prédateurs le relâchement de prédation augmente la biomasse à ces niveaux trophiques plus qu'elle ne diminue pour les grands prédateurs. Le niveau trophique moyen et le 95e centile des spectres trophiques n'évoluent pas de façon assez

conséquente, dans les études de *fishing down marine food webs* une variation de niveau trophique est considérée comme non négligeable à partir de 0,1 (Lassalle *et al*., 2012).

Simulations et sensibilité aux paramètres du modèle démographique. Les simulations de spectres à divers états de pression de pêche issues du modèle démographique permettent seulement sous certaines hypothèses d'effectuer des comparaisons avec les spectres issus des données de campagnes. C'est notamment la conclusion la plus saillante qui ressort des tests de sensibilité des paramètres des modèles. Les valeurs du LFI en Manche issu des données de campagnes sont supérieures à celles issues des simulations de l'état vierge et constituent une preuve évidente de la mauvaise estimation des spectres dans les simulations.

Recrutement (ρ). En outre l'extrême sensibilité des indicateurs au paramètre *ρ* indique que cette méthode d'estimation du recrutement n'est pas adaptée. Le recrutement n'est pas seulement fonction de la taille des individus mais aussi très sensible aux fluctuations interannuelles indépendantes de la taille du stock d'individus reproducteurs (Goodwin *et al*., 2006 ; Houde, 2009). L'amélioration de ce paramètre pourrait se faire notamment par une étude des recrutements moyens des espèces évaluées dans les groupes de travail. Dans le cas où très peu de données sont disponibles (e.g. espèces non commerciales et non évaluées par le CIEM), il apparaît beaucoup plus pertinent d'utiliser des valeurs de recrutement calées sur la taille asymptotique des espèces plutôt que d'utiliser une valeur unique à toutes les espèces.

Taille de sélectivité (Ls). La présence de taille de sélectivité L_s est aussi prépondérante pour la stabilité du calcul des indicateurs et sa valeur a l'avantage de pouvoir être légèrement approximative, ce qui permet de supprimer l'éventualité d'un biais apporté par le choix de l'observateur. Dans notre étude, tous les individus sont prélevés quelle que soit leur taille. L'application d'une limite de taille fixe de capture dans les simulations permettrait de mieux prendre en compte les mesures de gestion.

Une grande part des indicateurs évalue les changements d'abondance des grands individus. Dans l'étude de Ravard *et al.* (2014) une courbe de sélectivité en forme de dôme a été adoptée à partir des travaux de Bertignac *et al.* (2012) pour *Merluccius merluccius* pour prendre en compte le fait que les grands individus ne soient pas couverts par la campagne scientifique. Dans notre étude, cette courbe n'a pas été reprise pour cette espèce et aurait pu être aussi adaptée pour d'autres. Il a par exemple été démontré que des grands individus de la baudroie rousse *Lophius budegassa* se retrouvaient dans des habitats profonds (Garcia-Rodriguez *et al*., 2005). S'il était ajouté, le congre *Conger conger* aurait potentiellement une grande influence dans les résultats des indicateurs à la vue de l'influence du retrait de *Lophius piscatorius*, le plus grand des poissons de l'étude, sur le poids moyen dans le spectre des données de campagnes. Cela implique qu'il est d'autant plus nécessaire d'avoir pour les plus grandes espèces des coefficients *r* et *K* de l'équation de Von Bertalanffy de bonne qualité, c'est-à-dire issus d'un grand nombre d'individus de la zone étudiée. Le sanglier *Capros aper* influence les indicateurs dans l'autre sens en raison de sa petite taille et de sa biomasse extrêmement importante et en augmentation durant la période d'étude (Trenkel *et al*., 2004). La mortalité naturelle est pour certaines espèces différente en comparaison des mortalités naturelles estimées dans les évaluations de stocks par les groupes du CIEM et nécessiterait un approfondissement s'il apparaît que l'espèce a un fort impact sur le spectre (Ravard *et al.*, 2014).

La saisonnalité introduit des variations dans les abondances estimées à partir des campagnes scientifiques, par exemple pour le merlu (Trenkel *et al*., 2004). Le problème des simulations est qu'elles ne prennent pas en compte les fluctuations saisonnières majeures des spectres de la communauté, comme celles produites par les migrations. Si les poissons pélagiques ont de fortes migrations saisonnières (Petitgas *et al*., 2011), certains démersaux ayant un fort impact sur les indicateurs ont d'importantes migrations non prises en compte par les simulations, comme *Lophius piscatorius* et *Lophius budegassa* (Landa *et al*., 2008). Une caractérisation des espèces présentant de forts phénomènes de migration permettrait de mieux appréhender les limites des spectres simulés.

Classes de poids. Le problème des spectres de poids est que l'échelle des abscisses est logarithmique, ce qui implique que le changement du pas de classe de poids a des répercussions importantes sur l'allure des spectres et les valeurs des indicateurs et explique la stabilité de la valeur du 95e centile. Une classe de poids de 1*Log2() paraît être un bon choix compte tenu de l'allure du spectre et les indicateurs sont très sensibles à la moindre modification.

Spectres trophiques à partir du modèle démographique. Dans les spectres trophiques issus du modèle démographique, les indicateurs ne suivent pas l'évolution attendue par nos hypothèses. D'une part la gamme des niveaux trophiques ne s'étend que de TL=2,9 à TL=4,7 et n'a pas la même allure que les spectres trophiques issus d'ET et EwE. Ceci s'explique par l'absence de données des faibles niveaux trophiques représentées en majorité par les mollusques, crustacés et groupes planctoniques dans le modèle démographique. D'autre part le plus haut niveau trophique est celui du sagre commun *Etmopterus spinax*. Etant donnée sa taille asymptotique de 42 cm et sa mortalité estimée à partir de celle-ci dans le modèle démographique, les plus hauts niveaux trophiques ne sont pas les plus atteints par l'augmentation de la pression de pêche. Si les dimensions du corps sont globalement corrélées avec le niveau trophique dans la communauté (Jennings *et al*., 2001), les différences sont extrapolées étant donné la faible gamme de niveaux trophiques évaluée. Ceci résulte sur l'augmentation du HTI observée dans les simulations. D'un autre côté les niveaux trophiques donnés ne proviennent pas tous de la bonne zone d'étude et ceux-ci peuvent varier dans le temps et l'espace (Vinagre *et al*., 2012). Ceux calculés par Ecopath peuvent être différents de ceux issus d'analyses isotopiques pour des organismes se nourrissant de rejets de la pêche. Ceci s'explique par le fait que dans Ecopath les rejets possèdent un niveau trophique de 1, ce qui conduit à sous-évaluer le niveau trophique de l'espèce prédatrice (Deehr *et al.*, 2014 ; Lassalle *et al.*, 2014). Le niveau trophique des groupes concernés par une forte consommation des rejets doivent être choisis à partir de contenus stomacaux, d'analyses isotopiques et le cas échéant en recalculant le niveau trophique des rejets manuellement à partir des modèles EwE.

2. Cibles de gestion

Quatre différentes cibles de gestion ont été testées sur les écosystèmes : F=0,2 et F=M appliqués à tous les groupes exploités (gestion 'globale') et F=0,2 et F=M appliqués uniquement aux groupes actuellement exploités avec un F supérieur à ces valeurs cibles (gestion 'différenciée').

Dans le modèle démographique le multiplicateur de mortalité est affecté pour les cibles de gestion à toutes les espèces, c'est-à-dire aux espèces commerciales et non-commerciales, ce qui équivaut à la cible de gestion 'globale' dans les spectres trophiques.

Dans cette étude, les espèces présentant une mortalité naturelle plus faible que 0,2 sont parmi les plus grandes en taille, poids et en plus grand nombre (e.g. *Dicentrarchus labrax*, *Leucoraja naevus*) que celles avec une mortalité naturelle plus élevée que 0,2 (e.g. *Argentina sphyranea*, *Arnoglossus imperialis*). Etant donné la sensibilité de la majorité des indicateurs aux fluctuations des grands individus, ceci explique que l'application de la cible F=M présente un meilleur état de la communauté que la cible F=0,2, qui tend augmenter la mortalité sur les grands individus.

Les conséquences des cibles de gestion sur les captures et le taux de perte par pêche ne sont pas estimées dans le cas du modèle démographique et la qualité de l'écosystème ne peut pas être le seul critère pour juger d'une cible de gestion. D'autre part dans le modèle démographique les cibles ne sont dirigées que sur la communauté piscicole qui ne représente qu'une partie de l'écosystème. Enfin la mortalité naturelle est fixée et ne tient pas compte des relations prédateurs-proies qui peuvent faire fluctuer cette valeur.

Les données des différentes années sont agrégées pour observer un état 'actuel' qui en vérité s'étend sur plusieurs décennies. Une observation temporelle par périodes permettrait d'observer l'impact des mesures de gestion sur l'état des écosystèmes, étant donné que les

cibles définies à partir des indicateurs sont utiles à moyens termes (Jennings & Dulvy, 2005). En revanche si on souhaite observer des variations annuelles les seules données de campagnes scientifiques démersales ne sont pas suffisantes et nécessitent l'apport et l'utilisation particulière des données de débarquements (Hoggarth *et al*., 2006) ou de campagnes écosystémiques.

Dans les simulations de cibles de gestion avec ET et Ecosim, les captures sont augmentées dans les bas niveaux trophiques avec les deux cibles de gestion 'globales'. L'augmentation du taux de perte par pêche de la biomasse accessible est très élevée avec F=M en gestion 'globale' car les groupes de niveaux trophiques 2 à 2,5 ont une mortalité naturelle très élevée. Avec F=0,2 le taux de perte par pêche est proche de la valeur à l'état actuel. Ceci se répercute sur l'écosystème qui est plus dégradé avec F=M en gestion 'globale'. La cible de gestion F=0,2 en gestion 'différenciée' n'est pas avantageuse selon nos critères avec le modèle ET mais l'est avec la simulation d'Ecosim. F=0,2 en gestion 'différenciée' peut être vu comme une cible de gestion prudente sur la qualité de l'écosystème alors que F=0,2 en gestion 'globale' apparait plus comme un objectif de maximisation de captures. Cependant des biomasses équivalentes de faibles niveaux trophiques et hauts niveaux trophiques ne peuvent être comparées qu'en incluant la valeur énergétique tirée de cette biomasse, potentiellement différentes entre des poissons et des mollusques ou crustacés. Cette transition dépend aussi de la volonté des sociétés de privilégier le rendement économique à long terme en réduisant l'impact sur les hauts niveaux trophiques à fort profit ou de rechercher une source de protéines vers les bas niveaux trophiques. Il apparaît que les sociétés européennes tendraient plus vers le premier objectif et donc vers une approche prudente (Pinnegar *et al*., 2002).

Seule la cible de gestion F=0,2 'différenciée' permet de ne pas mettre de groupes en danger d'extinction. Cependant certains groupes sont proches de la disparition dans le modèle Ecosim à l'état vierge. Il n'est pas possible de savoir si ceci est dû aux choix de paramétrisation du modèle. Le modèle ET ne permet pas d'observer l'évolution de chaque groupe. Dans ce cas il doit être associé au modèle Ecosim car des captures augmentées et un meilleur état global de l'écosystème dans nos simulations n'ont pas forcément de lien avec l'absence de disparition d'un groupe, absence pourtant indispensable pour une bonne gestion écosystémique. D'autre part, des simulations d'états futurs d'écosystèmes sans pression de pêche avec Ecosim créent des trajectoires simples mais ne prennent pas en compte les interactions écologiques non-linéaires complexes pouvant avoir d'importantes répercutions (Eddy *et al*., 2014). Les extinctions de groupes observées avec les simulations des autres cibles de gestion sont donc à observer avec précaution.

3. Comparaisons inter-écosystèmes

Compte tenu de la sensibilité accrue au paramètre de recrutement, il est difficile ici de discuter des résultats issus du modèle démographique comparant l'état des différents écosystèmes, étant donné que les comparaisons donnent des tendances différentes selon la valeur de ρ utilisée.

La comparaison des écosystèmes avec les indicateurs calculés sur les spectres trophiques à partir des simulations d'EcoTroph et d'Ecosim indique que la mer Celtique/golfe de Gascogne serait l'écosystème le plus dégradé et que la mer du Nord serait le moins dégradé. Il est à noter que certains écosystèmes ne sont pas véritablement indépendants les uns des autres. Par exemple, la zone de couverture du modèle mer Celtique/golfe de Gascogne englobe à la fois les modèles du golfe de Gascogne et de la Manche. Le projet de construction de deux modèles séparés de mer Celtique et de Golfe de Gascogne à partir de celui actualisé par Bentorcha (2014) permettrait une comparaison plus précise entre écosystèmes. De même la zone présentée par le modèle d'Araújo *et al.* (2005, 2006, 2009) est la zone ouest de la Manche alors que c'est la zone est qui est échantillonnée par la campagne CGFS, et ces deux zones ont des conditions biogéographiques très différentes (Dauvin, 2012).

La mer Celtique/golfe de Gascogne est une des zones de pêche majeure dans l'Union Européenne en termes de débarquements (Gascuel *et al*., 2010). En comparaison le golfe de Gascogne seul est beaucoup moins dégradé. Ceci peut être expliqué par le fait que la mer Celtique subit une pêche intensive et ceci depuis une période assez récente, vers la fin des années 1980 (Blanchard *et al*., 2005 ; Pinnegar *et al*., 2002). Cependant le modèle golfe de Gascogne de Lassalle *et al*. (2011, 2012) a une structure différente des autres modèles. Neuf groupes de poissons (dont cinq groupes monospécifiques pélagiques) sont présents dans le modèle du golfe de Gascogne contre vingt-sept dans celui de Guénette et Gascuel (2009) et on peut supposer que le modèle du golfe de Gascogne est peut-être moins adapté aux observations de l'impact de la pression de pêche sur la communauté et en particulier les démersaux. De plus la biomasse des mammifères marins, de hauts niveaux trophiques et pêchés uniquement en prises accessoires (Lassalle *et al*., 2012), est plus élevée dans le modèle du golfe de Gascogne que dans celui de mer Celtique/golfe de Gascogne.

