

Université Montpellier II

**Ecole doctorale SIBAGHE**

Systemes Intégrés en Biologie, Agronomie, Géosciences,  
Hydrosciences, Environnement

**Habilitation à diriger les recherches**

*Dynamique de la mortalité par pêche et impact sur  
la gestion des ressources halieutiques*

**Paul Marchal**

Cadre de recherche à l'IFREMER  
DHMMN - Département Halieutique de Manche mer du Nord

## Table des matières

Table des matières .....	2
Résumé .....	3
Remerciements .....	4
1. Introduction .....	5
2. Les unités de pêche .....	6
3. Effort de pêche et mortalité par pêche .....	9
3.1. Concepts .....	9
3.2. Mesure des variations de la puissance de pêche .....	11
3.2.1. Estimation directe.....	11
3.2.2. Estimation indirecte.....	12
3.3. Les mécanismes de la puissance de pêche .....	15
3.3.1. Le développement technologique.....	15
3.3.2. L'effet patron.....	17
3.4. Récapitulation.....	20
4. La dynamique des flottilles .....	20
5. Dynamique de F et gestion des pêcheries .....	23
5.1. Introduction .....	23
5.2. Les systèmes de gestion des pêches de l'UE et de Nouvelle-Zélande .....	23
5.3. Variabilité des puissances de pêche et diagnostics halieutiques .....	24
5.4. Dynamique de la mortalité par pêche et évaluation de stratégies de gestion.....	26
6. Conclusions et perspectives .....	28
7. Bibliographie .....	31
ANNEXE : Curriculum Vitae détaillé .....	39
A.1. Introduction .....	39
A.2. Responsabilités .....	40
A.3. Encadrements .....	41
A.4. Publications .....	41

## Résumé

Ce mémoire présente une contribution à la recherche sur la dynamique de la mortalité par pêche (F) et son impact sur la gestion des ressources halieutiques. La première étape de cette démarche a été de réduire la complexité des systèmes halieutiques étudiés, en regroupant les bateaux et leurs activités en flottilles et métiers respectivement. Plusieurs méthodes existent pour définir les métiers, certaines basées sur les variables d'entrée (engin, zone de pêche, espèces cibles), d'autres sur les variables de sortie (profils de capture). Une comparaison de ces méthodes pour les flottilles françaises indique que les meilleures correspondances sont obtenues pour les flottilles les plus sélectives (e.g., chalutiers pélagiques, fileyeurs). Une fois les flottilles et métiers identifiés, les activités de pêche peuvent alors être quantifiées au sein de chaque catégorie au moyen d'une métrique : l'effort de pêche. L'effort de pêche a un impact majeur sur la mortalité par pêche, mais cet impact est souvent sous-estimé en raison de l'évolution des puissances de pêche, qui a pu être démontrée, au moyen de méthodes directes et indirectes, pour un large panel de flottilles européennes. Cette évolution est liée au développement technologique (e.g. nombre de treuils, type d'engin, longueur de la corde de dos, type de bourrelet) d'une part, et à l'effet patron (e.g. efficacité dans la recherche des zones de pêche, optimisation des trajectoires spatiales) d'autre part. La collecte récente de données d'effort de pêche à haute résolution spatiale et temporelle (par satellite ou observateurs embarqués) a permis d'analyser les trajectoires de pêche, et ainsi affiner notre connaissance de l'effet patron. L'effort de pêche est impacté par des facteurs externes (dynamique des flottilles). Ainsi, il a été démontré que la dynamique de plusieurs flottilles dans le monde est déterminée par la recherche de profit monétaire, mais également par les habitudes de pêche, la gestion (notamment spatiale) et les portefeuilles de quota dont disposent les pêcheurs. Les connaissances acquises sur les variations des puissances de pêche peuvent alors être intégrées dans des modèles d'évaluation des stocks, dont ils améliorent la précision des estimations de mortalité par pêche et de biomasse, mais pas celle des points de référence biologiques traditionnels. Les processus déterminant la dynamique des flottilles peuvent eux être incorporés dans des modèles de simulation bio-économiques, qui sont utilisables par les gestionnaires souhaitant évaluer l'impact de stratégies actuelles mais également futures. Ainsi, la future « science du F » devra répondre aux prochains défis que représenteront la refonte de la gestion conventionnelle des pêches dans le contexte de la nouvelle Politique des Pêches (e.g. MSY, droits à produire, interdiction des rejets), et son intégration dans la gestion écosystémique de l'ensemble des usages du domaine maritime de l'espace européen.

## Remerciements

Le travail décrit dans ce mémoire a été effectué de 1998 à 2010 dans plusieurs laboratoires halieutiques, au Danemark, en Nouvelle-Zélande, et en France, ceux-ci faisant suite à une thèse réalisée en Angleterre.

Je tiens à remercier en premier lieu les responsables des laboratoires qui m'ont fait confiance tout au long de mon itinéraire de mercenaire de l'halieutique : Joe Horwood (MAFF/CEFAS), Eskild Kirkegaard (DIFRES/DTU-Aqua), Kevin Stokes (SeaFIC), René Grandperrin (ORSTOM/IRD) et Loïc Antoine (Ifremer). Tous ont eu une influence bienfaisante à un moment ou à un autre de ma carrière : René par sa sage bienveillance, Joe par ses reviews impitoyables et l'apprentissage de la rédaction de publications scientifiques, Eskild par ses encouragements vers la prise de responsabilités, Loïc par sa capacité à se muer en paratonnerre lors des joutes médiatiques et institutionnelles préalables au marathon de Bruxelles, et Kevin pour me donner l'opportunité de découvrir la Nouvelle-Zélande et son système de gestion des pêches si différent de celui que je connaissais.

Parmi tous les collègues et amis rencontrés lors de mon itinéraire de mercenaire de l'halieutique, j'exprime une pensée toute particulière pour la joyeuse équipe du projet TECTAC, et notamment Alex, Ane, Bo, Clara, Dave, Floor, Holger, Jan-Jaap, Marina, Olivier, Olivier, Raul, Simon, Stéphanie, Trevor, Youen, pour insuffler une fraîcheur et un enthousiasme dont je suis persuadé qu'ils ont contribué au succès scientifique (et parfois sportif) de ce projet. Je n'oublie pas Brian, qui nous a accompagné dans cette aventure tant qu'il l'a pu, et dont le souvenir est toujours vivace. Je tenais également à dire ma reconnaissance à Daryl et Philippe, pour leur aide et leur investissement lors d'une installation initialement un peu compliquée à Wellington.

Merci également à Chris Francis (NIWA) pour s'être rendu disponible afin de me dévoiler une partie des secrets de l'évaluation du hoki. Enfin, depuis le projet TRANZEF, une collaboration fructueuse s'est concrétisée avec des collègues australiens de Hobart. Parmi eux, je suis particulièrement redevable à Rich Little du CSIRO, pour tout le temps qu'il a consacré à partager avec moi son expérience en modélisation bio-économique.

# 1. Introduction

Les modèles structurés en âge traditionnellement dédiés à l'évaluation des ressources halieutiques et les modèles trophiques utilisés pour quantifier les interactions biologiques entre les différents compartiments des écosystèmes, permettent de décrire la dynamique des populations marines et des écosystèmes marins exploités de manière relativement détaillée. De manière contrastée, les activités des bateaux de pêche utilisant ces écosystèmes marins sont amalgamées dans une seule métrique : la mortalité par pêche (F).

La mortalité par pêche est estimée à partir du nombre total de poissons prélevés chaque année par la pêche. La mortalité par pêche est par conséquent un produit de l'activité des bateaux de pêche. Cependant, à l'exception de situations simples (et rares) où e.g. un type de bateau équipé d'un seul type d'engin cible systématiquement une seule espèce dans une zone relativement bien circonscrite, le lien entre mortalité par pêche et activités de pêche est d'une nature complexe. Il est beaucoup plus fréquent, notamment dans le cas des pêcheries démersales, de rencontrer des bateaux utilisant plusieurs engins, dont la technologie évolue au cours du temps, et qu'ils déploient dans plusieurs zones afin de cibler de manière opportuniste différents assemblages d'espèces de composition variable. Dans ces conditions, il est généralement plus difficile d'appréhender la dynamique de la mortalité par pêche. Cependant, c'est précisément pour ce type de pêcheries, généralement appelées pêcheries mixtes, qu'une gestion visant à limiter directement les activités de pêche est parfois préférée à une gestion plus traditionnelle tentant de restreindre simultanément les captures de chacune des espèces d'un assemblage capturé.

Afin de mieux comprendre la dynamique de la mortalité par pêche, il est tout d'abord nécessaire de réduire la complexité du système étudié en regroupant les bateaux et leurs activités en un nombre réduit d'unités, aussi homogènes que possible (Chapitre 2). Une fois ce travail effectué, il devient possible de catégoriser l'activité de pêche dans les unités ainsi définies, et on utilisera alors la terminologie d'« effort de pêche ». Deux champs de recherche doivent alors être investis : le premier consacré à l'impact de l'effort de pêche sur les ressources exploitées (i.e. lien entre effort de pêche et mortalité par pêche) (Chapitre 3), et le second consacré au comment, où et pourquoi l'effort de pêche est déployé, la dynamique des flottilles (Chapitre 4). Le Chapitre 5 évaluera alors dans quelle mesure l'amélioration des connaissances sur la dynamique de la mortalité par pêche peut améliorer l'efficacité de la gestion des pêcheries et des diagnostics halieutiques qui en constituent le socle scientifique. Enfin, le Chapitre 6 sera une perspective consacrée à l'élargissement des thématiques de recherche consacrées au F dans un nouveau cadre législatif où l'objectif n'est plus uniquement de gérer quelques espèces commerciales en agissant sur le levier de la pression de pêche, mais plutôt tout un écosystème marin en régulant plusieurs types d'activités anthropiques.