Nos résultats sur la mer du Nord vont à l'encontre des conclusions émises par Jennings & Blanchard (2004) qui ont mis en évidence que la biomasse de la communauté piscicole de la mer du Nord est 38 % plus faible qu'à l'état vierge. Ceci peut être dû à la baisse de l'effort de pêche dans cette zone depuis un certain temps, après avoir atteint une valeur maximale au milieu des années 1980 (Daan *et al*., 2005). La Manche a la biomasse à TL=4,5 relative la plus faible. Ceci s'explique par le fait que ce soit le seul écosystème ou le taux de perte par pêche dépasse 0,5, qui plus est entre TL=4,5 et TL=5,5. Les captures y ont augmenté à la fin des années 1970 et sont relativement stables depuis le maximum atteint en 1982, ce qui a provoqué une très forte baisse de l'abondance des grandes espèces de hauts niveaux trophiques (Molfese *et al*., 2014). Il est possible que l'état de dégradation moindre de la Manche soit dû au fait que celui-ci soit représenté à un état durant les années 1990, alors qu'il a pu continuer à empirer dans les années suivantes.

La comparaison des cibles de gestion est difficile en gestion 'globale' pour la totalité des écosystèmes. En effet l'accessibilité n'a été fixée que pour le modèle mer Celtique/golfe de Gascogne et le modèle du golfe de Gascogne. Celle-ci a une influence très faible dans les simulations à partir de multiplicateurs d'un état particulier mais en a plus dans des simulations de cible de gestion. L'impact du scénario de gestion 'globale' sur les faibles niveaux trophiques est beaucoup plus élevé qu'il ne devrait l'être en réalité pour la mer du Nord et la Manche car les faibles niveaux trophiques ont en majorité une faible accessibilité et non une valeur de 0,8 (Gascuel *et al*., 2011). Les modèles Ecosim de Mackinson & Daskalov (2007) et Araújo *et al.* (2006) étaient indisponibles dans cette étude mais la même approche serait intéressante pour à la fois évaluer les similitudes des résultats entre Ecosim et ET, observer si l'effet top-down serait aussi marqué avec Ecosim qu'avec ET en mer du Nord et surtout obtenir des états des écosystèmes actualisés au moins jusque dans les années 2000 pour la Manche et en 2007 pour la mer du Nord (Mackinson, 2014). La cible F=0,2 en gestion 'globale' est en général la plus adaptée pour tous les écosystèmes, mais les conséquences au niveau spécifique sont difficilement estimables. La structure du modèle du golfe de Gascogne fait que les groupes de poissons démersaux ont un F commun fixé qui ne permet pas de tenir compte des différences inter-espèces, ce qui est préjudiciable notamment pour les simulations de gestion 'différenciée'.

On ne peut donner de véritable valeur cible d'indicateurs avec la cible de gestion F=0,2 'globale' car celle-ci relève plus d'une transition des captures vers les bas niveaux trophiques, ce qui donne aux indicateurs des valeurs proches voire plus élevées qu'à l'état actuel. La limite de diminution de capture de 20 % a été arbitrairement établie dans cette étude et en choisissant une limite plus basse on peut accepter F=0,2 en gestion 'différenciée' comme meilleure cible de gestion. Les valeurs des cibles pour F=0,2 en gestions 'globales' et 'différenciées' sont fournies dans l'Annexe 9.

4. Conclusion

Des indicateurs ont été sélectionnés comme étant ceux réagissant le mieux à l'augmentation de la pression de pêche dans les spectres de tailles, les spectres de poids et les spectres

trophiques de la communauté en mer Celtique/golfe de Gascogne. Le LFI a été confirmé comme bon indicateur de la communauté démersale par l'étude alors que la taille moyenne et le 95e centile sont potentiellement intéressants à observer dans les spectres de tailles. Dans les spectres de poids le poids moyen et l'équitabilité peuvent fournir un bon aperçu de l'évolution de la communauté. Cependant les indicateurs issus de ces spectres doivent répondre à un certain nombre de contraintes de construction si on souhaite définir des valeurs cibles et leurs évolutions devront être analysées après avoir réussi à paramétrer entre autres un recrutement valide dans le modèle démographique. D'autre part celui-ci ne doit être appliqué qu'à la communauté démersale. Dans les spectres trophiques la pente, la biomasse à TL=4,5 et le HTI donnent de bons résultats, même si les modèles ET ou Ecosim doivent être utilisés conjointement pour permettre de bien prendre en compte la variation de la pression de pêche. D'autre part le choix du niveau trophique de la biomasse à TL=4,5 et du HTI (TL=4) doit être, au même titre que le LFI, approfondi pour prendre au mieux en compte les effets de la pression de pêche à l'échelle de la communauté mais aussi des groupes fonctionnelles. La cible de gestion de F=0,2 appliquée à tous les groupes exploités est apparue comme une cible potentielle de transition des captures alors que F=0,2 appliquée uniquement à certains groupes serait une approche de précaution aux conséquences plus prévisibles sur l'écosystème entier. Enfin à partir de l'analyse des spectres trophiques la mer Celtique/golfe de Gascogne est apparue comme l'écosystème le plus dégradé dans les quatre zones étudiées, alors que la mer du Nord était celui en meilleur état. Ces observations sont à mettre en relation avec les intensités de pressions diminuées et les mesures de gestion plus ou moins tardives selon les cas, et l'actualisation des modèles EwE et leur suivi temporel doit permettre d'avoir un meilleur aperçu de l'état réel de ces écosystèmes.

BIBLIOGRAPHIE

Ainsworth C., Heymans J., Pitcher T., Vasconcellos, M. (2002). Ecosystem Models of Northern British Columbia for the Time Periods 2000, 1950, 1900 and 1750. Fisheries Centre Research Report. 41p.

Ainsworth C., Pitcher T., Heymans J., Vasconcellos, M. (2008).Reconstructing historical marine ecosystems using food web models: Northern British Columbia form Pre-European contact to present. Ecological Modelling *216*, 354-368.

Andersen, K.H., Farnsworth, K.D., Pedersen, M., Gislason, H., and Beyer, J.E. (2009). How community ecology links natural mortality, growth, and production of fish populations. ICES Journal of Marine Science *66*, 1978–1984.

Araújo, J.N., Mackinson, S., Ellis, J.R., and Hart, P.J.B. (2005). An Ecopath model of the western English Channel ecosystem with and exploration of its dynamic properties. Sciences Series Technical Report *309*, 175-187.

Araújo, J.N., Mackinson, S., Stanford, R.J., Sims, D.W., Southward, A.J., Hawkins, S.J., Ellis, J.R., and Hart, P.J. (2006). Modelling food web interactions, variation in plankton production, and fisheries in the western English Channel ecosystem. Science Series Technical Report CEFAS Lowestoft *125*, 45 p.

Araújo, J.N., Mackinson, S., Stanford, R.J., and Hart, P.J.B. (2008). Exploring fisheries strategies for the western English Channel using an ecosystem model. Ecological Modelling *210*, 465–477.

Bănaru, D., Mellon-Duval., C., Roos, D., Bigot, J.-L., Jadaud, A., Beaubrun, P., Fromentin, J.-M. (2012). Trophic structure in the Gulf of Lions marine ecosystem (north-western Mediterranean Sea) and fishing impacts. Journal of Marine Systems 111-112.

Barnes, C. (2008). Predator and prey body sizes in marine food webs. Ecology *89*, 881.

Behrenfeld, M., O'Mally, R., Siegel, D., McClain, C., Sarmiento, J., Feldman, G., Milligan, A., Falkowski, P., Letelier, R., and Boss, E. (2006). Climate-driven trends in contemporary ocean productivity. Nature *444*, 752-755.

Benoît, E., and Rochet, M.-J. (2004). A continuous model of biomass size spectra governed by predation and the effects of fishing on them. Journal of Theoretical Biology *226*, 9–21.

Bentorcha, A. (2014). Modélisation trophique et impact de la pêche dans l'écosystème du golfe de Gascogne et la mer Celtique. Rapport de Master, Halieutique, Agrocampus Ouest (Institut de Recherche pour le Développement, Laboratoire RAP), Rennes, France, 41 pp.

Bertignac, M., Fernández, C., and Methot R. (2012) Preliminary Spatially Disaggregated Stock Assessment of Northern Hake, A Widely Distributed Stock of the Northeast Atlantic, ICES CM.

Bianchi, G. (2000). Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. ICES Journal of Marine Science *57*, 558–571.

Blanchard, J., Dulvy, N., Jennings, S., Ellis, J., Pinnegar, J., Tidd, A., and Kell, L. (2005). Do climate and fishing influence size-based indicators of Celtic Sea fish community structure? ICES Journal of Marine Science *62*, 405–411.

Boldt, J.L., Bartkiw, S.C., Livingston, P.A., Hoff, G.R., and Walters, G.E. (2012). Investigation of Fishing and Climate Effects on the Community Size Spectra of Eastern Bering Sea Fish. Transactions of the American Fisheries Society *141*, 327–342.

Boudreau, P., and Dickie, L. (1992). Biomass spectra of aquatic ecosystems in relation to fisheries yield. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences *49*, 1528-1538.

Brose, U., Jonsson, T., Berlow, E., Warren, P., Banasek-Richtern C., Bersier, L.-F., Blanchard, J., Brey, T., Carpenter, S., Cattin Blandenier, M.-F., Cushing, L., Ali Dawah, H., Dell, T., Edwards, F., Harper-Smith, S., Jacob, U., Ledger, M., Martinez, N., Memmott, J., Mintenbeck, K., Pinnegar, J.K., Rall, B., Rayner, T., Reuman, D., Ruess, L., Ulrich, W., Williams, R., Woodward, G., and Cohen, J. (2006). Consumer-resource body-size relationships in natural food webs. Ecology 87, 2411-2417.

Brown, J.H., Gillooly, J.F., Allen, A.P., Savage, V.M., and West, G.B. (2004). Towards a metabolic theory of ecology. Ecology *85*, 1771-1789.

Christensen, V., and Pauly, D. (1992). Ecopath II – a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. Ecological Modelling *61*, 169-185.

Christensen, V., Guénette, S., Heymans, J., Walters, C., Watson, R., Zeller, D., and Pauly, D. (2003). Hundred-year decline of North Atlantic predatory fishes. Fish and Fisheries *4*, 1-24.

Christensen V. and Walters C. J. (2004). Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. Ecological Modelling *17*, 109-139.

Clark, C., Charles, A., Beddington, J. and Mangel, M. (1985). Optimal capacity decisions in a developing fishery. Marines Resources Economics *2*, 25-53.

Cohen, J., Pimm, S., Yodzis, P., and Saldana, J. (1993). Body Sizes of Animal Predators and Animal Prey in Food Webs. Journal of Animal Ecology *62*, 67-78.

Colléter, M. (2010). Analyse de l'impact d'une Aire Marine Protégée (AMP) sur le fonctionnement trophique d'une écosystème: modélisation Ecopath/EcoTroph de la réserve du bolong de Bamboung, Sénégal. Rapport de Master, Halieutique, Agrocampus Ouest (Institut de Recherche pour le Développement, Laboratoire RAP), Rennes, France, 41 pp.

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

Crooks, J. (2002). Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. Oikos *97*, 153-166.

Cury, P., Shannon, L., and Shin, Y.J. (2003). The functioning of marine ecosystems. *In* Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem, pp. 103-123. Ed. By M. Sinclaire, and G. Valdimarsson. CABI Publishing, Cambridge. 278 pp.

Daan, N., Gislason, H., Gpope, J., and Crice, J. (2005). Changes in the North Sea fish community: evidence of indirect effects of fishing? ICES Journal of Marine Science *62*, 177–188.

Dauvin, J.-C. (2012). Are the eastern and western basins of the English Channel two separate ecosystems? Marine Pollution Bulletin *64*, 463-471.

Dayton, P., Thrush, S., Agardy, M., and Hofman, R. (1995). Environmental effects of marine fishing. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems *5*, 205-232.

Deehr, R.A., Luczkovich, J.J., Hart, K.J., Clough, L.M., Johnson, B.J., and Johnson, J.C. (2014). Using stable isotope analysis to validate effective trophic levels from Ecopath models of areas closed and open to shrimp trawling in Core Sound, NC, USA. Ecological Modelling *282*, 1–17.

Dorel, D. (1986). Poissons de l'Atlantique Nord-Est Relations tailles-poids.

Dorel, D., Cadiou, Y., Porcher, P. (1998). Poissons, crustacés et mollusques des mers communautaires. Paramètres biologiques et représentations graphiques. IFREMER.

Duarte, L., García, C. (2004). Trophic role of small pelagic fishes in a tropical upwelling ecosystem. Ecological Modelling *187*, 323-338.

Duplisea, D.E., Kerr, S.R., and Dickie, L.M. (1997). Demersal fish biomass size spectra on the Scotian Shelf, Canada: species replacement at the shelfwide scale. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences *54*, 1725–1735.