Dans ce mémoire, consacré à ce que l'on pourrait appeler la « science du F », je me propose de revenir sur les développements entrepris pour analyser et modéliser la dynamique de la mortalité par pêche, son impact sur la gestion des ressources halieutiques, et la manière dont j'y ai contribué en encadrant des collègues (étudiants ou contractuels), ou par le biais de mes propres travaux de recherche.

## 2. Les unités de pêche

Une étape essentielle et préliminaire à toute étude sur la dynamique et l'impact des activités de pêche est le regroupement des bateaux et de leurs activités dans des ensembles homogènes : les unités de pêche. Le groupe de travail SGDF (Study Group for the Development of Fishery-based Forecasts) du CIEM (Conseil International pour l'Exploration de la Mer), que j'ai présidé en 2003 et 2004, a défini trois types d'unités de pêche : la flottille (« fleet »), la pêcherie (« fishery »), et le métier (« métier ») (ICES, 2003).

Une flottille est un groupe physique de bateaux de pêche ayant des caractéristiques semblables, tant sur les aspects technologiques que sur l'activité principale pratiquée (e.g. la flottille de chalutiers à perche néerlandais dont la puissance motrice est inférieure à 300 HP, quelle que soit l'espèce ou l'assemblage d'espèces ciblées). Une pêcherie est un groupe de marées ciblant le même assemblage d'espèces et/ou stocks, utilisant le même engin, durant la même période de l'année et dans la même zone de pêche (e.g. la pêcherie de chalutiers à perche hollandais ciblant les poissons plats en mer du Nord). Un métier est une subdivision homogène, soit d'une pêcherie par type de bateau, ou d'une flottille par type de marée. Selon cette terminologie, le terme « métier » est utilisé pour représenter l'intersection entre flottille et pêcherie. Par conséquent, l'activité d'une flottille donnée peut-être décrite par e.g. un temps de pêche alloué à chacun des métiers qui en dépendent.

Notons que d'autres terminologies existent, certaines intervertissant les notions de métier et de pêcherie (EC ; 2005, 2006). Dans le cadre de ce mémoire, nous considérerons essentiellement les concepts préconisés par ICES (2003), puisque les unités de pêche que j'ai étudiées dans le cadre de mes travaux de recherche ont généralement été définies ainsi.

Plusieurs méthodes peuvent être envisagées pour identifier les flottilles et les métiers, et celles-ci ont été catégorisées par Marchal (2008) [17]. Je présente les points principaux de cette revue ci-dessous.

Le classement de bateaux de pêche en flottille dépend de, (i) la caractéristique technique considérée pour catégoriser les bateaux (e.g. longueur du bateau, puissance motrice, jauge ou structure économique) ; (ii) la variable utilisée pour caractériser l'activité de pêche principale (e.g. temps de pêche par engin, zone de pêche, espèce cible, ou métier) ; (iii) la valeur du seuil d'activité au-delà duquel un bateau est versé dans une flottille donnée (e.g. temps de pêche consacré à un métier donné supérieur à 50% du temps de pêche total) ; (iv) la période choisie pour calculer l'activité de pêche par rapport au seuil identifié dans (iii) (e.g. année).

Les métiers devraient en principe refléter l'intention de pêche, e.g. l'espèce ciblée, la zone de pêche visitée, et l'engin utilisé au début de la marée. Cependant, l'intention de pêche ne peut généralement pas être observée directement, et doit souvent être estimée rétrospectivement en examinant les profils de captures obtenus à la fin des marées. Les approches utilisées dans le passé pour identifier les métiers ont été soit centrées sur les variables d'entrée, les variables de sortie, ou les deux à la fois (méthodes combinées).

Les méthodes centrées sur les variables d'entrée utilisent les caractéristiques techniques des marées, qui sont typiquement disponibles dans les journaux de bord, e.g. engin et maillage utilisés, zone de pêche visitée, saison (Ulrich et al., 2001; Marchal et al., 2006 [14]), ou s'appuient directement sur des informations transmises par les pêcheurs au cours d'entretiens (Neis et al., 1999; Christensen and Raakjer, 2006).

Les méthodes centrées sur les variables de sortie supposent que les profils de capture reflètent parfaitement l'intention de pêche. L'approche la plus simple consiste à sélectionner les marées pour lesquelles une proportion minimale de la capture totale (en poids ou en valeur monétaire) est constituée d'une ou d'un assemblage d'espèces. Chaque ensemble de marées ainsi déterminé par cette approche peut ainsi être regroupé dans une catégorie de métier

(Biseau, 1998). Une autre approche consiste à effectuer des analyses multivariées sur les profils de capture, puis à regrouper les marées à profils de capture similaire dans des métiers. Les métiers peuvent alors être identifiés directement par inspection visuelle en utilisant des analyses en composantes principales (Biseau and Gondeaux, 1988 ; Laurec et al., 1991), ou automatiquement au moyen d'algorithmes de classification hiérarchique (Léwy and Vinther, 1994; Holley and Marchal, 2004 [13]).

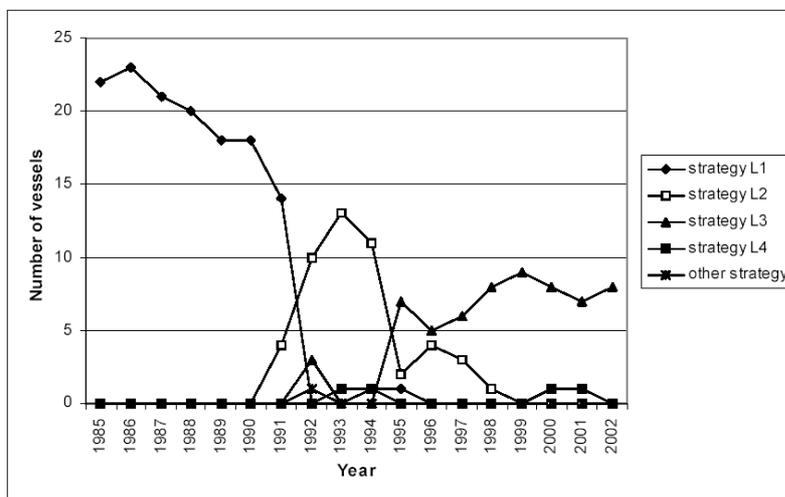
Les méthodes combinées catégorisent les métiers en regroupant les profils de capture (variables de sortie) en clusters, puis en associant ces clusters aux caractéristiques des marées (variables d'entrée) au moyen d'analyses multivariées (Pelletier and Ferraris, 2000; Ulrich and Andersen, 2004).

Chacune de ces méthodes présente des avantages mais aussi des limitations. L'identification des intentions de pêche au moyen d'entretiens directs avec les pêcheurs a au moins deux mérites. Tout d'abord, il y a des flottilles pour lesquelles il n'est pas obligatoire de reporter les données de capture et d'effort de pêche dans les journaux de bord. C'est ainsi le cas des bateaux européens de moins de 10 m, bien que ceux-ci représentent environ 70% de l'ensemble de la flottille de l'Union Européenne (EC ; 2005, 2006). Pour de tels bateaux, les entretiens directs avec les acteurs constituent l'unique moyen de collecter des informations quantitatives sur les flottilles et les métiers qu'elles pratiquent. De plus, les entretiens sont indispensables pour connaître le(s) espèce(s) initialement ciblée(s) au début d'une marée, lorsque cette information n'est pas enregistrée dans les journaux de bord. Dans certains pays comme la Nouvelle-Zélande, l'espèce ciblée au début de la marée doit être reportée dans les journaux de bord (Anon., 2004), et cette donnée est fréquemment utilisée pour classer les marées et calculer les CPUE (Captures Par Unités d'Effort) utilisées pour calibrer l'évaluation des stocks. L'espèce ciblée n'est cependant pas documentée dans les journaux de bord de l'Union Européenne, bien que ce champ soit considéré comme un critère clé pour définir les métiers= (EC ; 2005, 2006). L'inconvénient principal de l'approche par enquête est que la collecte des données peut nécessiter une forte mobilisation en terme de ressources humaines et budgétaires, pour les instituts de recherche qui en assurent la coordination.

Le seconde approche, dans la hiérarchie décroissante des souhaitables, consiste à estimer l'intention de pêche sur la base de l'engin, du maillage et des zones pêche enregistrés dans les journaux de bord. Cette approche présente cependant deux défauts. Tout d'abord, la qualité des informations reportées dans les journaux de bord est variable, notamment lorsque les mesures de gestion sont restrictives. Ensuite, l'intention de pêche n'est pas nécessairement caractérisée uniquement par un combinaison d'engin, de maillage et de zone de pêche, mais également par des aspects tactiques plus fins (effet patron), qui ne sont généralement pas exprimés dans les journaux de bord.

L'analyse des profils de capture ne devrait être que la méthode de dernier recours pour définir les métiers. En effet, il y a au moins deux raisons pour lesquelles les intentions de pêche pourraient ne pas se refléter dans la composition spécifique des captures. Tout d'abord, les profils de capture sont souvent estimés à partir des débarquements, de sorte que la fraction rejetée est alors ignorée. Or, de nombreuses pêcheries mixtes rejettent du poisson à la mer, et ignorer cette composante de la capture initiale peut sérieusement biaiser la composition spécifique des captures estimée à partir des débarquements. De plus, du fait que les différentes espèces capturées dans la même pêcherie mixte n'ont pas nécessairement les mêmes dynamiques spatio-temporelles, les profils de capture réalisés à l'issue d'une marée peuvent différer substantiellement des proportions spécifiques attendues au début de celle-ci. Malgré ces difficultés, les profils de capture demeurent bien souvent la seule source d'information disponible pour identifier les métiers.

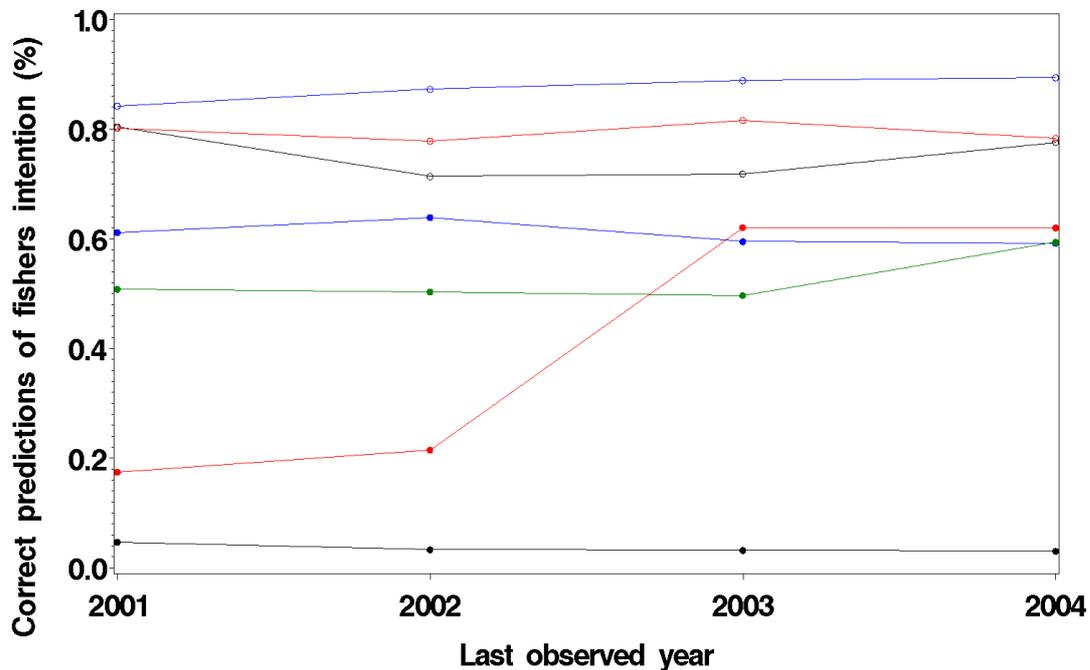
Ainsi, Holley and Marchal (2004) [13] ont analysé le développement de stratégies de pêche dans un environnement variable, en prenant pour exemple les flottilles hauturières françaises pêchant dans l'Atlantique Nord. Une typologie des métiers a été réalisée pour ces flottilles sur la période 1985-2002. Pour cela, deux méthodes ont été appliquées pour analyser les profils de capture : l'ACP (Analyse en Composantes Principales) et l'analyse de « clusters ». En 1985, la plupart des bateaux ciblaient le lieu noir au large des côtes occidentales écossaises (pour les bateaux venant de Lorient) et dans la partie septentrionale de la mer du Nord (bateaux venant de Boulogne et Fécamp). Puis, sans doute en raison du déclin de la biomasse de lieu noir, certains bateaux ont commencé à cibler les espèces profondes au début des années 1990. En 2002, quelques bateaux ciblaient encore le lieu noir de manière exclusive (>80%), tandis que d'autres ciblaient principalement les espèces profondes (Figure 1 pour les bateaux Lorientais). Au total, 12 métiers ont été identifiés sur la période 1985–2002. Les résultats d'une étude de corrélation indiquent que les changements stratégiques ont pu être liés à des facteurs externes (biomasse, TACs, prix au débarquement).



**Figure 1.** Nombre de bateaux de Lorient par métier, sur la période 1985-2002. Les métiers sont définis sur la base de « clusters » de profils de captures. L1: métier lieu noir; L2: métier lieu noir et lingue bleue; L3: métier grenadier de roche, sabre noir et sélaciens; L4: métier empereur. Source : Holley and Marchal (2004) [13]

Marchal (2008) [17] a évalué de manière quantitative dans quelle mesure les profils de capture obtenus à la fin d'une marée reflètent les intentions de pêche, et inversement. Cette approche a été appliquée aux principales flottilles démersales et pélagiques françaises opérant en mer du Nord, en Manche Est et dans le Golfe de Gascogne, sur la période 2001-2005. Quatre typologies de métiers différentes, centrées sur les variables d'entrée, ont été utilisées. Chacune de ces quatre typologies est déterminée par différents facteurs (engin, maillage, zone de pêche, et/ou espèce cible), source de données (journaux de bord ou enquêtes sur le terrain), et niveaux d'agrégation. Une cinquième typologie a alors été effectuée par classification automatique des profils de capture. Le lien entre les quatre typologies de métiers centrées sur les variables de sortie et celle centrée sur les profils de capture a été quantifié par des coefficients d'incertitude. Ces coefficients d'incertitude dépendent de la flottille considérée, de la méthode de typologie utilisée, mais ne sont pas sujets à des variations intra- ou inter-annuelles substantielles. On a alors prédit les profils de capture et les métiers en 2005, sur la base des corrélations intentions de pêche/profils de capture établies sur la période 2001-2004. Le score de prédiction était le plus élevé (80-85%) pour les chalutiers pélagiques et les fileyeurs, et le plus faible pour les chalutiers démersaux (5-60%) (Figure 2). La différence de

ces scores est imputable à la sélectivité spécifique de ces différentes flottilles, plus élevée pour les fileyeurs et les chalutiers pélagiques que pour les chalutiers démersaux.



**Figure 2.** Proportion de bateaux et de marées pour lesquels l'intention de pêche a correctement été prédite en 2005, étant donné la correspondance passée en profils de capture et intentions de pêche sur la période 2001-2004. Les différentes flottilles représentées sont les chalutiers pélagiques de [18-24 m[ pêchant dans le Golfe de Gascogne (cercles noirs), les chalutiers démersaux de [18-24 m[ pêchant en mer du Nord et en Manche orientale (disques noirs), les fileyeurs de [10-12 m[ pêchant en mer du Nord et en Manche orientale (cercles bleus), les chalutiers démersaux de [12-18 m[ pêchant dans le Golfe de Gascogne (disques bleus), les chalutiers démersaux de [18-24 m[ pêchant dans le Golfe de Gascogne (disques verts), les chalutiers démersaux de [24-40 m[ pêchant dans le Golfe de Gascogne (disques rouges), et les fileyeurs de [18-24 m[ pêchant dans le Golfe de Gascogne (cercles rouges). Source: Marchal (2008) [17].

Le produit final des différentes études visant à identifier des unités de pêche, sous la forme de flottilles et de métiers, est une description opérationnelle et robuste de l'activité de pêche. L'activité de pêche, à présent ordonnée par strates de flottilles et de métiers, peut alors être renommée sous l'appellation plus classique d'effort de pêche. Dans les Chapitres 3 et 4, nous examinerons respectivement l'effet (sur la mortalité par pêche) et la cause des variations de l'effort de pêche.

### 3. Effort de pêche et mortalité par pêche

#### 3.1. Concepts

Une caractéristique de la pêche, qui la distingue de l'agriculture, est que la récolte est médiocrement corrélée aux facteurs de production.

Le lien entre l'opération de pêche (effort de pêche  $E$ ) et la pression réellement exercée sur les ressources halieutiques (mortalité par pêche  $F$ ) est traditionnellement caractérisé par le coefficient de capturabilité ( $q$ ):

$$F = q \times E \quad (1)$$

En effectuant une simple transformation, on peut également montrer que la capturabilité est également le coefficient reliant la CPUE (Capture Par Unité d'Effort, i.e. le ratio entre la capture  $C$  et l'effort de pêche  $E$ ) et l'abondance du stock considéré ( $N$ ):

$$C/E = q \times N \quad (2)$$

Si  $q$  était constant dans le temps, l'espace, et invariant d'une unité de pêche à l'autre, ou si l'on pouvait au moins décrire les fluctuations de la capturabilité par un modèle dynamique, alors (i) la mortalité par pêche pourrait être contrôlée de manière précise en régulant l'effort de pêche et, (ii) les CPUE pourraient être directement utilisées comme indicateurs d'abondance.

Cependant, il a clairement été mis en évidence que la capturabilité est rarement constante, et qu'il est souvent difficile d'appréhender sa dynamique par un modèle (Cook and Armstrong, 1985; Atran and Loesch, 1995; Pascoe and Robinson, 1996; Millischer et al., 1999; Marchal et al., 2001 [7]; Mahévas et al., 2004).

Il n'est donc peut-être pas surprenant qu'une simplification usuelle pratiquée dans les études consacrées soit à l'évaluation des stocks (Paloheimo, 1980; Deriso et al., 1985; Shepherd, 1999), soit à l'évaluation de stratégies de gestion (Murawski and Finn, 1986; Overholtz et al., 1995; Marchal, 1997 [5]), ait été de négliger les aspects dynamiques de la capturabilité.

En parallèle, les résultats d'analyses de données réelles et de simulations exploratoires ont démontré et quantifié la sensibilité de la qualité des évaluations de stocks et de l'efficacité des mesures de gestion des pêcheries (Walters and Maguire, 1996; Ulrich et al., 2002 [11]; Marchal et al., 2003 [12]) aux hypothèses formulées sur la dynamique de la capturabilité.

Les variations de la capturabilité résultent à la fois des fluctuations de la disponibilité de l'espèce exploitée et de la puissance de pêche de la flottille l'exploitant. La disponibilité d'une espèce procède de contraintes environnementales, écosystémiques, de la densité-dépendance et du comportement des poissons par rapport aux engins de pêche. Les changements intervenant dans la puissance de pêche d'un bateau (et d'une flottille) de pêche sont déterminés par, (i) le développement technologique (« technological creep »), i.e. les modifications des caractéristiques physiques des bateaux et des engins au cours du temps et, (ii) l'effet patron, qui reflète la capacité des pêcheurs à optimiser l'usage de leur équipement. Ce Chapitre est consacré à la dynamique de la puissance de pêche.