Eddy, T., Pitcher, T., MacDiarmid, A., Byfield, T., Tam, J., Jones, T., Bell, J., and Gardner, J. (2014). Lobsters as keystone: Only in unfished ecosystems? Ecological Modelling *275*, 48-72.

Ehrenfeld, J. (2011). Ecosystem consequences of biological invasions. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics *41*, 59-80.

Freitas, V., Cardosa, J. F. M. F., Lika, K., Peck, M. A., Campos, J., Kooijman, S. A. L. M., and van der Veer, H. W. (2010). Temperature tolerance and energetics: a dynamic energy-based comparison of North Atlantic marine species. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological *365*, 3553-3565.

Froese, R., Winker, H., Gascuel D., Sumalia, R., and Pauly, D. (in preparation.) Minimizing the Impact of Fishing.

Garcia-Rodriguez, M., Pereda, P., Landa, J., and Esteban, A. (2005). On the biology and growth of the anglerfish *Lophius budegassa* Spinola, 1807 in the Spanish Mediterranean: a preliminary approach. Fisheries Research 71, 197-208.

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

Gascuel, D., Bozec, Y., Chassot, E., Colomb, A., and Laurans, M. (2005). The trophic spectrum: theory and application as an ecosystem indicator. ICES Journal of Marine Science *62*, 443–452.

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

Gascuel, D., Tremblay-Boyer, L., and Pauly, D. (2009). EcoTroph(ET): a trophic level based software for assessing the impacts of fishing on aquatic ecosystems. Fisheries Centre Research Reports, Fisheries Centre, 17. University of British Columbia, Vancouver, Canada. 82 pp.

Gascuel, D., Döring, R., and Druon, J.-N. (2010). Development of the Ecosystem Approach to Fisheries Management (EAFM) in European Seas. JRC Scientific and Technical Report, European Commission, Report STECF/SGMOS-10-03.

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

Gascuel, D., Coll, M., Fox, C., Guénette, S., Guitton, J., Kenny, A., Knittweis, L., Nielsen, R., Piet, G., Raid, T., Travers-Trolet, M., and Shephard, S. (2014). Fishing impact and environmental status in European seas: a diagnosis from stock assessments and ecosystem indicators. DOI: 10.1111/faf.12090.

Gislason, H., and Rice, J. (1998). Modelling the response of size and diversity spectra of fish assemblages to changes in exploitation. ICES Journal of Marine Science: Journal Du Conseil *55*, 362–370.

Gislason, H., Daan, N., Rice, J.C., and Pope, J.G. (2010). Size, growth, temperature and the natural mortality of marine fish: Natural mortality and size. Fish and Fisheries *11*, 149–158.

Gómez-Canchong, P., Quiñones, R.A., and Manjarrés, L. (2011). Size structure of a heavily fished benthic/demersal community by shrimp trawling in the Colombian Caribbean Sea. Latin American Journal of Aquatic Research *39*, 43–55.

Goodwin, N., Grant, A., Perry, A., Dulvy, N., and Reynolds, J. (2006). Life history correlates of density-dependent recruitment in marine fishes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences *63*, 494-509.

Grall, J. and Coïc, C. (2006). Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du du benthos en milieu côtier, Ifremer DYNECO/VIGIES/6-13/REBENT. P :pp 91.

Graham, N., Dulvy, N., Jennings, S., and Polunin, N. (2005). Size-spectra as indicators of the effects of fishing on coral reef fish assemblages. Coral Reefs *24*, 118–124.

Greenstreet, S., and Rogers, S. (2006). Indicators of the health of the North Sea fish community: identifying reference levels for an ecosystem approach to management. ICES Journal of Marine Science *63*, 573-593.

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

Hall, S. (1999). The effects of fishing on marine ecosystems and communities. Blackweel Science, Oxford.

Halouani, G., Gascuel, D., Hattab, T., Ben Rais Lasram, F., Coll, M., Tsagarakis, K., Piroddi, C., Salah Romdhane, M., and Le Loc'h, F. (in preparation). Fishing impacts in Mediterranean marine ecosystems: an EcoTroph modeling approach.

Heath, M. (2005). Changes in the structure and function of the North Sea fish foodweb, 1973-200, and the impacts of fishing and climate. ICES Journal of Marine Science *62*, 847-868.

Hoggart, D., Abeyasekera, S., Arthur, R., Beddington, J., Burn, R., Halls, A., Kirkwood, G., McALlister, M., Medley, P., Mees, C., Parkes, G., Pilling, G., Wakeford, R., and Welcomme, R. (2006). Stock assessment for fishery management- A framework guide to the stock assessment tools of the Fisheries Management Science Programme (FMSP). FAO Fisheries Technical Paper No. 487. Rome, FAO, 261p.

Houde, E. (2009). Recruitment variability. Pages 91-171. In: Jakobsen, T., Fogarty, M. J., Megrey, B. A, and Moksness, E. (editors). Fish reproductive biology. Implications for ssessment & management. Wiley-Blackwell Publishers.

Houitte de la Chesnais, T. (2013). Rôle des perchettes et impact de leur exploitation sur la structure trophique du lac d'Annecy. Rapport de Master, Halieutique, Agrocampus Ouest (Institut de Recherche pour le Développement, Laboratoire RAP), Rennes, France, 41 pp.

Hutchinson, G. (1969). Eutrophication, past and present. Eutrophication, causes, consequences, correctives. Washington, D.D.: National Academy of Sciences. 17-26.

Hutchinson, G. (1973). Eutrophication. American Scientist *61*, 269-279.

Hyslop, E. (1980). Stomach content analysis: a review of methods and their applications. Journal of Fish Biology *29*, 205-207.

ICES. 2006. Report of the Working Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities. ICES Document CM 2006/ACE: 05. 174 pp.

Islam, M.S., M. and Tanaka, M. (2004). Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. Marine Pollution Bulletin Volume *48*, 624-649.

Jambut, S. (2014). Le niveau trophique moyen des poisson est-il un bon indicateur du fonctionnement des écosystèmes marins ? Poster Master 1, UMPC (Université de Caen Basse-Normandie, Biologie des ORganismes Aquatiques et Ecosystèmes), Paris, France.

Jennings, S., Pinnegar, J., Polunin, N., and Boon, T. (2001). Weak cross-species relationships between body size and trophic level belie powerful size-based trophic structuring in fish communities. Journal of Animal Ecology *70*, 934-944.

Jennings, S., Greenstreet, S., Hill, L., Piet, G., Pinnegar, J., and Warr, K. (2002). Long-term trends in the trophic structure of the North Sea fish community: evidence from stable-isotope analysis, size-spectra and community metrics. Marine Biology *141*, 1085–1097.

Jennings, S., and Blanchard, J.L. (2004). Fish abundance with no fishing: predictions based on macroecological theory. Journal of Animal Ecology *73*, 632–642.

Jennings, S., and Dulvy, N. (2005). Reference points and reference directions for size-based indicators of community structure. ICES Journal of Marine Science *62*, 397–404.

Kaiser, M., and de Groot, S. (2000). The effects of fishing on non-target species and habitats: biological, conservation and socio-economic issues. Blackwell Science, Oxford.

Kareiva, P. (1987). Habitat fragmentation and the stability of predator-prey interactions. Nature *326*, 388-390.

Kantoussan, J., Ecoutin, J.M., Fontenelle, G., Thiaw, O.T., Tito de Morais, L., and Laë, R. (2009). The relevance of size parameters as indicators of fishery exploitation in two West African reservoirs. Aquatic Ecology *43*, 1167–1178.

Kerr, S., and Dickie, L. (2001). The Biomass Spectrum. Columbia University Press, New York.

Landa, J., Quincoces, I., Duarte, R., Fariña, A., and Dupouy, H. (2008). Movements of black and white anglerfish (*Lophius budegassa* and *L. piscatorius*) in the northeast Atlantic. Fisheries Research *94*, 1-12.

Lassalle, G., Lobry, J., Le Loc'h, F., Bustamante, P., Certain, G., Delmas, D., Dupuy, C., Hily, C., Labry, C., Le Pape, O., et al. (2011). Lower trophic levels and detrital biomass control the Bay of Biscay continental shelf food web: Implications for ecosystem management. Progress in Oceanography *91*, 561–575.

Lassalle, G., Gascuel, D., Le Loc'h, F., Lobry, J., Pierce, G.J., Ridoux, V., Santos, M.B., Spitz, J., and 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 *69*, 925–938.

Lassalle, G., Bourdaud, P., Saint-Béat, B., Rochette, S., and Niquil, N. (2014). A toolbox to evaluate data reliability for whole-ecosystem models: Application on the Bay of Biscay continental shelf food-web model. Ecological Modelling *285*, 13-21.

Link, J., Yemane, D., Shannon, L., Coll, M., Shin, Y.J., Hill, L., and Borges, M. (2010). Relating marine ecosystem indicators to fishing and environmental drivers: an elucidation of constrasting responses. ICES Journal of Marine Science *67*, 787-795.

Lotze, H.K., and Worm, B. (2009) Historical baselines for large marine animals. Trends in Ecology & Evolution *24*, 254-262.

Mackinson, S. (2001). Representing trophic interactions in the North Sea in the 1880 s, using the Ecopath mass-balance approach. Fish. Cent. Res. Rep. *9*, 35–98.

Mackinson, S., and Daskalov, G. (2007). An ecosystem model of the North Sea to support an ecosystem approach to fisheries management: description and parameterization. Science Series Technical Report. Cefas Lowestoft, 142: 196pp.

Macpherson, E., and Gordoa, A. (1996). Biomass spectra in benthic fish assemblages in the Benguela system. Marine Ecology Progress Series *138*, 27-32.

McClenachan, L., Ferretti, F., Baum, J.K. (2012). From archives to conservation: why historical data are needed to set baselines for marine animals and ecosystems. Conservation Letters: no-no.

Molfese, C., Beare, D., and Hall-Spencer, J. (2014). Overfishing and the Replacement of Demersal Finfish by Shellfish: An Example from the English Channel PLoS ONE 9(7): e101506. doi: 10.1371/journal.pone.0101506.

Murawski, S.A., and Idoine, J.S. (1992). Multispecies Size Composition: A Conservative Property of Exploited Fishery Systems? Journal of Northwest Atlantic Fishery Science *14*, 79-85.

Olver, C., Shuter, B., and Minns, C. (1995). Toward a definition of conservation principles for fisheries management. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. *52*, 1584-1594.

Patterson, K. (1992). Fisheries for small pelagic species: an empirical approach to management targets. Reviews of Fish Biology and Fisheries *2*, 321-338.

Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., and Torres Jr., F. (1998). Fishing Down Marine Food Webs. Science *279*, 860–863.

Petchey, O.L., and Belgrano, A. (2010). Body-size distributions and size-spectra: universal indicators of ecological status? Biology Letters *6*, 434–437.

Petitgas, P., Massé, J., Huret, M., Duhamel, E., and Doray, M. 2011. Les populations ichtyologiques de petits pélagiques de la sous-région marine Golfe de Gascogne DCSMM/EI/GDG. Available from https://w3.ifremer.fr/archimer/doc/00084/19549/. (rapport technique).

Peterson, B.J., and Fry B. (1987). Stable isotopes in ecosystem studies. Annual Review of Ecology and Systematics *18*, 293-320.

Pianka, E. (1970). On *r* and *K* selection. The American Naturalist *104*, 592-597.

Pimm, S., and Rice, J. (1987). The dynamics of multi-species, multi-life-history models of aquatic food webs. Theoretical Population Biology *32*, 303-325.

Pinnegar, J., Jennings, S., O'Brien, C., and Polunin, N. (2002). Long-term changes in the trophic level of the Celtic Sea fish community and fish market price distribution. Journal of Applied Ecology *39*, 377-390.

Polovina, J. (1984). An overview of the ECOPATH model. Fishbyte *2*, 5-7.

Pope, J., and Knights, B. (1982). Comparisons of the length distribution of combined catches of all demersal fishes in surveys of the North Sea and Faroe Bank. In: Mercer M.C., editor. Multispecies Approaches to Fisheries Management *59*, 116-118.

Pope, J., Stokes, T., Murawski, S., and Idoine, J. (1988). A comparison of fish size composition in the North Sea and on Georges Bank. In: Wolff W.W., Soeder C-J., Drepper F.R., editors. Ecodynamics – Contributions to Thoretical Ecology? Berlin: Soringer; 146-152.

Post, D. (2002). Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods and assumptions. Ecology *83*, 703-718.

Piet, G., and Jennings, S. (2005). Response of potential fish community indicators to fishing. ICES Journal of Marine Science *62*, 214–225.

Quiñones, R. (1992). Size-distribution of planktonic biomass and metabolic activity in the pelagic system. Ph D. thesis, Dalhousie University, Canada.

Ravard, D., Brind'Amour, A., and Trenkel, V.M. (2014). Evaluating the potential impact of fishing on demersal species in the Bay of Biscay using simulations and survey data. Fisheries Research *157*, 86–95.

Rice, J., and Gislason, H. (1996). Patterns of change in the size spectra of numbers and diversity of the North Sea fish assemblage, as reflected in surveys and models. ICES Journal of Marine Science: Journal Du Conseil *53*, 1214–1225.

Rice, J., and Rochet, M. (2005). A framework for selecting a suite of indicators for fisheries management. ICES Journal of Marine Science *62*, 516–527.

Richardson, A., and Schoeman, D. (2004). Climate impact on plankton ecosystems in the Northeast Atlantic. Science *305*, 1609-1612.

Rochet, M.-J., and Trenkel, V.M. (2003). Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences *60*, 86–99.