Depuis les années 1950, un nombre considérable d'études ont été dédiées à l'analyse de la dynamique des puissances de pêche. Ces études ont généralement été menées suivant deux axes de recherche principaux :

- la quantification de la puissance de pêche,
- l'analyse et la modélisation des mécanismes inhérents à la dynamique de la puissance de pêche.

Les développements obtenus lors des recherches menées le long des ces deux axes sont présentés respectivement dans les Sections 3.2 et 3.3.

### 3.2. Mesure des variations de la puissance de pêche

Le calcul des puissances de pêche nécessite tout d'abord d'estimer la capturabilité. Pour calculer le coefficient de capturabilité  $q$  directement à partir des équations (1) ou (2), il est nécessaire de disposer d'estimations fiables de la mortalité par pêche  $F$  (si l'on utilise l'équation (1)) ou de l'abondance  $N$  (si l'on utilise l'équation (2)). Lorsque des estimations de  $F$  ou de  $N$  ne sont pas disponibles, c'est à dire dans la grande majorité des cas,  $q$  doit être alors estimé par des méthodes indirectes basées sur les rendements obtenus par les bateaux. Dans un second temps, une fois la capturabilité estimée, il est nécessaire de séparer la dynamique de la puissance de pêche de celle la disponibilité de l'espèce considérée.

Je présente ici une sélection de différentes méthodes qui ont été employées dans le passé pour quantifier la capturabilité et/ou la puissance de pêche. Je propose de classer ces méthodes en deux catégories selon que, en fonction des données disponibles, les variations de puissance de pêche peuvent être calculées de manière plutôt directe (Section 3.2.1), ou indirecte (Section 3.2.2).

#### 3.2.1. Estimation directe

Cook and Armstrong (1985) ont développé une méthode, qui suppose qu'une estimation de la mortalité par pêche  $F$  a préalablement été estimée en évaluant analytiquement le stock considéré. La mortalité par pêche partielle ( $F_p$ ) générée par un bateau ou une flottille peut être exprimée en fonction de  $F$ , de la capture totale  $C$  (de l'ensemble des bateaux/flottilles exploitant ce stock) et de la capture partielle  $C_p$  (du bateau ou de la flottille considéré), par l'équation (3) :

$$F_p = F \times (C_p/C) \quad (3)$$

La capturabilité ( $q$ ) du bateau ou de la flottille considéré peut alors être calculée en combinant les équations (1) et (3).

Une variante de cette approche consiste à utiliser, à la place de  $F$ , l'abondance absolue ( $N$ ) estimée lors de la même évaluation analytique du stock considéré, puis d'utiliser l'équation (2) pour calculer directement  $q$  (Swain et al. 1994, Pascoe and Robinson, 1996).

Dans un certain nombre d'études (e.g. Gascuel et al., 1993; Millischer et al., 1999; Marchal et al., 2002a [9]), les variations de capturabilité ont dans un second temps été analysées par un GLM (Generalised Linear Model), afin d'identifier les différentes sources de variabilité telles que les effets année, bateau, et spatial. L'effet zone traduit les variations spatiales de la disponibilité de l'espèce considérée. L'effet bateau représente un facteur permettant de calibrer la puissance de pêche relative de chacun des bateaux de la flottille étudiée. De plus, en faisant l'hypothèse supplémentaire que la disponibilité du stock étudié peut varier sans tendance particulière au cours du temps, l'effet année représente alors les variations annuelles de la puissance de pêche.

Ces différentes approches présupposent cependant qu'une estimation valide de la mortalité par pêche et/ou de l'abondance soit disponible. Or, cette hypothèse peut être mise à défaut pour trois raisons :

- Premièrement, les modèles d'évaluation des stocks traditionnels à partir desquels la mortalité par pêche et l'abondance sont estimés s'appuient sur l'hypothèse que la capturabilité des flottilles de calibration est constante aux âges recrutés. Par conséquent, avant d'utiliser l'approche présentée ci-dessus, il serait en principe nécessaire d'évaluer la sensibilité des estimations de  $F$  (ou  $N$ ) à l'hypothèse de capturabilité constante.
- Deuxièmement, les valeurs les plus récentes de  $F$  et  $N$ , i.e. les valeurs incluses dans la partie non convergente de la VPA (Virtual Population Analysis), devraient toujours être considérées avec prudence. En effet, ces valeurs pourraient être réévaluées lors d'une remise à jour de l'évaluation du stock considéré.
- Troisièmement, les données de capture utilisées pour partitionner  $F$  (equation (3)) sont également des données utilisées comme inputs à la VPA, ce qui peut engendrer une situation indésirable de circularité.

Certains modèles d'évaluation des stocks permettent d'estimer directement les variations inter-annuelles de la capturabilité (e.g. Fournier and Archibald, 1982; Pope and Shepherd, 1985) à partir de données de capture et d'effort. Cependant, les estimations dérivées de l'algorithme développées par Fournier et Archibald sont souvent instables, du fait de la sur-paramétrisation du modèle utilisé. D'un autre côté, la méthode « hybride » développée par Pope et Shepherd est sujette à deux limitations. Tout d'abord, cette méthode ne permet que d'estimer le taux d'accroissement moyen de la capturabilité sur la période étudiée. Enfin, l'ajout des paramètres requis pour prendre en compte l'accroissement de la capturabilité augmente la sensibilité de l'estimation de  $F$  au choix du  $F$ -terminal dans la VPA (Pope and Shepherd, 1985).

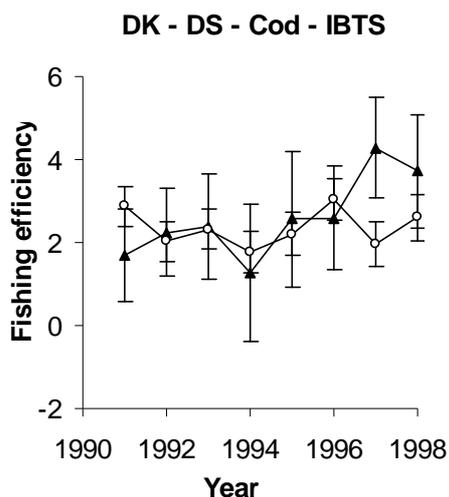
Dans la plupart des cas, cependant, il n'est pas possible d'effectuer d'évaluation analytique des stocks étudiés, et donc d'estimer  $q$  par une des méthodes directes décrites ci-dessus. Dans de telles situations, on aura alors recours à des méthodes indirectes pour estimer les variations de puissance de pêche, et celles-ci sont présentées dans la Section 3.2.2.

### 3.2.2. Estimation indirecte

Il existe une littérature abondante consacrée à l'analyse et la modélisation indirecte de la variation des puissances de pêche. Ces études s'appuient souvent sur l'analyse des Captures Par Unité d'Effort (CPUE), de la Valeur des captures par Unité d'Effort (VPUE), ou du profit. Les méthodologies employées varient depuis la modélisation (linéaire ou non) de la déviance des CPUE d'une espèce donnée (e.g. GLMs, GLMMs, GAMs), traditionnellement utilisés par les halieutes (Gulland, 1956 ; Robson, 1966; Laurec, 1977; Gavaris, 1980; Kimura, 1981; Large, 1992 ; Maunder and Punt, 2004 ; Venables and Dichmont, 2004), jusqu'à des approches d'analyse des fonctions de production globale utilisées par les économistes des pêches (Squires, 1987; Squires and Kirkley, 1996; Pascoe et al., 2001; Kirkley et al., 2004). Je me limiterai ici aux approches mono-spécifiques développées dans la littérature halieutique. Typiquement, la variable expliquée dans ces approches est le logarithme de la CPUE, tandis que les variables expliquées sont l'année, la saison, la zone de pêche et quelques caractéristiques physiques des bateaux analysés (effet bateau). Pour chaque bateau, la puissance de pêche relative peut être calculée comme l'effet de ce bateau relatif à celui d'un bateau, ou d'un ensemble de bateaux, référent(s) (flottille de référence). Afin que les

variations annuelles de la puissance de pêche relative soient représentatives des variations de la puissance de pêche absolue, il est indispensable que la flottille de référence n'ait pas été sujette à un développement technologique important lors de la période étudiée. Dans certains cas, une connaissance experte peut être suffisante pour identifier les bateaux de cette flottille, e.g. ceux qui n'ont pas changé leur équipement sur la période étudiée (Chifamba, 1995).

La flottille de référence peut également être une campagne à la mer (research survey) pratiquée sur les mêmes zones de pêche que les flottilles commerciales étudiées (Marchal et al., 2002a [9]; Marchal et al., 2002b [8]). En effet, bien que les indices d'abondance dérivés de campagnes à la mer soient sujets à de fortes fluctuations inter-annuelles (Byrne et al., 1981 ; Helser and Hayes, 1994), le protocole de ces campagnes est construit de telle manière à ce que capturabilité et puissance de pêche soient en principe constantes d'une année à l'autre. Ainsi, Marchal et al. (2002b) [8] ont analysé les variations spatiales et temporelles de la puissance de pêche de flottilles démersales danoises et néerlandaises exploitant la morue, la plie et la sole en mer du Nord, et évalué dans quelle mesure une gestion des pêcheries basée sur la restriction de l'accès à certaines zones de pêche pourrait avoir affecté l'efficacité de pêche de ces flottilles. Une considération particulière a été accordée au « cantonnement de la plie », une zone de pêche interdite aux chalutiers dont la puissance motrice excède 300 CV. Le « cantonnement de la plie » a été appliqué toute l'année durant depuis 1995. Un indice de puissance de pêche a été calculé par le logarithme du quotient entre capture par unité d'effort (CPUE) commerciale et un indice de pêche dérivé de campagnes de recherche en mer. Les tendances annuelles de l'efficacité par pêche ont alors été estimées, pour chaque flottille, espèce et zone de gestion, par l'effet «année» dérivé d'une analyse GLM de l'indice de puissance de pêche. L'efficacité de pêche des fileyeurs danois et, dans une certaine mesure, des senneurs danois, a globalement augmenté à l'intérieur du « cantonnement de la plie », tout en restant relativement stable à l'extérieur (Figure 3). De manière générale, il n'a pas été possible de déterminer si les différences de puissance de pêche entre les bateaux pêchant en dedans et en dehors du cantonnement sont attribuables à la mesure de gestion elle-même ou à d'autres processus spatiaux non étudiés.