Rochet, M-J., Trenkel, V., Bellail, R., Coppin, F., Lepape, O., Mahe, J., Morin, J., Poulard, J., Schlaich, I., and Souplet, A. (2005). Combining indicator trends to assess ongoing changes in exploited fish communities: diagnostic of communities off the coasts of France. ICES Journal of Marine Science *62*, 1647–1664.

Rombouts, I., Beaugrand, G., Artigas, L.F., Dauvin, J.-C., Gevart, F., Goberville, E., Kopp, D., Lefebvre, S., Luczak, C., Spilmont, N., Travers-Trolet, M., Villanueva, M.C., and Kirby, R.R. (2013a). Evaluating marine ecosystem health: Case studies of indicators using direct observations and modeling methods. Ecological Indicators *24*, 353-365.

Rombouts, I., Beaugrand, G., Fizzala, X., Gaill, F., Greenstreet, S.P.R., Lamare, S., Le Loc'h, F., McQuatters-Gollop, A., Mialet, B., Niquil, N., et al. (2013b). Food web indicators under the Marine Strategy Framework Directive: From complexity to simplicity? Ecological Indicators *29*, 246–254.

Ruiz, J. 1994. The measurement of size diversity in the pelagic ecosystem. Scientia Marina *58*, 103-107.

Sánchez, F., and Olaso, I. (2004). Effect of fisheries on the Cantabrian Sea shelf ecosystem. Ecological Modelling 172, 151-174.

Shannon, L., Coll, M., Bundy, A., Gascuel, D., Heymans, J., Kleisner, K., Lynam, C., Piroddi., C., Tam., J., Travers-Trolet, M., and Shin., Y. (2014). Trophic level-based indicators to track fishing impacts across marine ecosystems. Marine Ecology Progress Series.

Shephard, S., Reid, D., and Greenstreet, S. (2011). Interpreting the large fish indicator for the Celtic Sea. ICES Journal of Marine Science *68*, 1963-1972.

Shephard, S., Fung, T., Houle, J., Farnsworth, K., Raeid, D., and Rossberg, A. (2012). Size-selective fishing drives species composition in the Celtic Sea. ICES Journal of Marine Science *69*, 223-234.

Shin, Y.-J., and Cury, P. (2004). Using an individual-based model of fish assemblages to study the response of size spectra to changes in fishing. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences *61*, 414–431.

Shin, Y.J., Rochet, M., Jennings, S., Field, J., and Gislason, H. (2005). Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. ICES Journal of Marine Science *62*, 384–396.

Stergioui, K., and Tsikliras, A. (2011). Fishing fown, fishing through and fishing up: fundamental process versus technical details. Marine Ecology Progress Series 441, 295-301.

Sweeting, C.J., Badalamenti, F., D'Anna, G., Pipitone, C., and Polunin, N.V.C. (2009). Steeper biomass spectra of demersal fish communities after trawler exclusion in Sicily. ICES Journal of Marine Science: Journal Du Conseil *66*, 195–202.

Szaro, R., Sexton, W., and Malone, C. (1998). The emergence of ecosystem management as a tool for meeting people's needs and sustaining ecosystems. Landscape and Urban Planning *40*, 1-7.

Tomczak, M., Müller-Karulis, B., Järv, L., Kotta, J., Martin, G., Minde, A., Pollumäe, A., Razinkovas, A., Strake, S., and Bucas, M. (2009). Analysis of trophic networks and carbon flows in south-eastern Baltic coastal ecosystems. Progress in Oceanography *81*, 111-131.

Trenkel, V., Pinnegar, J., Rochet, M-J., and Rackham, B. (2004). Different surveys provide similar pictures of trends in a marine fish community but not of individual fish populations. ICES Journal of Marine Science *61*, 351-362.

Valls, A. (2009). Evaluation de l'efficacité des AMP par modélisation du fonctionnement trophique de l'écosystème : cas du parc national de Port-Cros, en Méditerranée. Rapport de Master, Halieutique, Agrocampus Ouest (Université de Nice Sophia Antipolis, Laboratoire Environnement Marin Littoral), Rennes, France, 35 pp.

Valls, A., Gascuel, D., Guénette, S., and Francour, P. (2012). Modeling trophic interactions to assess the effects of marine protected area : case study in the NW Mediterranean Sea. Marine Ecology Progress Series *456*, 201-214.

Vinagre, C., Salgado, J.P., Mendonça, V., Cabral, H., and Costa, M.J. (2012). Isotopes reveal fluctuation in trophic levels of estuarine organisms in space and time. Journal of Sea Research *72*, 49-54.

Von Bertalanffy, L. (1938). A quantitative theory of organic growth. Human Biology *10*, 181-213.

Walters, C., and Martell, S. (2002). Stock Assessment Needs for Sustainable Fisheries Management. Bulletin of Marine Science *70*, 629-638.

Whiteside, M. (1983). The mythical concept of eutrophication. Hydrobiologia *103*, 107-111.

Walters, C., Christensen, V., and Ahrens, R. (2009). Foraging arena theory. Ecopath 25 Years Conference Proceedings: Extended Abstracts. :20.

Worm, B., Barbier, E., Beaumont, N., Duffy, J.E., Folke, C., Halpern, B., Jackson, J., Lotze, H., Micheli, F., Palumbi, S., Sala, E., Selkoe, K., Stachowicz, J., and Watson, R. (2006). Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. Science *314*, 787-790.

Worm, B., Hilborn, R., Baum, J. K., Branch, T. A., Collie, J. S., Costello, C., Fogarty, M. J., et al. (2009). Rebuilding global fisheries. Science *325*, 578–585.

Xavier, J.C., Cherel, Y., Assis, C.A., Sandão, J., and Borges, T.C. (2010). Feeding ecology of conger eels (*Conger conger*) in north-east Atlantic waters. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom *90*, 493-501.

ANNEXES

Annexe 1 : Les neuf indicateurs du descripteur 4 (D4).

Code	Indicateur
FW1	Succès reproducteur des oiseaux marins en relation avec la disponibilité des proies
FW2	Production de phytoplancton
FW3	Composition en taille des communautés de poissons (LFI)
FW4	Niveau trophique moyen des prédateurs marins (MTI)
FW5	Changements des groupes fonctionnels du plancton (formes de vie)
FW6	Biomasse, composition spécifique et distribution spatiale du zooplancton
FW7	Biomasse et abondance des groupes fonctionnels
FW8	Changements dans la distribution de la biomasse et des espèces à travers les niveaux trophiques ou la taille individuelle
FW9	Analyse des réseaux écologiques (Indicateurs ENA)

Annexe 2 : Estimations de traits d'histoire de vie utilisées pour simuler la structure de population à l'équilibre. L_{inf} & K : Taille asymptotique et croissance de Von Bertalanffy ; L_{mat} : Taille à maturité ; α et β paramètres de la relation taille-poids $W=\alpha L^{\beta}$; M : Mortalité selon Andersen *et al*. (2009).

Mer Celtique/Golfe de Gascogne	L_{inf}	K	L_{mat}	α	β	M
Argentina silus	37 [7]	0,44 [7]	31 [39]	0,0039 [8]	3,203 [8]	0,21
Argentina sphyraena	19,5 [5]	0,41 [5]	9,8 [41]	0,0017 [9]	3,378 [9]	0,23
Arnoglossus imperialis	15,5 [41] *	0,935 [41]	9 [38] *	0,00284 [9]	3,34 [9]	0,50
Callionymus lyra	40 [1]	0,47 [1]	13 [1]	0,014 [1]	2,709 [1]	0,31
Capros aper	15,478 [12]	0,163 [12]	9,7 [12]	0,0305 [9]	2,791 [9]	0,09
Cepola macrophthalma	55,05 [41]	0,295 [41]	21,9 [41]	0,0128 [9]	2,169 [9]	0,18
Chelidonichthys cuculus	46 [1]	0,46 [1]	25 [1]	0,00325 [1]	3,31963 [1]	0,25
Clupea harengus	30,2 [41]	0,39 [41]	22,1 [27]	0,00504 [41]	3,192 [41]	0,19
Dicentrarchus labrax	85 [1]	0,13 [1]	37 [1]	0,01248 [1]	2,94846 [1]	0,08
Dicologlossa cuneata	27,75 [1]	0,47 [1]	15 [1]	0,0066 [1]	3 [1]	0,26
Engraulis encrasicolus	22,1 [2]	0,54 [2]	15 [2]	0,0029542 [2]	3,2579 [2]	0,28
Etmopterus spinax	42,215 [13]	0,175 [13]	31 [13]	0,0018 [14]	3,24 [14]	0,09
Eutrigla gurnardus	44,5 [1]	0,48 [1]	21 [1]	0,00671 [1]	3,06235 [1]	0,28
Galeus melastomus	65,05 [16]	0,21 [1] **	57,7 [16]	0,0025 [15]	3,02 [15]	0,10
Helicolenus dactylopterus	45,5 [17]	0,05 [17]	18 [17]	0,0061145 [2]	3,2738 [2]	0,03
Hippoglossoides platessoides	25 [6]	0,34 [6]	15 [6]	0,0044 [8]	3,204 [8]	0,18
Lepidorhombus boscii	41 [2]	0,14 [2]	17 [2]	0,004311 [2]	3,19043 [2]	0,08
Lepidorhombus whiffiagonis	57,5 [1]	0,104 [1]	22,5 [1]	0,00307 [1]	3,2446 [1]	0,06
Leucoraja naevus	91,6 [18]	0,11 [18]	59 [18]	0,00236 [2]	3,233 [2]	0,06
Limanda limanda	38,95 [2]	0,59 [2]	21 [2]	0,008513 [2]	3,09066 [2]	0,33
Lophius budegassa	88 [1]	0,1102 [1]	58,5 [1]	0,015 [1]	3,004 [1]	0,06
Lophius piscatorius	134,5 [1]	0,0882 [1]	65 [1]	0,02457 [1]	2,85612 [1]	0,05
Melanogrammus aeglefinus	68 [7]	0,16 [7]	34 [6]	0,0132404 [2]	2,9008 [2]	0,09
Merlangius merlangus	55 [1]	0,238 [1]	21 [1]	0,00455 [1]	3,1669 [1]	0,15
Merluccius merluccius	106 [1]	0,181 [1]	48,5 [1]	0,00438 [1]	3,113 [1]	0,11
Microchirus variegatus	20,7 [2]	0,374 [2]	12 [35]	0,008393 [2]	3,05663 [2]	0,20
Micromesistius poutassou	39,9 [2]	0,15 [2]	21 [2]	0,002244 [2]	3,28487 [2]	0,08
Microstomus kitt	37 [6]	0,42 [6]	27 [6]	0,0051448 [2]	3,2420508 [2]	0,09
Mullus surmuletus	44,5 [1]	0,3 [1]	17 [1]	0,00512 [1]	3,29558 [1]	0,19
Phycis blennoides	69,25 [1]	0,217 [1]	33 [1]	0,213006 [1]	2,103422 [1]	0,13
Pleuronectes platessa	59,4 [6]	0,11 [6]	39,5 [2]	0,005015 [2]	3,23905 [2]	0,06
Sardina pilchardus	25,6 [2]	0,42 [2]	13 [34]	0,0059362 [2]	3,0767 [2]	0,25
Scomber scombrus	37,4 [4]	0,47 [4]	30 [2]	0,00533 [3]	3,08386 [3]	0,23
Scyliorhinus canicula	74 [1]	0,21 [1]	57 [1]	0,00342 [1]	2,99468 [1]	0,10

Solea solea	58,5 [1]	0,278 [1]	25,5 [1]	0,00475 [1]	3,18094 [1]	0,16
Spondyliosoma cantharus	43,82 [2]	0,259 [2]	20 [36]	0,0093059 [2]	3,162883 [2]	0,15
Sprattus sprattus	17,5 [4]	0,3 [4]	8,5 [11]	0,00986 [2]	2,931 [2]	0,17
Trachinus draco	35,1 [19]	0,16 [19]	12 [37]	0,01312 [2]	2,76555 [2]	0,10
Trachurus mediterraneus	42,5 [41]	0,22 [41]	23 [2]	0,017334 [2]	2,78039 [2]	0,12
Trachurus trachurus	50 [1]	0,2 [1]	24,5 [1]	0,007325 [1]	3,0254394 [1]	0,11
Trisopterus esmarkii	19,3 [20]	0,59 [20]	18,6 [27]	0,0066 [20]	3 [20]	0,27
Trisopterus luscus	44,5 [1]	0,47 [1]	20 [1]	0,00738 [1]	3,15608 [1]	0,28
Trisopterus minutus	22 [7]	0,41 [7]	12 [7]	0,0086 [9]	2,98 [9]	0,23
Zeus faber	58 [1]	0,2085 [1]	37 [1]	0,01809 [1]	2,9827 [1]	0,11