**Figure 3.** Variations annuelles de la puissance de pêche des senneurs danois ciblant la morue en mer du Nord à l'intérieur (triangle noir) et à l'extérieur (losange blanc) du « cantonnement de la plie ». Les indices de puissance de pêche ont été calculés par rapport aux indices d'abondance produits par la campagne de recherche IBTS. Source : Marchal et al. (2002b) [8]

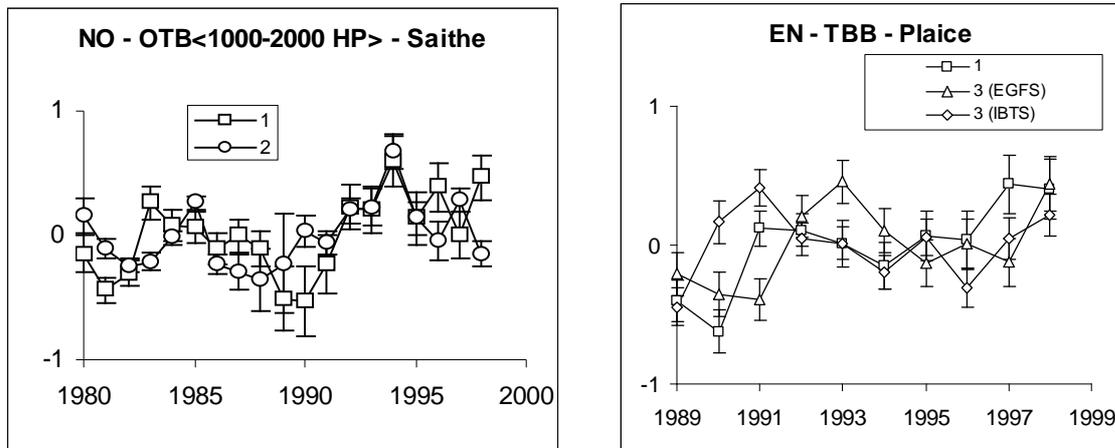
Cependant, dans la plupart de pêcheries, il n'est pas possible d'identifier directement la flottille de référence, soit parce que les développements technologiques des bateaux sont peu connus, soit parce que les stocks étudiés ne sont pas couverts par des campagnes en mer adéquates.

La flottille de référence peut alors être constituée de bateaux de pêche commerciale sélectionnés sur la base de critères statistiques (Marchal et al., 2001 [7]; Marchal et al., 2002a [9]). L'hypothèse sous-jacente à cette approche est que les variations inter-annuelles de la puissance de pêche de la flottille de référence sont suffisamment faibles pour pouvoir être négligées.

Marchal et al. (2001) [7] ont ainsi analysé les variations inter-annuelles de la puissance de pêche de flottilles danoises (chalutiers et fileyeurs) ciblant la morue en mer Baltique, au moyen d'un indice (Index of Fishing Power, IFP). Cet indice est basé sur la CPUE de chaque flottille étudiée, relativement à la CPUE d'un sous-ensemble de bateaux de pêche appartenant à cette flottille, et dont la puissance de pêche a peu évolué au cours du temps (flottille de référence). Les critères statistiques choisis pour identifier les bateaux de la flottille de référence ont inclus la moyenne, la variance et l'auto-corrélation de premier ordre de leur Log-CPUE. Si un tel ensemble de bateaux référents peut ainsi être identifié, leur Log-CPUE devrait refléter la dynamique du stock considéré. Plusieurs flottilles de référence ont été testées. L'IFP des flottilles danoises opérant principalement en mer Baltique Orientale sont peu sensibles au choix de la flottille de référence, ce qui n'est pas le cas des flottilles opérant principalement en mer Baltique Occidentale. Les variations de l'IFP ont été analysées par GLM. Les résultats suggèrent que la puissance de pêche développée par les chalutiers et les fileyeurs opérant en mer Baltique Orientale a augmenté respectivement de 2% et de 6% par an respectivement. Les mécanismes ayant conduit à l'accroissement de la puissance de pêche de ces flottilles sont vraisemblablement le développement technologique et le changement de composition des flottilles. En pratique, en raison du caractère particulièrement dynamique (et incertain) des systèmes halieutiques, l'identification d'une telle flottille peut être complexe à mettre en oeuvre. C'est une difficulté pour généraliser cette approche, mais c'en est une également pour toute méthode basée sur des comparaisons.

Marchal et al. (2002a) [9] ont comparé les variations inter-annuelles de puissance de pêche estimées à partir de trois des méthodes décrites précédemment. Un premier indicateur de puissance de pêche (IFP1) a été estimé à partir d'une analyse GLM de mortalités par pêche partielles (méthode présentée en Section 3.2.1). Un second indicateur de puissance de pêche (IFP2) provient d'une analyse GLM entre la Log-CPUE des bateaux d'une flottille et la Log-CPUE d'un ensemble de bateaux appartenant à une flottille de référence (méthode développée par Marchal et al. (2001) [7]). Le troisième indice de puissance de pêche (IFP3) est estimé à partir d'une analyse GLM des bateaux de la flottille étudiée, relativement à un indice d'abondance provenant d'une campagne à la mer. Ces différents indices (IFP1, IFP2, IFP3) ont été comparés pour accréditer la dynamique de la puissance de plusieurs flottilles démersales danoises, néerlandaises, anglaises et norvégiennes opérant principalement en mer du Nord. La puissance de pêche estimée par ces trois indices augmente généralement avec la puissance motrice, notamment pour les espèces cibles. Malgré un consensus moindre dans l'estimation des variations annuelles de la puissance de pêche, un certain nombre de points importants peuvent être reportés (Figure 4). Premièrement, il y a des situations où la puissance de pêche a augmenté régulièrement durant la période étudiée, ce qui peut être lié à une augmentation de l'efficacité de pêche (développement technologique) durant cette période. Deuxièmement, il y a des exemples où la puissance de pêche a augmenté par rapport à une espèce, alors qu'elle est restée stable, voire a décliné, par rapport à une autre espèce.

Dans un contexte de pêcheries mixtes, cette particularité peut révéler un changement de tactiques de pêche.



**Figure 4.** Variations de la composante annuelle des différents indices de puissance de pêche relatifs, calculés pour les chalutiers norvégiens pêchant le lieu noir (panneau de gauche) et les chalutiers à perche anglais pêchant la plie (panneau de droite). Les différents indices représentés sont (1) IFP1, (2) IFP2, (3) IFP3. Pour la flottille anglaise, IFP3 a été calculé à partir de deux campagnes à la mer différentes, l'IBTS (International Bottom Trawl Survey) et l'EGFS (English Groundfish Survey). Les barres d'erreur ont également été représentées. Source : Marchal et al. (2002a) [9].

Si les différentes méthodes présentées ci-dessus permettent de quantifier les variations de la puissance de pêche, elles ne permettent généralement pas de déterminer l'origine - technologique ou effet patron - de ces variations, ni de quantifier l'importance relative de ces deux facteurs. En effet, les facteurs technologiques examinés dans les études décrites ci-dessus sont généralement limités à la puissance motrice, au tonnage ou à la longueur des bateaux, tandis que l'effet patron se trouve typiquement résumé dans une seule métrique, la durée d'une marée. Or, ces variables ne suffisent généralement pas à intégrer l'ensemble des paramètres déterminant la mortalité par pêche, tels que le type, le nombre et la taille des engins déployés, ou le temps effectif réellement consacré à la pêche, ou encore l'aptitude des pêcheurs à cibler et localiser les espèces commerciales efficacement. Des données et des analyses plus fines sont nécessaires pour mieux comprendre le fonctionnement des processus et des rouages inhérents aux variations de puissance de pêche, et celles-ci sont présentées dans la Section 3.3.