Golfe de Gascogne	L_{inf}	K	L_{mat}	α	β	M
Ammodytes tobianus	17,47 [41]	0,73 [41]	13 [4]	0,0015 [21]	3,169 [21]	0,36
Argentina silus	37 [7]	0,44 [7]	31 [39]	0,0039 [8]	3,203 [8]	0,21
Argentina sphyraena	19,5 [5]	0,41 [5]	9,8 [41]	0,0017 [9]	3,378 [9]	0,23
Arnoglossus imperialis	15,5 [41] *	0,935 [41] *	9 [38] *	0,00284 [9]	3,34 [9]	0,50
Callionymus lyra	40 [1]	0,47 [1]	13 [1]	0,014 [1]	2,709 [1]	0,31
Capros aper	15,478 [12]	0,163 [12]	9,7 [12]	0,0305 [9]	2,791 [9]	0,09
Cepola macrophthalma	55,05 [41]	0,295 [41]	21,9 [41]	0,0128 [9]	2,169 [9]	0,18
Chelidonichthys cuculus	46 [1]	0,46 [1]	25 [1]	0,00325 [1]	3,31963 [1]	0,25
Dicentrarchus labrax	85 [1]	0,13 [1]	37 [1]	0,01248 [1]	2,94846 [1]	0,08
Dicologlossa cuneata	27,75 [1]	0,47 [1]	15 [1]	0,0066 [1]	3 [1]	0,26
Engraulis encrasicolus	22,1 [2]	0,54 [2]	15 [2]	0,0029542 [2]	3,2579 [2]	0,28
Etmopterus spinax	42,215 [13]	0,175 [13]	31 [13]	0,0018 [14]	3,24 [14]	0,09
Eutrigla gurnardus	44,5 [1]	0,48 [1]	21 [1]	0,00671 [1]	3,06235 [1]	0,28
Galeus melastomus	65,05 [16]	0,21 [1] **	57,7 [16]	0,0025 [15]	3,02 [15]	0,10
Helicolenus dactylopterus	29 [22]	0,1 [22]	24,5 [41]	0,00611445 [2]	3,2738 [2]	0,05
Lepidorhombus boscii	41 [2]	0,14 [2]	17 [2]	0,004311 [2]	3,19043 [2]	0,08
Lepidorhombus whiffiagonis	57,5 [1]	0,104 [1]	22,5 [1]	0,00307 [1]	3,2446 [1]	0,06
Leucoraja naevus	91,6 [18]	0,11 [18]	59 [18]	0,00236 [2]	3,233 [2]	0,06
Liza ramada	52,5 [23]	0,25 [23]	25,9 [41]	0,012 [24]	3 [24]	0,14
Lophius budegassa	88 [1]	0,1102 [1]	58,5 [1]	0,015 [1]	3,004 [1]	0,06
Lophius piscatorius	134,5 [1]	0,0882 [1]	65 [1]	0,02457 [1]	2,85612 [1]	0,05
Melanogrammus aeglefinus	68 [7]	0,16 [7]	30,6 [7]	0,0132404 [2]	2,9008 [2]	0,09
Merlangius merlangus	55 [1]	0,238 [1]	21 [1]	0,00455 [1]	3,1669 [1]	0,15
Merluccius merluccius	106 [1]	0,181 [1]	48,5 [1]	0,00438 [1]	3,113 [1]	0,11
Microchirus variegatus	20,7 [2]	0,374 [2]	12 [35]	0,008393 [2]	3,05663 [2]	0,20

Micromesistius poutassou	39,9 [2]	0,15 [2]	21 [2]	0,002244 [2]	3,28487 [2]	0,08
Mullus surmuletus	44,5 [1]	0,3 [1]	17 [1]	0,00512 [1]	3,29558 [1]	0,19
Phycis blennoides	69,25 [1]	0,217 [1]	33 [1]	0,213006 [1]	2,103422 [1]	0,13
Sardina pilchardus	19 [4]	0,4 [4]	13 [34]	0,0059362 [2]	3,0767 [2]	0,20
Scomber scombrus	37,4 [4]	0,47 [4]	30 [2]	0,00564 [2]	3,0674 [2]	0,23
Scyliorhinus canicula	74 [1]	0,21 [1]	57 [1]	0,00342 [1]	2,99468 [1]	0,10
Solea solea	58,5 [1]	0,278 [1]	25,5 [1]	0,00475 [1]	3,18094 [1]	0,16
Spondyliosoma cantharus	43,82 [2]	0,259 [2]	20 [36]	0,0093059 [2]	3,162883 [2]	0,15
Sprattus sprattus	17,5 [4]	0,3 [4]	8,5 [11]	0,00986 [2]	2,931 [2]	0,17
Trachinus draco	35,1 [19]	0,16 [19]	12 [37]	0,01312 [2]	2,76555 [2]	0,10
Trachurus mediterraneus	42,5 [41]	0,22 [41]	23 [2]	0,017334 [2]	2,78039 [2]	0,12
Trachurus trachurus	50 [1]	0,2 [1]	24,5 [1]	0,00733 [1]	3,02544 [1]	0,11
Trisopterus luscus	44,5 [1]	0,47 [1]	20 [1]	0,00738 [1]	3,15608 [1]	0,28
Trisopterus minutus	22 [7]	0,41 [7]	12 [7]	0,0086 [9]	2,98 [9]	0,23
Zeus faber	58 [1]	0,2085 [1]	37 [1]	0,01809 [1]	2,9827 [1]	0,11

Mer du Nord	L_{inf}	K	L_{mat}	α	β	M
Argentina silus	41,45 [25]	0,2 [25]	31 [39]	0,0039 [8]	3,203 [8]	0,10
Argentina sphyraena	19,5 [5]	0,41 [5]	9,8 [41]	0,0053 [8]	3,053 [8]	0,23
Chelidonichthys cuculus	41,1 [26]	0,225 [26]	27,2 [26]	0,0045 [8]	3,223 [8]	0,12
Clupea harengus	32,4958 [41]	0,39 [41]	24 [30]	0,00603 [2]	3,0904 [2]	0,19
Dicentrarchus labrax	96,53 [2]	0,082 [2]	38,5 [2]	0,0074 [8]	3,096 [8]	0,05
Engraulis encrasicolus	18,6 [4]	1,21 [4]	11,1 [40]	0,0029542 [2]	3,2579 [2]	0,65
Eutrigla gurnardus	46 [6]	0,16 [6]	23 [6]	0,0037968 [2]	3,2247 [2]	0,09
Gadus morhua	127 [2]	0,214 [2]	63,5 [2]	0,0104 [2]	3 [2]	0,12
Hippoglossoides platessoides	25 [6]	0,34 [6]	15 [6]	0,0044 [8]	3,204 [8]	0,18
Lepidorhombus whiffiagonis	54 [27]	0,12 [27]	23 [27]	0,00245 [10]	3,321 [10]	0,07
Leucoraja naevus	91,6 [18]	0,11 [18]	59 [18]	0,00089 [10]	3,486 [10]	0,06
Limanda limanda	33 [11]	0,21 [11]	13 [11]	0,00492 [2]	3,20388 [2]	0,13
Lophius piscatorius	106 [6]	0,18 [6]	61 [6]	0,0153 [2]	2,998 [2]	0,10
Melanogrammus aeglefinus	43,15 [2]	0,596 [2]	34 [2]	0,00519 [2]	3,15534 [2]	0,29
Merlangius merlangus	46,855 [2]	0,284 [2]	22,5 [2]	0,00984 [2]	2,926 [2]	0,16
Merluccius merluccius	106 [1]	0,181 [1]	48,5 [1]	0,0047 [8]	3,099 [8]	0,11
Micromesistius poutassou	36 [7]	0,28 [7]	23,3 [7]	0,002244	3,28487	0,15
Microstomus kitt	37 [6]	0,42 [6]	27 [6]	0,00611 [2]	3,15626 [2]	0,21
Mullus surmuletus	53,3 [28]	0,18 [28]	16 [28]	0,0047 [8]	3,309 [8]	0,12
Platichthys flesus	40,8 [11]	0,36 [11]	21 [11]	0,00867 [11]	3,06 [11]	0,20

Pleuronectes platessa	51,82 [41]	0,156 [41]	25,4 [41]	0,0215 [2]	2,7901 [2]	0,09
Pollachius virens	160 [2]	0,069 [2]	73 [2]	0,0104 [2]	2,97172 [2]	0,04
Raja clavata	115,25 [41]	0,165 [41]	86 [14]	0,0031778 [2]	3,193812 [2]	0,08
Sardina pilchardus	25 [29]	0,5 [29]	13 [34]	0,0059362 [2]	3,0767 [2]	0,28
Scomber scombrus	39 [4]	0,43 [4]	31,5 [4]	0,003001 [2]	3,29 [2]	0,21
Scyliorhinus canicula	88 [6]	0,2 [6]	58 [6]	0,003204 [2]	3,017954 [2]	0,10
Solea solea	39 [30]	0,4 [30]	18,8 [11]	0,00497 [11]	3,2 [11]	0,23
Sprattus sprattus	15 [11]	0,5 [11]	8,5 [11]	0,002112 [2]	3,4746 [2]	0,27
Trachurus trachurus	33,8 [31]	0,29 [31]	18,5 [4]	0,0034 [8]	3,294 [8]	0,16
Trisopterus esmarkii	22,6 [27]	0,52 [27]	18,6 [27]	0,0066 [20]	3 [20]	0,25
Trisopterus luscus	35,06 [2]	0,718 [2]	21,5 [2]	0,0038 [2]	3,3665 [2]	0,38
Trisopterus minutus	20 [6]	0,51 [6]	15 [6]	0,0092 [8]	3,026 [8]	0,25

Manche	L_{inf}	K	L_{mat}	α	β	M
Callionymus lyra	21,25 [41]	0,49 [41]	17,4 [30]	0,0022 [8]	2,591 [8]	0,24
Chelidonichthys cuculus	38,3 [2]	0,33 [2]	27,5 [2]	0,005599 [2]	3,1681 [2]	0,17
Clupea harengus	29,87 [41]	0,291 [41]	26 [3]	0,004 [3]	3,22 [3]	0,14
Dicentrarchus labrax	96,53 [2]	0,082 [2]	38,5 [2]	0,01379698 [2]	2,92394 [2]	0,05
Engraulis encrasicolus	21,5 [4]	0,88 [4]	11,1 [40]	0,0029542 [2]	3,2579 [2]	0,49
Eutrigla gurnardus	40,46 [2]	0,38 [2]	21 [2]	0,005315 [2]	3,179638 [2]	0,21
Gadus morhua	136,9 [2]	0,179 [2]	54 [4]	0,005315 [2]	3,179638 [2]	0,11
Limanda limanda	30,3 [2]	0,595 [2]	21 [2]	0,005498 [2]	3,21827 [2]	0,30
Merlangius merlangus	56 [2]	0,194 [2]	22,5 [2]	0,007555 [2]	3,0431 [2]	0,12
Microstomus kitt	37 [6]	0,42 [6]	27 [6]	0,00756 [10]	3,142 [10]	0,09
Mullus surmuletus	53,3 [28]	0,18 [28]	16 [28]	0,00772236 [2]	3,174146 [2]	0,12
Mustelus asterias	113,6 [33]	0,175 [33]	80 [33]	0,002 [33]	3,16 [33]	0,09
Platichthys flesus	40,8 [11]	0,36 [11]	21 [11]	0,011379 [2]	2,9679 [2]	0,20
Pleuronectes platessa	37,1 [2]	0,35 [2]	29 [2]	0,011571 [2]	2,98144 [2]	0,17
Raja clavata	115,25	0,165	87,5 [2]	0,0031778 [2]	3,193812 [2]	0,08
Sardina pilchardus	25 [29]	0,5 [29]	13 [34]	0,0059362 [2]	3,0767 [2]	0,28
Scomber scombrus	37 [32]	0,56 [32]	30 [3]	0,00338 [3]	3,241 [3]	0,27
Scyliorhinus canicula	81,25 [41]	0,135 [41]	57 [2]	0,003204 [2]	3,017954 [2]	0,07
Solea solea	40,15 [2]	0,295 [2]	24 [2]	0,006214 [2]	3,112853 [2]	0,16
Spondyliosoma cantharus	41,25 [2]	0,218 [2]	20 [36]	0,012575 [2]	3,065911 [2]	0,12
Sprattus sprattus	15,2 [41]	0,58 [41]	8,5 [11]	0,002112 [2]	3,4746 [2]	0,32
Trachurus trachurus	40,2 [31]	0,14 [31]	18,5 [4]	0,0034 [8]	3,294 [8]	0,08
Trisopterus luscus	35,06 [2]	0,718 [2]	21,5 [2]	0,0066 [2]	3,085816 [2]	0,38

Trisopterus minutus	22 [7]	0,41 [7]	12 [7]	0,0092 [8]	3,026 [8]	0,23
Zeus faber	69,3 [4]	0,15 [4]	37 [4]	0,021757 [2]	2,9304 [2]	0,08

***** mêmes paramètres L_{inf} et *K* que *Arnoglossus laterna* car indisponibles dans la littérature.

****** même paramètre *K* que *Scyliorhinus canicula* car indisponible dans la littérature (Lorance, comm. pers.).

[1] Ravard et *al.*, 2014 ; [2] Dorel *et al.*, 1998 ; [3] Dorel, 1986 ; [4] Pauly, 1978 ; [5] Halliday, 1969 ; [6] Jennings *et al.*, 1999 ; [7] Magnussen, 2007 ; [8] Coull *et al.*, 1989 ; [9] Pereda & Villamor, 1991 ; [10] Bedford *et al.*, 1986 ; [11] Froese & Sampang, 2013 ; [12] Hüssy *et al.*, 2012 ; [13] Gennari & Scacco, 2007 ; [14] ICES Demersal Fish Commitee ; [15] Merella *et al.*, 1997 ; [16] Moore *et al.*, 2013 ; [17] Sequeira *et al.*, 2009 ; [18] Du Buit, 1977 ; [19] Bagge, 2004 ; [20] Raitt, 1968 ; [21] Reay, 1970 ; [22] Allain & Lorance, 2000 ; [23] Sinovcic *et al.*, 1986 ; [24] Djabali *et al.*, 1993 ; [25] Bergstad, 1993 ; [26] Marriott *et al.*, 2010 ; [27] Jennings *et al.*, 1998 ; [28] Mahé *et al.*, 2005 ; [29] Holt, 1960 ; [30] Beverton & Holt, 1959 ; [31] Cubillos & Arancibia, 1994 ; [32] Pauly, 1979 ; [33] Farrell *et al.* (2010) ; [34] Silva *et al.* (2013) ; [35] Amara *et al.* (1998) ; [36] Perodou & Nedelec (1980) ; [37] Ak & Genç (2013) ; [38] Paulo-Martins *et al.* (2010) ; [39] Beacham (1983) ; [40] Millán (1999) ; [41] moyenne des valeurs sur http://www.fishbase.org.

Annexe 3 : Tailles de sélectivité complète (en cm) pour les espèces démersales et pélagiques dans les 4 zones d'études. Entre parenthèses l'âge estimé à cette taille (en années) à partir des paramètres de croissance de l'Annexe 1.

Démersaux	**Mer Celtique/Golfe de Gascogne**	**Golfe de Gascogne**	**Mer du Nord**	**Manche**
Ammodytes tobianus		14 (2,2)		
Argentina silus	27 (2,9)	25 (2,5)	13 (1,8)	
Argentina sphyraena	15 (3,5)	15 (3,5)	15 (3,5)	
Arnoglossus imperialis	9 (0,9)	10 (1,1)		
Callionymus lyra	14 (0,9)	12 (0,7)		12 (1,6)
Capros aper	7 (3,6)	7 (3,6)		
Cepola macrophthalma	22 (1,7)	22 (1,7)		
Chelidonichthys cuculus	15 (0,8)	17 (1,0)	15 (2,0)	20 (2,2)
Dicentrarchus labrax	30 (3,3)	30 (3,3)	30 (4,5)	30 (4,5)
Dicologlossa cuneata	14 (1,4)	14 (1,4)		
Etmopterus spinax	31 (7,5)	14 (2,3)		
Eutrigla gurnardus	15 (0,8)	15 (0,8)	15 (2,4)	21 (1,9)
Gadus morhua			25 (1,0)	33 (1,5)
Galeus melastomus	19 (1,6)	19 (1,6)		
Helicolenus dactylopterus	15 (7,9)	14 (6,5)		
Hippoglossoides platessoides	11 (1,7)		13 (2,1)	
Lepidorhombus boscii	12 (2,4)	12 (2,4)		
Lepidorhombus whiffiagonis	15 (2,9)	15 (2,9)	23 (4,6)	
Leucoraja naevus	26 (3,0)	26 (3,0)	30 (3,6)	
Limanda limanda	15 (0,8)		15 (2,8)	15 (1,1)
Liza ramada		31 (3,5)		
Lophius budegassa	7 (0,7)	7 (0,7)		
Lophius piscatorius	13 (1,1)	13 (1,1)	13 (0,7)	
Melanogrammus aeglefinus	15 (1,5)	16 (1,6)	13 (0,6)	
Merlangius merlangus	12 (1,0)	9 (0,7)	10 (0,8)	9 (0,9)
Merluccius merluccius	9 (0,4)	9 (0,4)	23 (1,3)	
Microchirus variegatus	10 (1,7)	10 (1,7)		
Microstomus kitt	19 (5,9)		17 (1,4)	21 (7,2)
Mullus surmuletus	10 (0,8)	9 (0,7)	12 (1,4)	9 (1,0)
Mustelus asterias				55 (3,7)
Phycis blennoides	12 (0,8)	12 (0,8)		
Platichthys flesus			23 (2,3)	20 (1,8)
Pleuronectes platessa	22 (4,2)		17 (2,5)	21 (2,3)
Pollachius virens			35 (3,5)	

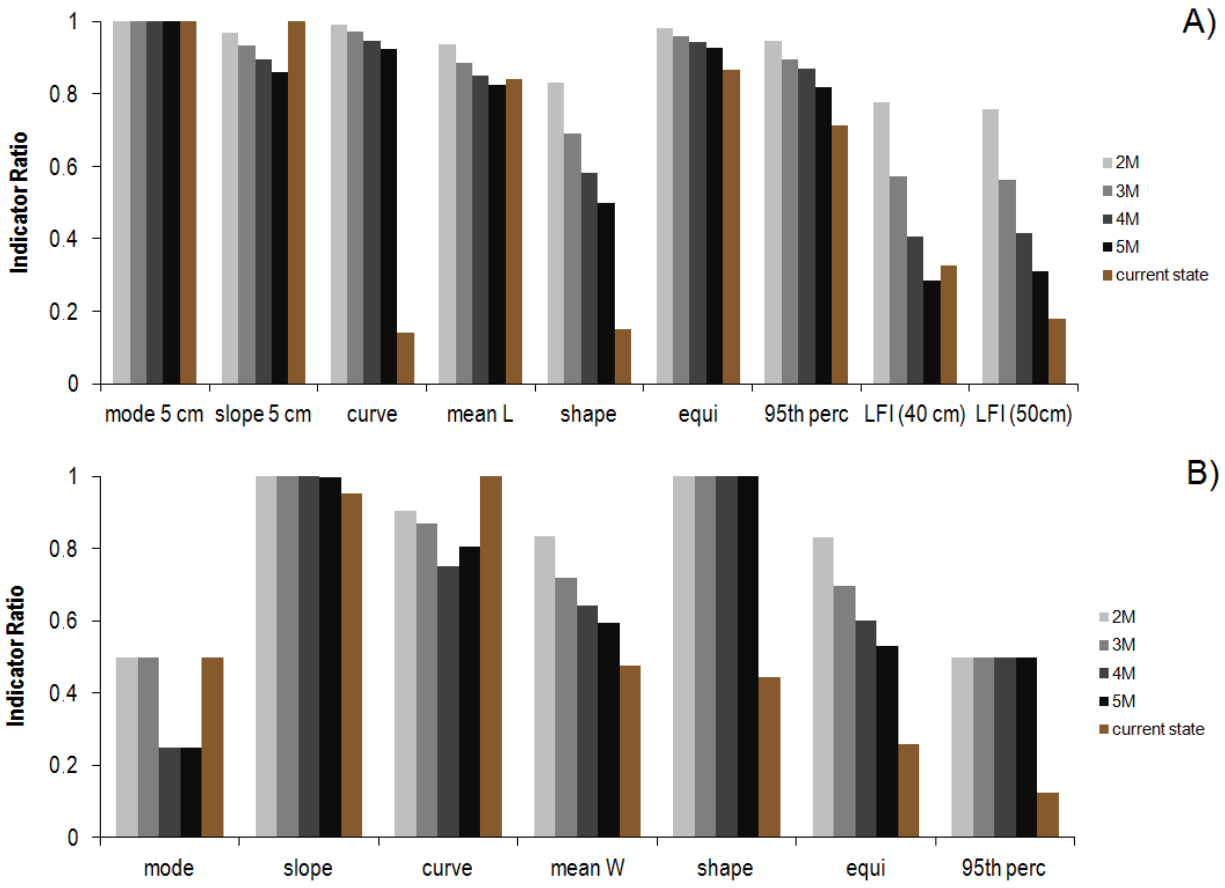
Raja clavata			31 (1,8)	29 (1,7)
Scyliorhinus canicula	26 (2,0)	26 (2,0)	18 (1,1)	47 (6,3)
Solea solea	17 (1,2)	17 (1,2)	7 (0,4)	19 (2,1)
Spondyliosoma cantharus	7 (0,6)	6 (0,5)		6 (0,7)
Trachinus draco	17 (4,1)	17 (4,1)		
Trisopterus esmarkii	10 (1,2)		10 (1,1)	
Trisopterus luscus	9 (0,4)	8 (0,4)	15 (0,7)	11 (0,5)
Trisopterus minutus	8 (1,1)	8 (1,1)	9 (1,1)	8 (1,1)
Zeus faber	19 (1,9)	15 (1,4)		25 (2,9)
Pélagiques	**Mer Celtique/Golfe de Gascogne**	**Golfe de Gascogne**	**Mer du Nord**	**Manche**
Clupea harengus	23 (3,6)		11 (1,0)	10 (1,4)
Engraulis encrasicolus	11 (1,2)	11 (1,2)	10 (0,6)	8 (0,5)
Micromesistius poutassou	13 (2,6)	13 (2,6)	15 (1,9)	
Sardina pilchardus	19 (3,2)	18 (7,3)	11 (1,1)	8 (0,7)
Scomber scombrus	15 (1,0)	25 (2,3)	19 (1,5)	25 (2,0)
Sprattus sprattus	8 (2,0)	8 (2,0)	7 (1,2)	8 (1,2)
Trachurus mediterraneus	7 (0,8)	7 (0,8)		
Trachurus trachurus	9 (0,9)	8 (0,8)	9 (1,0)	8 (1,5)

Annexe 4 : Valeurs des niveaux trophiques donnés aux espèces issues des campagnes scientifiques.

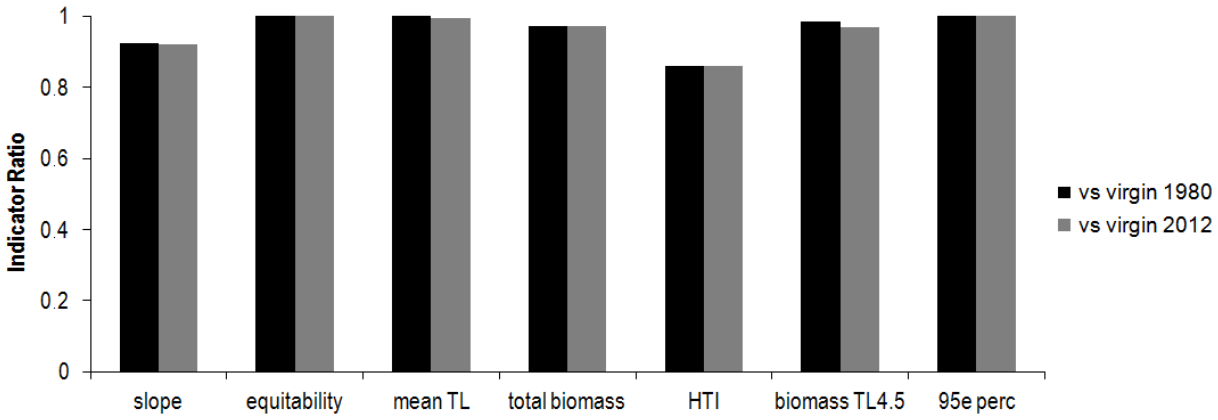
	Mer Celtique/Golfe de Gascogne	Golfe de Gascogne	Mer du Nord	Manche
Ammodytes tobianus		3,7 [5]		
Argentina silus	3,6 [5]	3,6 [5]	3,6 [5]	
Argentina sphyraena	3,8 [5]	3,8 [5]	3,8 [5]	
Arnoglossus imperialis	3 [6]	3 [6]		
Callionymus lyra	3,5 [5]	3,5 [5]		3,5 [5]
Capros aper	2,94 [7]	2,94 [7]		
Cepola macrophthalma	4,1 [5]	4,1 [5]		
Chelidonichthys cuculus	3,9 [10]	3,9 [10]	3,9 [10]	3,9 [10]
Clupea harengus	3,33 [1]		3,44 [3]	3,1 [4]
Dicentrarchus labrax	4,2 [5]	4,2 [5]	3,47 [4]	3,47 [4]
Dicologlossa cuneata	3,8 [5]	3,8 [5]		
Engraulis encrasicolus	3,03 [1]	3,03 [1]	3,03 [1]	3,03 [1]
Etmopterus spinax	4,7 [5]	4,7 [5]		
Eutrigla gurnardus	3,9 [5]	3,9 [5]	3,8 [9]	3,9 [5]
Gadus morhua			4,83 [3]	4,12 [1]
Galeus melastomus	4,4 [5]	4,4 [5]		
Helicolenus dactylopterus	4,1 [5]	4,1 [5]		
Hippoglossoides platessoides	4,03 [7]		4,18 [3]	
Lepidorhombus boscii	3,38 [7]	3,38 [7]		
Lepidorhombus whiffiagonis	4,03 [1]	4,03 [1]	4,46 [3]	
Leucoraja naevus	3,8 [5]	3,8 [5]	3,8 [5]	
Limanda limanda	4,2 [7]		4,01 [3]	3,19 [4]
Liza ramada		2,2 [10]		
Lophius budegassa	4,3 [5]	4,3 [5]		
Lophius piscatorius	4,1 [5]	4,1 [5]	4,85 [3]	
Melanogrammus aeglefinus	3,88 [1]	3,88 [1]	4,28 [3]	
Merlangius merlangus	4,4 [1]	4,4 [1]	4,4 [3]	4,07 [4]
Merluccius merluccius	4,34 [1]	4,34 [1]	4,91 [3]	
Microchirus variegatus	3,8 [5]	3,8 [5]		
Micromesistius poutassou	3,9 [5]	3,9 [5]	4,1 [3]	
Microstomus kitt	3,67 [7]		3,94 [3]	3,14 [4]
Mullus surmuletus	4,38 [7]	4,38 [7]	3,3 [4]	3,3 [4]
Mustelus asterias				3,8 [5]
Phycis blennoides	4 [5]	4 [5]		
Platichthys flesus			4,38 [3]	3,95 [7]
Pleuronectes platessa	3,07 [1]		3,99 [3]	3 [4]
Pollachius virens			4,36 [3]	
Raja clavata			4 [9]	3,7 [5]
Sardina pilchardus	3,44 [2]	3,44 [2]	3,12 [4]	3,12 [4]
Scomber scombrus	3,76 [1]	3,76 [1]	3,9 [3]	3,44 [4]
Scyliorhinus canicula	4,5 [5]	4,5 [5]	4,3 [8]	4,5 [5]
Solea solea	3,16 [1]	3,16 [1]	4 [3]	3,01 [4]
Spondyliosoma cantharus	4,3 [5]	4,3 [5]		4,3 [5]