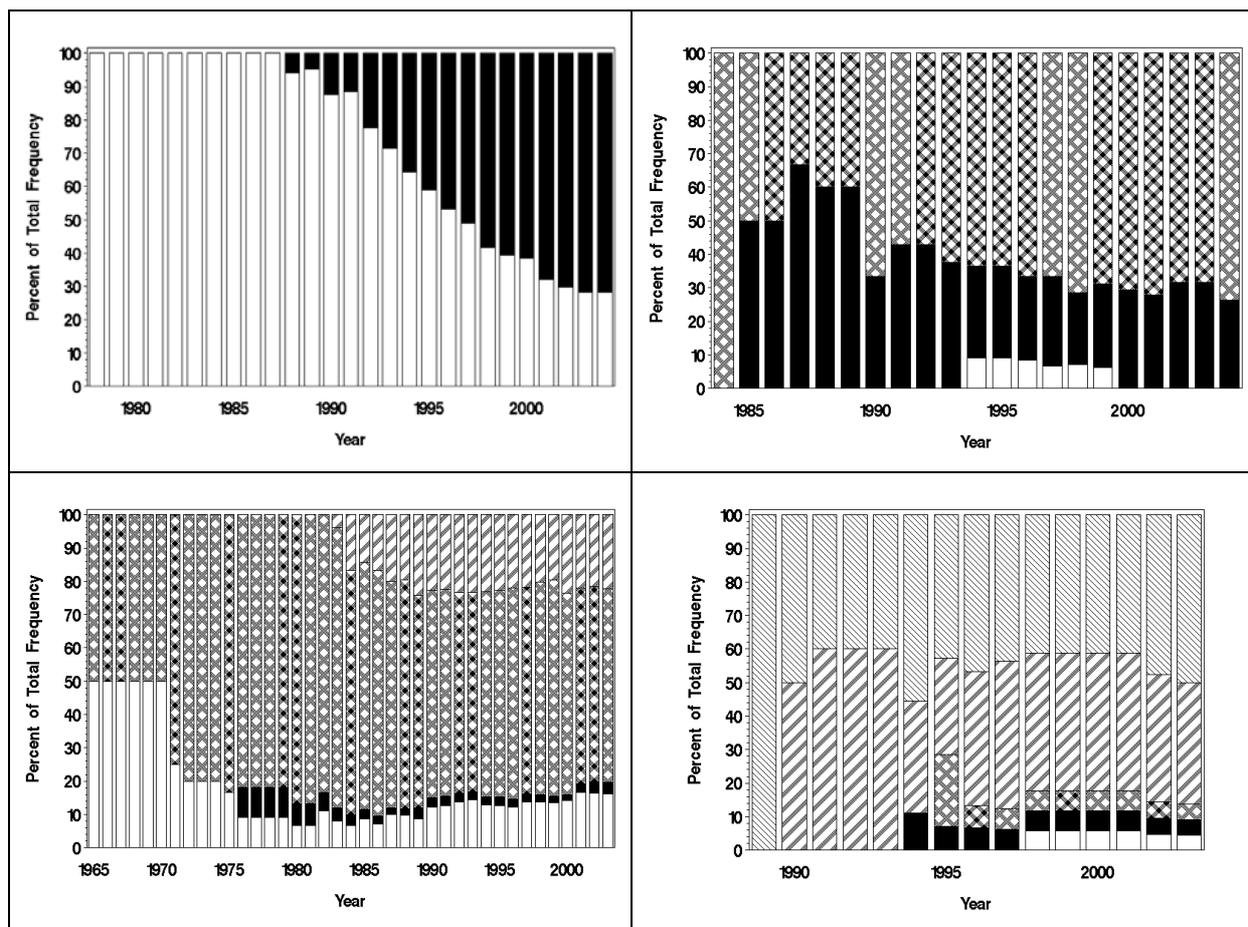
### 3.3. Les mécanismes de la puissance de pêche

#### 3.3.1. Le développement technologique

Les pêcheurs adaptent régulièrement leur outil de production – bateau et/ou engin de pêche - aux conditions prévalentes, processus connu sous le nom de développement technologique. Le développement technologique peut inclure à la fois des investissements importants (e.g. équipement électronique pour la détection de poisson et la navigation, puissance du point de traction fixe, appareils de bord) et des modifications plus subtiles de l'engin de pêche (bourrelet, corde de dos, chalut jumeau) qui, isolément ou en combinaison, peuvent entraîner une augmentation substantielle de la puissance de pêche au cours du temps.

Un certain nombre d'études se sont penchées sur l'analyse de ces processus-clés, en incluant comme variables explicatives des descripteurs fins de la puissance et de l'effort de pêche, dans certains des modèles décrits dans la Section 3.2. (e.g. Hovgaard, 1996; Rose and Nunnallee, 1998; Sangster and Breen, 1998; Holst et al., 2002; Mahévas et al., 2004; Marchal et al., 2007a [15]).

L'étude de Marchal al. (2007a) [15] s'est appuyée sur des données provenant d'enquêtes technologiques conduites auprès d'un panel de patrons de pêche, dans le but d'évaluer le développement technologique ayant affecté une sélection de flottilles démersales françaises, danoises et espagnoles durant les dernières décennies, ainsi que son impact sur la mortalité par pêche. Parmi les changements importants intervenus dans la technologie des bateaux et des engins, on notera l'apparition graduelle du chalut jumeau pour les chalutiers français et danois (lié au ciblage accru de la langoustine), le remplacement progressif du filet fixe par le trémil pour les fileyeurs français du Golfe de Gascogne (lié au ciblage accru de la sole), et la plus grande polyvalence des chalutiers basque espagnols (sans doute rendue nécessaire par le plan de restauration sur le merlu traditionnellement ciblé par cette flottille) (Figure 5). Les CPUE (ou Log-CPUE) des bateaux des différentes flottilles ont été modélisées par GLM, en utilisant comme variables explicatives un certain nombre de facteurs technologiques pour lesquels des données quantitatives ont été récoltées lors des enquêtes sur le terrain. Les résultats des analyses suggèrent qu'un certain nombre de facteurs caractéristiques, qui ne sont généralement pas examinés régulièrement (type d'engin, bourrelet, longueur de la corde dos, nombre de treuils, pour les chalutiers ; type et longueur de filet pour les fileyeurs) peuvent avoir un impact substantiel sur la puissance de pêche, les CPUE et la mortalité par pêche relatives aux espèces considérées. En revanche, l'apport de l'électronique à bord des bateaux, ou le temps d'immersion des filets dans le cas des fileyeurs, ne semblent pas avoir engendré un gain important de puissance de pêche. Marchal et al. (2007a) [15] ont enfin montré que la relation entre effort et mortalité par pêche pouvait être améliorée en ajustant l'effort de pêche au moyen des coefficients des descripteurs identifiés et estimés par les GLMs.

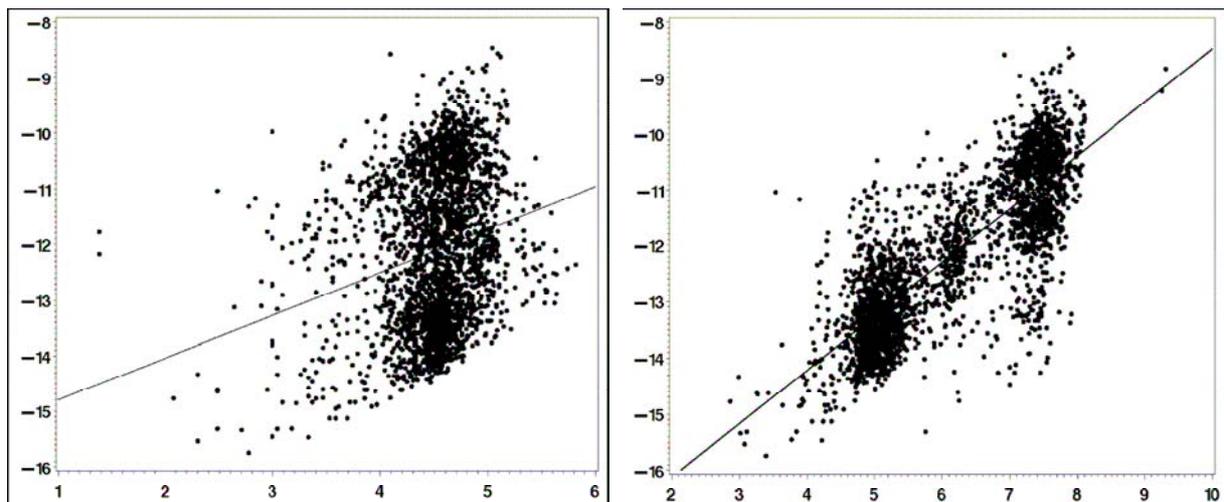


**Figure 5.** Changements annuels du type d'engin pour : **(en haut à gauche)** les chalutiers de fond français pêchant dans le Golfe de Gascogne (blanc, chaluts simples; noir, chaluts jumeaux), **(en haut à droite)** les fileyeurs français pêchant dans le Golfe de Gascogne (blanc, filets dérivants; noir, filets fixes; hachuré, trémail, **(en bas à gauche)** les chalutiers de fond danois pêchant en mer du Nord (blanc, chaluts bœufs; noir, chaluts pélagiques; double hachuré, chaluts simples; hachuré simple, chaluts jumeaux), et **(en bas à droite)** chalutiers de fond basque espagnol (blanc, filets fixes; noir, palangres; hachuré double, chaluts de type « Bou »; hachuré simple épais, chaluts simples; hachuré simple fin, chaluts à très grande ouverture verticale. Source : Marchal et al. (2007a) [15].

### 3.3.2.L'effet patron

L'effet patron est également une composante importante de la puissance de pêche (e.g. Houghton, 1977; Hilborn, 1985; Hilborn and Ledbetter, 1985; Squires and Kirkley, 1999). L'effet patron peut par exemple se traduire par la capacité des pêcheurs à localiser les zones de pêche à forte densité de poisson (Abrahams and Healey 1990; Rijnsdorp et al., 1998; Salthaug and Aanes, 2003; Marchal et al., 2006 [14]), leur expérience (Kirkley et al., 1998), et la manière dont les pêcheurs se déplacent et décomposent leur mouvement au cours d'une marée (Bertrand et al., 2005 ; Marchal et al., 2007b [16] ; Vermard et al., 2010 [23]). L'objectif poursuivi par Marchal et al. (2006) [14] était de quantifier, pour une large sélection de flottilles démersales européennes (danoises, anglaises, espagnoles, néerlandaises et françaises), les tactiques et stratégies de pêche, et d'évaluer dans quelle mesure ces éléments pouvaient être utilisés pour ajuster l'effort de pêche. Les tactiques et stratégies de pêche ont été identifiées par les choix de métiers et une série d'indicateurs. Ces indicateurs ont été calculés pour quantifier les changements de tactique (au cours d'une marée) et de stratégie (au

cours d'une année). Après le type de métier, les indices de Shannon–Wiener décrivant la distribution spatiale de l'effort de pêche au cours d'une marée (FT\_SW) et d'une année (YE\_SW) ont l'effet le plus important sur les taux de capture. En particulier, FT\_SW est négativement corrélé aux taux de capture pour la plupart des cas d'étude. Ce résultat était prévisible. Au cours d'une marée, les bateaux caractérisés par un FT\_SW élevé ont vraisemblablement cherché les agrégations de poisson pendant une longue période, tandis que les bateaux caractérisés par un faible FT\_SW auront localisé ces agrégations plus efficacement. Le lien entre YE\_SW et les taux de capture est d'une nature plus complexe. L'ajustement de l'effort au moyen, (i) de l'effet métier et, (ii) des indices de tactique et de stratégie, conduit généralement à un gain substantiel de précision de la relation entre effort de pêche et mortalité par la pêche (Figure 6).