Sprattus sprattus	3,67 [2]	3,67 [2]	2,96 [3]	3,13 [4]
Trachinus draco	3,8 [5]	3,8 [5]		
Trachurus mediterraneus	3,6 [10]	3,6 [10]		
Trachurus trachurus	3,79 [1]	3,79 [1]	4,33 [3]	3,58 [4]
Trisopterus esmarkii	3,91 [7]		3,59 [3]	
Trisopterus luscus	4 [5]	4 [5]	4,2 [9]	4 [5]
Trisopterus minutus	3,9 [5]	3,9 [5]	4 [9]	3,9 [5]
Zeus faber	4,1 [5]	4,1 [5]		4,22 [4]

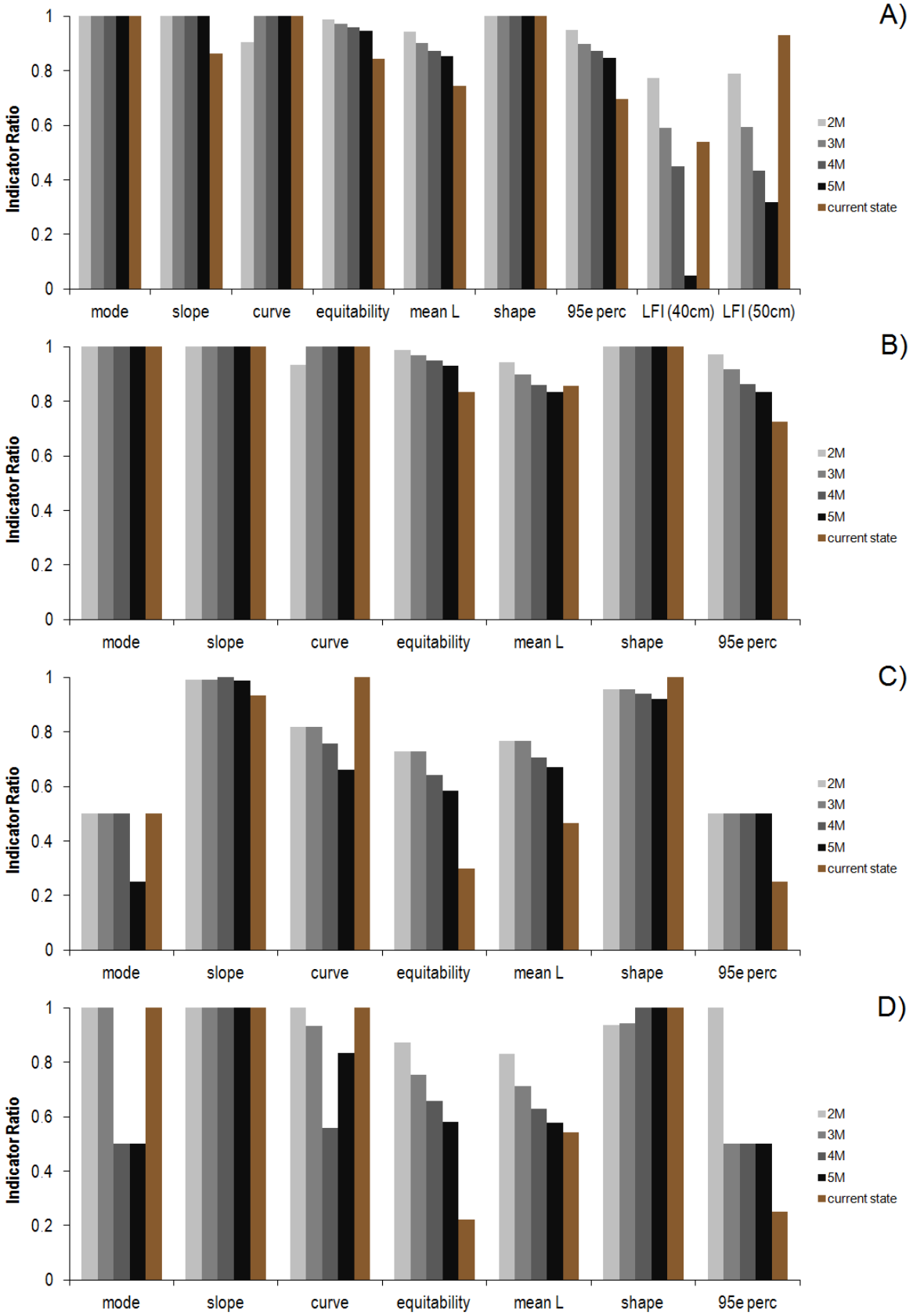
[1] Guénette & Gascuel, 2009 ; [2] Lassalle *et al*., 2012 ; [3] Mackinson & Daskalov, 2007 ; [4] Araùjo *et al*., 2005, 2006, 2008 ; [5] Chouvelon *et al*., 2012 ; [6] Le Loc'h *et al.*, 2008 ; [7] Pinnegar *et al*., 2002 ; [8] Jennings *et al.*, 2002 ; [9] Jiming, 1982 ; [10] http://www.fishbase.org.



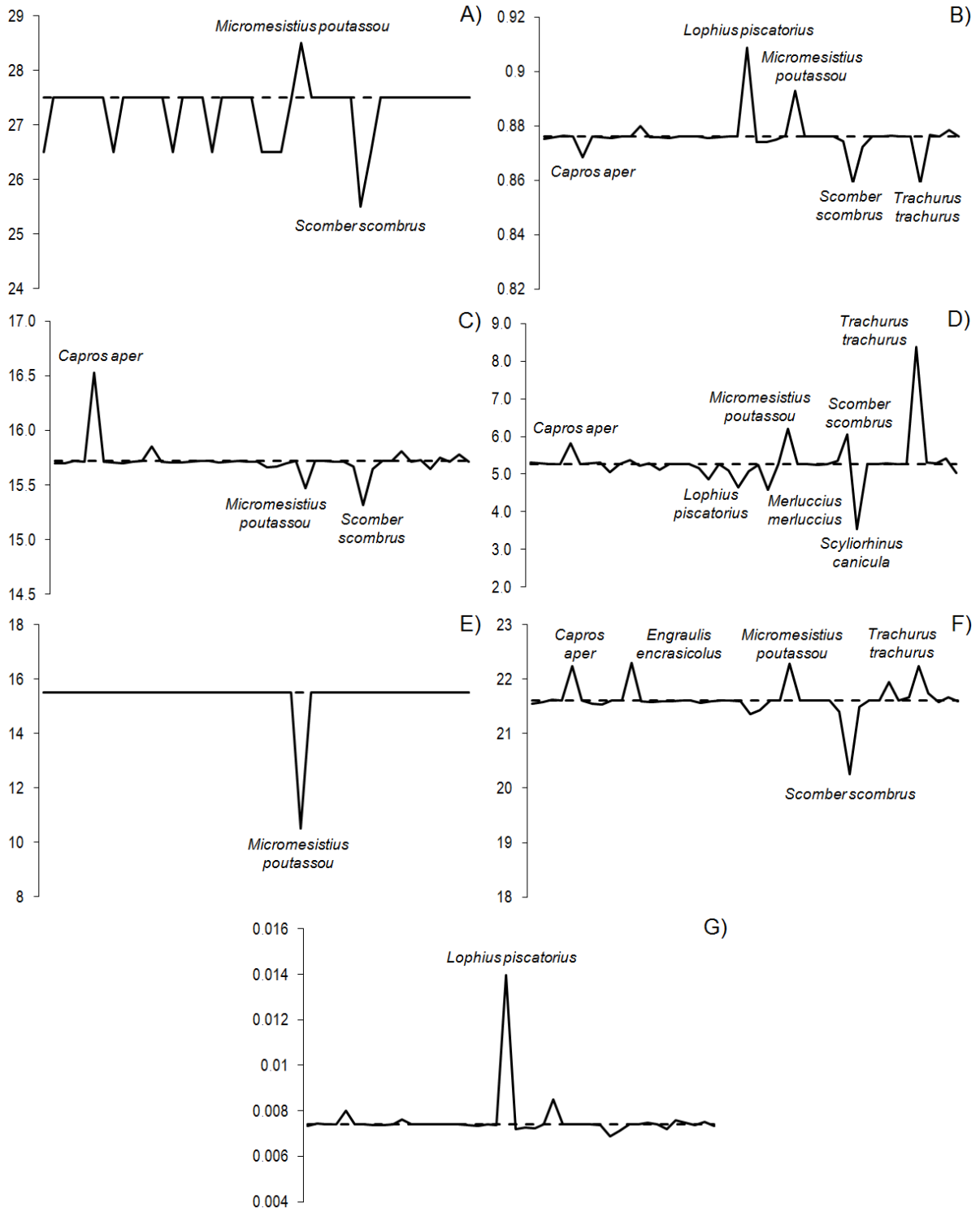
Annexe 5 : Ratios des indicateurs de l'écosystème de mer Celtique/golfe de Gascogne dans A) les spectres de tailles, B) les spectres de poids et D) les spectres trophiques issus du modèle démographique construits à partir de la mortalité d'Andersen *et al*. (2009).



Annexe 6 : Ratios des indicateurs de l'écosystème de mer Celtique/golfe de Gascogne de 2012 sur les états vierges simulés à partir de 1980 et 2012.



Annexe 7 : Ratios des indicateurs de l'écosystème de mer Celtique/golfe de Gascogne dans les spectres de tailles pour les A) démersaux, B) pélagiques et dans les spectres de poids pour les C) démersaux et D) pélagiques.



Annexe 8 : Résultat des tests jackknife pour A) le 95e centile (en cm), B) l'équitabilité, C) la taille moyenne (en cm), D) le LFI (en %) et E) le mode (en cm) des spectres de tailles et du F) poids moyen (en kg) et de G) l'équitabilité des spectres de poids.

Annexe 9 : Valeurs cibles des spectres trophiques issus d'EwE et d'ET dans les différentes zones étudiées.

Mer Celtique/golfe de Gascogne 2012 (EwE)	**F = 0,2 'diff'**	**F = M 'diff'**	**F = 0,2 'glob'**	**F = M 'glob'**	**Etat Actuel**
pente	-1,98	-1,93	-2,17	-2,50	-1,85
HTI (%)	14,4	15,1	14,0	13,2	13,77
biomasse TL=4,5 (t/km²)	0,40	0,29	0,23	0,13	0,43
Mer Celtique/golfe de Gascogne 2012 (ET)					
pente	-1,69	-1,60	-1,90	-1,85	-1,85
HTI (%)	15,7	16,2	13,9	9,9	13,77
biomasse TL=4,5 (t/km²)	0,57	0,66	0,41	0,35	0,43
Golfe de Gascogne					
Pente	-1,64	-1,73	-1,65	-1,94	-1,73
HTI (%)	28,9	28,5	28,2	21,5	28,6
biomasse TL=4,5 (t/km²)	0,0131	0,0114	0,0128	0,0077	0,0118
Mer du Nord					
Pente	-3,11	-3,21	-3,16	-3,43	-3,35
HTI (%)	12,8	12,6	11,4	9,7	12,4
biomasse TL=4,5 (t/km²)	0,53	0,47	0,43	0,24	0,44
Manche Ouest					
Pente	-3,07	-3,09	-3,09	-3,26 *	-3,29
HTI (%)	7,8	7,8	7,6	5,1	7,5
biomasse TL=4,5 (t/km²)	0,033	0,032	0,032	0,017	0,024

* le mode passe de TL=2,5 à TL=2,6.

BIBLIOGRAPHIE ADDITIONNELLE

Ak, O., and Genç, Y. (2013). Growth and reproduction of the greater weever (*Trachinus draco* L., 1758) along the eastern coast of the Black Sea. Journal of the Black Sea/Mediterranean Environment *19*, 95-110.

Allain, V., and Lorance, P. (2000). Age estimation and growth of some deep-sea fish from the northeast Atlantic Ocean. Cybium *24*, 7-16.

Amara, R., Poulard, J.-C., Lagardère, F., Désaunay, Y. (1998). Comparison between the life cycles of two Soleidae, the common sole *Solea solea*, and the thickback sole, *Microchirus variegatus*, in the Bay of Biscay (France). Environmental Biology of Fishes *53*, 193-209.

Bagge, O. (2004). The biology of the greater weever (*Trachinus draco*) in the commercial fishery of the Kattegat. ICES Journal of Marine Science *61*, 933-943.

Beacham, T.D. (1983). Variability in size and age at sexual maturity of argentine, *Argentina silus*, on the Scotian Shelf in the Northwest Atlantic Ocean. Environmental Biology of Fishes *8*, 67–72.

Bedford, B., Woolner, L., and Jones, B. (1986). Length-weight relationships for commercial fish species and conversion factors for various presentations. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. Directorate of Fisheries Research. Fisheries Research Data Report No. 10.

Bergstad, O. (1993). Distribution, population structure, growth, and reproduction of the greater silver smelt, *Argentina silus* (Pisces, Argentinidae), of the Skagerrak and the north-eastern North Sea. ICES Journal of Marine Sciences *50*, 129-143.

Beverton, R., and Holt, S. (1959). A review of the lifespans and mortality rates of fish in nature, and their relation to growth and other physiological characteristics. 142-180. In G.E.W. Wolstenholme and M. O'Connor (eds.) CIBA Foundation colloquia on ageing: the lifespan of animals, 5. J & A Churchill Ltd, London.