**Figure 6.** Relation entre les transformées logarithmiques de la mortalité par pêche partielle ( $\log-F$ , en ordonnée) et de l'effort de pêche nominal ( $\log-E_n$ , en abscisse, panneau de gauche) et entre  $\log-F$  et l'effort de pêche ajusté ( $\log-E_e$ , en abscisse, panneau de droite). Cas d'étude : chalutiers basques espagnols exploitant le stock Nord de merlu (*Merluccius merluccius*). Source : Marchal et al. (2006) [14].

L'effet patron peut également se traduire par une recherche d'optimisation de la trajectoire parcourue au cours d'une marée et par la manière dont le pêcheur décompose cette trajectoire en phases de déplacement et en opérations de pêche. L'étude des trajectoires en écologie est essentielle pour notre compréhension du fonctionnement des écosystèmes car les mouvements des agents (êtres humains, animaux,...) inscrivent la dynamique de ces agents dans la mosaïque spatiale de leur environnement immédiat (Bertrand, 2005). Deux catégories de méthodes ont été utilisées pour analyser et modéliser la dynamique des trajectoires en écologie terrestre et marine : Eulérienne et Lagrangienne. L'approche Eulérienne permet d'étudier les mouvements de populations, qui sont essentiellement caractérisées par trois processus-clés : advection, diffusion et réaction (e.g. Skellam, 1951). L'approche Lagrangienne se base sur les trajectoires individuelles. Celles-ci peuvent être caractérisées par: (i) de simples statistiques du mouvement, e.g. le temps de recherche de nourriture, la localisation des proies, la distance à la côte (e.g. Sims and Quayle, 1998; Staniland et al., 2004), (ii) des indices de tortuosité reflétant la complexité et les dimensions fractales des trajectoires spatiales (e.g. Bowne and White, 2004; Nams, 2005), (iii) la modélisation individu-centrée (Beecham, 2001) et (iv) les marches aléatoires (Bovet and Benhamou, 1988). Les marches aléatoires, sur lesquelles je me concentrerai ici, décomposent la dynamique des trajectoires spatiales en une composante déterministe et une composante stochastique. Les

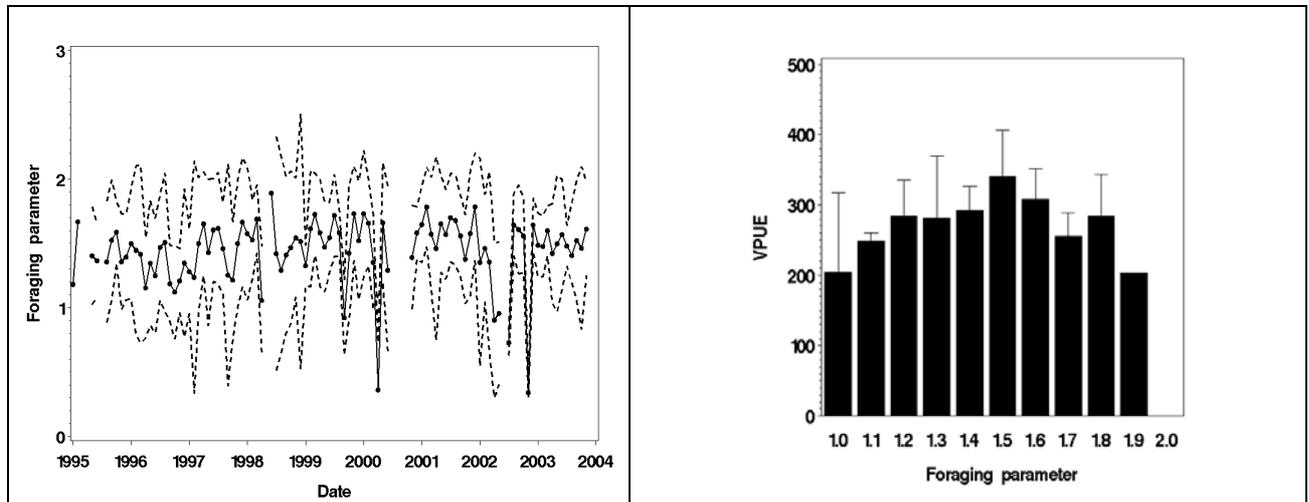
marches aléatoires peuvent être, (1) des mouvements browniens, (2) biaisées et/ou corrélées ou, (3) des trajectoires dites de Lévy. Les marches aléatoires étudiées par Vermard et al. (2010) [23] et Marchal et al. (2007b) [16] s'inscrivent respectivement dans les deux dernières catégories.

Vermard et al. (2010) [23] ont proposé un modèle hiérarchique Bayésien construit à partir de chaînes de Markov cachées comme cadre d'analyse de la trajectoire de bateaux pêche à partir de données satellites VMS. Cette analyse vise à améliorer la définition de la pression de pêche exercée sur les ressources halieutiques, en différenciant les différents états comportementaux d'un bateau de pêche durant une marée (en pêche, en route, à l'arrêt), et également en quantifiant l'importance relative de chacun de ces états. Un modèle hiérarchique bayésien a été testé pour analyser le comportement des chalutiers pélagiques pêchant dans le Golfe de Gascogne. Une chaîne de Markov cachée à pas de temps discret et constant a été utilisée pour modéliser les phases de transition entre les états comportementaux successifs pour chaque bateau. Les paramètres décrivant le mouvement (vitesse et changement de cap) sont définis conditionnellement aux états comportementaux. Le modèle Bayésien est utilisé pour intégrer les données disponibles (typiquement la position VMS enregistrée à chaque pas de temps discret) et pour générer des inférences pour chacun des paramètres inconnus du modèle. Le modèle est tout d'abord testé sur des données simulées à partir de différentes structures de paramètres. Les résultats montrent que si les données VMS sont enregistrées au moment où le processus passe d'un état comportemental à un autre, cette méthode permet d'estimer de manière précise et non biaisée les inférences associées aux états comportementaux et aux paramètres de mouvement associés. Cependant, si les observations ne sont pas récoltées à une fréquence suffisante, les performances de la méthode d'estimation peuvent être sérieusement détériorées lorsque les observations discrètes et les changements d'état ne sont pas synchrones. Le modèle a enfin été appliqué à des trajectoires réelles de bateaux afin d'estimer un certain nombre de variables d'intérêt telles que le nombre d'opérations de pêche par marée, les distance parcourues et le temps passé en pêche et en route.

La théorie des trajectoires de Lévy a été empruntée par les écologistes aux sciences physiques pour caractériser la trajectoire spatiale empruntée par des organismes vivants en quête de nourriture et aussi pour déterminer des stratégies de recherche optimales lorsque les cibles sont distribuées de manière éparse et aléatoire (Viswanathan et al.; 1996, 2002). En bref, les trajectoires de Lévy sont caractérisées par d'abondants mouvements courts combinés à des déplacements longs peu nombreux. Cette théorie a été testée avec quelque succès sur des abeilles, *Bombus trifasciatus* (Viswanathan et al., 1999), des albatros, *Diomedea exulans* (Viswanathan et al., 1996), des rennes, *Rangifer tarandus tarandus* (Maarell et al., 2002), des chacals, *Canis adustus* (Atkinson et al., 2002), des phoques, *Halichoerus grypus* (Austin et al., 2004), des singes, *Ateles geoffroyi* (Ramos-Fernandez et al., 2004). Plus récemment, cette approche a été utilisée pour décrire le comportement de recherche de la flottille péruvienne pêchant l'anchois (*Engraulis ringens*) (Bertrand et al., 2005). Cependant, Bertrand et al. (2005) n'ont pas examiné le lien entre la trajectoire empruntée par les bateaux de la flottille étudiée et leur rendement effectif.

Marchal et al. (2007b) [16] ont examiné certaines propriétés spatiales des tactiques de pêche adoptées par les pêcheurs, en utilisant la théorie des trajectoires de Lévy. Les flottilles étudiées sont une sélection de bateaux néerlandais et français pêchant en mer du Nord, pour lesquels des données trait par trait de capture et d'effort sont disponibles. Le comportement de pêche peut raisonnablement être représenté par un processus de Lévy, caractérisé par un facteur exponentiel  $\mu$  (coefficient de « prédation »), pour les deux flottilles. Les propriétés du comportement de pêche de la flottille néerlandaise ont été examinées avec une attention

particulière au moyen d'analyses de séries temporelles (ARIMA). Une stratégie optimale est associée à  $\mu=1.5$  pour les chalutiers à perche néerlandais, ce qui suggère que la restauration des stocks exploités (sole et plie) a été lente (Figure 7). On montre que des tactiques de pêche efficaces sont effectivement associées à des rendements élevés (Figure 7).



**Figure 7.** Chalutiers à perche néerlandais. Panneau de gauche : séries temporelles du coefficient de “prédation”  $\mu$  (points noirs), incluant les intervalles de confiance à 95% (lignes brisées), calculées pour les grands chalutiers à perche néerlandais. Panneau de droite : relation entre le coefficient de prédation  $\mu$  et la valeur par unité d’effort, VPUE (€/heure de pêche). Source : Marchal et al. (2007b) [16].