Chouvelon, T., Spitz, J., Caurant, F., Mèndez-Fernandez, P., Autier, J., Lassus-Débat, A., Chappuis, A., and Bustamante, P. (2012). Enhanced bioaccumulation of mercury in deep-sea fauna from the Bay of Biscay (north-east Atlantic) in relation to trophic positions identified by analysis of carbon and nitrogen stable isotopes. Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers *65*, 113-124.

Coull, K., Jermyn, A., Newton, A., Henderson, G., and Hall, W. (1989). Length/weight relationships for 88 species of fish encountered in the North Atlantic. Scottish Fisheries Research Report *43*, 80 p.

Cubillos, L., and Arancibia, H. (1994). Comparative growth performance of jack mackerels of the genus *Trachurus*, with emphasis on *T. symmetricus murphyi* in Chile. Naga ICLARM Q *17*, 32-35.

Djabali, F., Mehailia, A., Koudil, M., and Brahmi, B. (1993). Empirical equations for the estimation of natural mortality in Mediterranean teleosts. Naga ICLARM Q *16*, 35-37.

Du Buit, M. (1977). Age et croissance de *Raja batis* et de *Raja naevus* en Mer Celtique. Journal du Conseil CIEM *37*, 261-265.

Farrell, E., Mariani, S., and Clarke, M. (2010). Age and growth estimates for the starry smoothhound, (*Mustelus asterias*) in the Northeast Atlantic Ocean. ICES Journal of Marine Science *67*, 931-939.

Froese, R., and Sampang, A. (2013). Potential indicators and reference points for good environmental status of commercially exploited marines fishes and invertebrates in the German EEZ. http://oceanrep.geomar.de/22079/

Gennari, E., and Scacco, U. (2007). First age and growth estimates in the deep water shark, *Etmopterus Spinax* (Linnaeus, 1758), by deep coned vertebral analysis. Marine Biology *152*, 1207–1214.

Halliday, R. (1969). Population parameters of *Argentina sphyranea* [Isospondyli] from west of Britain. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom *49*, 407-431.

Holt, S. (1960). A preliminary comparative study of the growth, maturity and mortality of sardines. P. 553-561. In H. Rosa, Jr and G. Murphy (eds.) Proc. World. Scient. Meet. Biology Sardines and Related Species *2*, Subject Synopsis *2*, FAO, Rome.

Hüssy, K., Coad, J.O., Farrell, E.D., Clausen, L.W., and Clarke, M.W. (2012). Sexual dimorphism in size, age, maturation, and growth characteristics of boarfish (*Capros aper*) in the Northeast Atlantic. ICES Journal of Marine Science *69*, 1729–1735.

ICES Demersal Fish Committee. (1997). Report of the Study Group on Elasmobranchs. ICES CM /G:2, 123 p.

Jennings, S., Reynolds, J., and Mills, S. (1998). Life history correlates of responses to fisheries exploitation. Proceedings of the Royal Society *265*, 333-339.

Jennings, S., Greenstreet, S., and Reynolds, J. (1999). Structural change in an exploited fish community: a consequence of differential fishing effects on species with contrasting life histories. Journal of Animal Ecology *68*, 617-627.

Jiming, Y., and others (1982). A tentative analysis of the trophic levels of North Sea fish. Marine Ecology Progress Series *7*, 247–252.

Le Loc'h, F., Hily, C., and Grall, J. (2008). Benthic community and food web structure on the continental shelf of the Bay of Biscay (North Eastern Atlantic) revealed by stable isotopes analysis. Journal of Marine Systems *72*, 17-34.

Magnussen, E. (2007). Interpopulation comparison of growth patterns of 14 fish species on Faroe bank: are all fishes on the bank fast growing? Journal of Fish Biology *71*, 453-475.

Mahé, K., Destombes, A., Coppin, F., Koubbi, P., Le Roy, D., Vaz, S., and Carpentier, A. (2005). Le rouget barbet de roche *Mullus surmuletus* (L. 1758) en Manche orientale et mer du Nord. Rapport de Contrat IFREMER/CRPMEM Nord-Pas-de-Calais, 187 p.

Marriott, A., Latchford, J., and McCarthy, I. (2010). Population biology of the red gurnard (*Aspitrigla cuculus* L.; Triglidae) in the inshore waters of Eastern Anglesey and Northwest Wales. Journal of Applied Ichtyology *26*, 504-512.

Merella, P., Quetglas, A., Alemany, F., and Carbonell, A. (1997). Length-weight relationship of fishes and cephalopods from the Balearic Islands (western Mediterranean). Naga ICLARM Q. *20*, 66-68.

Millán, M. (1999). Reproductive characteristics and condition status of anchovy *Engraulis encrasicolus* L. from the Bay of Cadiz (SW Spain). Fisheries Research *41*, 73–86.

Moore, D.M., Neat, F.C., and McCarthy, I.D. (2013). Population biology and ageing of the deep water sharks *Galeus melastomus*, *Centroselachus crepidater* and *Apristurus aphyodes* from the Rockall Trough, north-east Atlantic. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom *93*, 1941–1950.

Paulo-Martins, C., Vinagre, C., Silva, A., and Cabral, H. (2011). Variation of diet and food consumption of the scaldfish *Arnoglossus laterna* (Walbaum, 1792): Diet of scaldfish. Journal of Applied Ichthyology *27*, 977–983.

Pauly, D. (1978). A preliminary compilation of fish length growth parameters. Ber. Inst. Meereskd. Christian-Albrechts-Univ. Kiel *55*, 1-200.

Pereda, P., and Villamor, B. (1991). Relaciones biometricas en peces de la plataforma Cantabrica. Inf. Técn. Inst. Esp. Oceanogr. *92*, 39 p.

Perodou, J.-B., and Nedelec, D. (1980). Bilan d'exploitation du stock de dorade grise. Science et Pêche *308*, 1–7.

Raitt, D. (1968). The population dynamics of the Norway pout in the North Sea. Marine Research, Scotland *5*, 24 p.

Reay, P. (1970). Synopsis of biological data on North Atlantic sandeels of the genus *Ammodytes*. FAO. Species Synopsis *82*.

Sequeira, V., Neves, A., Vieira, A.R., Figueiredo, I., and Gordo, L.S. (2009). Age and growth of bluemouth, *Helicolenus dactylopterus*, from the Portuguese continental slope. ICES Journal of Marine Science: Journal Du Conseil *66*, 524–531.

Silva, A., Faria, S., and Nunes, C. (2013). Long-term changes in maturation of sardine, *Sardina pilchardus*, in Portuguese waters. Scientia Marina *77*, 429–438.

Sinovcic, G., Alegria, V.H., Jug-Dujakovic, J., Jukic, S., Kacic, I., Regner, S., and Tonkovic, M. (1986). Contribution to the knowledge of ecology of grey mullet *Liza* (*Liza*) *ramada* (Risso, 1826) from the middle Adriatic (Sibenik area). Acta Adriatica *27*, 97-146.

	Diplôme : Master de l'Institut Supérieur des Sciences Agronomiques, Agroalimentaire, Horticoles et du Paysage Spécialité : Halieutique Spécialisation / option : Ressources et Ecosystèmes Aquatiques Enseignant référent : Olivier Le Pape

Auteur(s) : Pierre Bourdaud Date de naissance* : 01/06/1989	Organisme d'accueil : IFREMER Adresse : rue de l'Ile d'Yeu BP 21105 44311 Nantes Cedex 03
Nb pages : 37 Annexe(s) : 9	
Année de soutenance : 2014	Maîtres de stage : Anik Brind'Amour (IFREMER) & Didier Gascuel (Agrocampus Ouest)

Titre français :

L'utilisation de modèles pour l'évaluation d'indicateurs écosystémiques et la définition de cibles du bon état écologique des mers européennes.

Titre anglais :

Using models, to assess ecosystem indicators and define targets of the good ecological status of European seas.

Résumé :

Il existe un besoin mondial urgent d'indicateurs simples pour évaluer l'état environnemental des écosystèmes marins. Ces indicateurs doivent refléter les effets des fluctuations de la pression de pêche et être facilement mis en œuvre une approche écosystémique des pêches (AEP). Ici, nous avons testé différents indicateurs calculés à partir de spectres de tailles ou poids et de niveau trophique de la communauté en supposant que les deux types de spectre reflètent correctement la biodiversité fonctionnelle des réseaux trophiques marins. Les indicateurs comprenant la pente, le 95e centile, la taille, le poids ou le niveau trophique moyen, l'équitabilité, le large fish indicator (LFI), l'indicateur des hauts niveaux trophiques (HTI), la biomasse au niveau trophique (TL) 4,5 et l'abondance totale des spectres simulés sont comparés entre les spectres de l'état actuel et des points de référence potentiels. Quatre écosystèmes ont été utilisés pour l'étude: la mer Celtique/golfe de Gascogne, la mer du Nord et la Manche. Les spectres de tailles et poids de l'état actuel sont obtenus à partir des données de campagnes scientifiques et les spectres trophiques à partir de modèles Ecopath pré-existants et données de campagnes scientifiques, tandis que les situations de référence sont estimées par simulations. Ces situations de référence sont simulées à différentes pressions de pêche : l'état vierge et quatre cibles potentielles pour une AEP, deux avec une mortalité par pêche=0,2 et les autres avec une mortalité par pêche=mortalité naturelle pour toutes les espèces exploitées ou seulement pour quelques espèces surexploitées. Les simulations sont développées en utilisant 4 méthodes différentes: (i) le modèle démographique à l'équilibre pour les spectres de tailles et poids ; (ii) des simulations d'EcoTroph pour les spectres trophiques ; (iii) les simulations d'Ecosim pour les spectres trophiques ; (iv) le modèle démographique à l'équilibre pour les spectres trophiques. Des comparaisons inter-écosystèmes sont faites afin de comparer les points de référence, analyser les réponses de tous les indicateurs, et évaluer l'état des écosystèmes étudiés. Des analyses de sensibilité sont également menées sur les principaux paramètres de simulation afin de tester la robustesse des indicateurs choisis. Les résultats soulignent la sensibilité pour le choix du recrutement affecté aux espèces qui composent les spectres de tailles et poids, tandis que les indicateurs trophiques semblent être peu sensibles à la valeur des paramètres écologiques tels que l'effet top-down utilisé dans EcoTroph. Nous identifions également un sous-ensemble d'indicateurs potentiels pour évaluer le bon état des réseaux trophiques marins: le LFI, le 95e centile et la taille moyenne dans les spectres de tailles, le poids moyen et de l'équitabilité dans les spectres de poids et la pente, le HTI et la biomasse à TL=4,5 dans les spectres trophiques. Nous suggérons que F=0,2 pour toutes les espèces exploitées et seulement pour certaines espèces représentent de bonnes cibles avec toutefois deux impacts différents pour une AEP efficace. Les valeurs des indicateurs des états actuels indiquent que la mer Celtique/golfe de Gascogne était l'écosystème le plus dégradé, alors que la mer du Nord était celui en meilleur état. Nous concluons que notre sélection d'indicateurs est particulièrement pertinente pour évaluer les tendances pluriannuelles dans les écosystèmes marins.

Abstract :

There is a worldwide emergent need for simple indicators to assess the environmental status of marine ecosystems. These indicators must reflect the effects of fluctuations in fishing pressure and be easily implemented in an ecosystem approach to fisheries management (EAFM). Here, we tested various indicators computed from community size and trophic spectra, assuming that both types of spectrum correctly reflect the functional biodiversity of marine food webs. The indicators including the slope, the 95th percentile, the mean length, weight or trophic level, the equitability, the large fish indicator (LFI), the high trophic level indicator (HTI), the biomass at trophic level (TL) 4.5 and the total abundance of the simulated spectra are compared between current spectra and potential reference situations. Four ecosystems were used as case studies: the Bay of Biscay/Celtic Sea, North Sea and English Channel ecosystems. Current size spectra are obtained from scientific surveys data and trophic spectra from pre-existing Ecopath models and scientific surveys data, while reference situations are estimated by simulations. Reference situations are simulated at different fishing pressures: the virgin state and four candidate targets for an EAFM, two with fishing mortality=0.2 and the others with fishing mortality=natural mortality for all exploited species or for only several species overexploited. Simulations are developed using 4 different methods: (i) demographic simulations at equilibrium for size spectra; (ii) EcoTroph simulations for trophic spectra; (iii) Ecosim simulations for trophic spectra; (iv) demographic simulations at equilibrium for trophic spectra. Inter-ecosystems comparisons are done to contrast the reference situations, analysis the responses of all indicators, and assess the states of the studied ecosystems. Sensitivity analyses are also conducted on the main simulation parameters to test the robustness of the chosen indicators. Results underline the sensitivity to the choice of the recruitment affected to the species composing the size spectra, while trophic indicators appeared not to be very sensitive to the value of ecological parameters such as the top-Down effect used in EcoTroph. We also identify a subset of potential indicators to assess the good status of marine food webs: the LFI, the 95th percentile and the mean length in length spectra, the mean weight and equitability in weight spectra and the slope, the HTI and the biomass at TL=4.5 in trophic spectra. We suggest that F=0.2 for all exploited species and only for certain species represents good targets despite a different impact for an effective EAFM. Current states indicator values exhibited that the Bay of Biscay/Celtic Sea was the most degraded ecosystem, while the North Sea was the healthiest. We conclude that our selection of indicators is especially relevant to assess multiannual trends in marine ecosystems.

Mots-clés : Etat de l'environnement, approche écosystémique, spectres, indicateurs, simulations, cibles

Key Words: Environmental status, ecosystem approach, spectra, indicators, simulations, targets