### 3.4. Récapitulation

L’ensemble des analyses présentées dans le Chapitre 3 visent à ajuster l’effort de pêche afin d’améliorer les relations entre effort de pêche et mortalité par pêche, et entre CPUE et abondance des stocks considérés. En fonction des données disponibles, les facteurs d’ajustement peuvent être de simples tendances annuelles de puissance de pêche (Section 3.2), ou bien des variables explicatives plus fines, descripteurs de la technologie des bateaux et des engins (Section 3.3.1), et/ou indicateurs de la distribution spatiale de l’effort de pêche ou de la trajectoire parcourue par les bateaux au cours d’une marée (Section 3.3.2). Les séries d’effort de pêche ainsi ajustées permettent alors de, (1) calculer des CPUE commerciales utilisables pour calibrer les évaluations de stock et, (2) mieux évaluer l’impact de plans de pêche centrés sur la régulation des capacités et/ou des activités de pêche. Ces aspects seront spécifiquement traités dans le Chapitre 5.

Cependant, les approches décrites dans le Chapitre 3 ne permettent, au mieux, que de réaliser une photographie instantanée de la relation entre effort et mortalité par pêche, durant la période où les données sont analysées. Elles ne permettent en revanche pas de prévoir comment l’effort de pêche, et donc la mortalité par pêche, peuvent évoluer de manière dynamique dans le temps. Les études visant à examiner de tels processus s’inscrivent dans le champ disciplinaire de la dynamique des flottilles, et elles constituent le sujet du Chapitre 4.

## 4. La dynamique des flottilles

La dynamique des ressources halieutiques a depuis plus d’un siècle suscité l’intérêt de la communauté scientifique (Baranov, 1918; Graham, 1939; Beverton et Holt, 1957). En

comparaison, l'intérêt de la communauté scientifique pour la dynamique des flottilles est plus récent. Selon Gillis (2003), les premières références à la dynamique des flottilles comme thématique de recherche remontent au milieu des années 1950, dans la littérature consacrée à l'économie des pêches (Gordon; 1953, 1954). Cependant, c'est seulement à la fin des années 1970 que la dynamique des flottilles a été pour la première fois analysée de manière quantitative (Hilborn and Ledbetter, 1979).

Depuis le milieu des années 1980, un faisceau croissant d'indices, provenant de plusieurs pêcheries à travers le monde, a démontré que négliger la plasticité du comportement des pêcheurs peut conduire à des prises de décision inappropriées (Hilborn, 1985; Walters and Maguire, 1996; Branch et al., 2006). Ce constat, conjugué à la montée en puissance des plans de gestion centrés sur la restriction directe de l'effort de pêche, a incité les chercheurs, depuis la fin du siècle dernier, à consacrer leurs travaux de recherche à l'analyse et la modélisation de la dynamique des flottilles et du comportement de pêche.

Le comportement de pêche est une combinaison de choix faits dans le court terme, e.g. à l'échelle de la marée (tactiques de pêche) et dans le long terme, e.g. à l'échelle d'une année (stratégie de pêche). Typiquement, les décisions tactiques sont prises sans investissement (e.g., allocation de l'effort de pêche, rejets à la mer, respect des réglementations), tandis que les choix d'ordre stratégiques (e.g. achat d'un nouveau moteur, retrait d'un bateau, changement de flottille) nécessitent un investissement (Reeves et al., 2008 [19]).

Les recherches autour des comportements de rejet, du respect des réglementations et des comportements stratégiques ont principalement été menées par des économistes et des sociologues des pêches, et je ne les présenterai pas dans le cadre de ce mémoire. Parmi ces études, je citerai simplement Ward and Sutinen (1994), Dupont (2000), Pradhan and Leung (2004a), pour l'analyse des dynamiques d'investissement et d'entrée/sortie de flottilles; Boyce (1996), Jensen and Vestergaard (2002), pour la modélisation du déterminisme des pratiques de rejet à la mer; Hatcher et al (2000), Gezelius (2002), pour l'analyse des mécanismes conduisant au respect ou non des normes en vigueur.

Les développements autour de l'allocation de l'effort de pêche ont stimulé le travail en commun entre deux communautés scientifiques: les halieutes et les économistes des pêches. Une collaboration fructueuse et opérationnelle s'est notamment concrétisée au travers de projets européen que j'ai coordonnés et/ou auxquels j'ai participé (FER, TECTAC, CAFE, AFRAME, TRANZEF, Annexe A.2).

Les processus déterminant l'allocation de l'effort de pêche ont fait l'objet d'études récentes, menées par des halieutes et/ou des économistes des pêches (Reeves et al. 2008 [19]). L'intérêt croissant pour ce champ disciplinaire a dans une large mesure résulté de l'importance accordée depuis dix ans à la gestion spatiale des pêcheries et des écosystèmes marins (Collins et al. 2003 ; Hutton et al. 2004; Murawski et al. 2005; Poos and Rijnsdorp 2007). Les décisions prises par les pêcheurs sont également déterminées par leurs possibilités de pêche, qui sont elles-même le reflet de la quantité de chaque espèce (ou stock) qu'ils sont autorisés (ou incités), à capturer. Ceci est particulièrement vrai dans les systèmes de gestion mettant en place des droits individuels à produire tels que les QIT (Quotas Individuels Transférables), dans lesquels une fraction du TAC de chaque stock est attribuée individuellement à chaque pêcheur ou entreprise de pêche (Arnason 1993; Sanchirico et al. 2006).

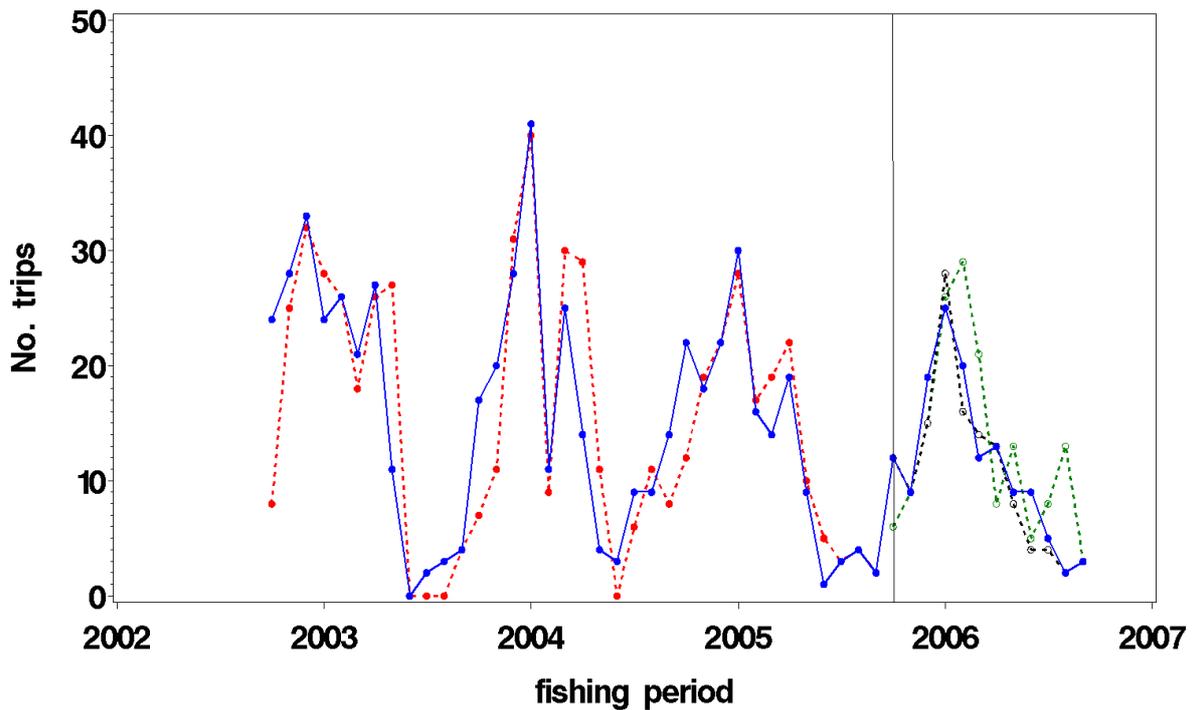
Le comportement de pêche a souvent été modélisé de sorte à maximiser le profit ou les taux de capture attendus (Vignaux 1996; Dorn 2001; Salas et al. 2004), parfois en combinaison avec les traditions propres à chaque pêcheur, la compétition spatiale entre pêcheurs (Gillis and Peterman, 1998 ; Rijnsdorp et al., 2000), les fermetures de zones de pêche, (Holland and Sutinen, 1999; Marchal et al. 2002b [8]; Hutton et al., 2004; Poos and Rijnsdorp, 2006), et plus récemment les QIT (Marchal et al., 2009a [20]).

Plusieurs méthodes ont été utilisées pour modéliser la distribution de l'effort de pêche, certaines s'appuyant sur la programmation dynamique (Babcock and Pikitch, 1999), d'autres sur l'application de concepts tels que la théorie de l'IFD (Ideal Free Distribution) (Gillis et al. 1993; Rijnsdorp et al. 2000; Abernethy et al., 2007), la théorie de l'exploitation optimale – « Optimal Foraging Theory » (Dorn, 2001), la théorie des jeux (Trisak, 2005), ou enfin le principe des trajectoires de Levy (Bertrand et al., 2005 ; Marchal et al., 2007b [16], voir Section 3.3.2). Ainsi, Marchal et al. (2007b) [16] ont examiné les corrélations entre le coefficient de « prédation »  $\mu$  estimé pour les chalutiers à perche néerlandais (voir Section 3.3.2) et un certain nombre de variables susceptibles de l'influencer. Les propriétés du comportement de pêche de la flottille néerlandaise ont ainsi été examinées avec une attention particulière au moyen d'analyse de séries temporelles. On montre que si la connaissance des zones à densité élevée augmente l'efficacité des tactiques de pêche dans le court terme, celles-ci sont cependant faiblement corrélées avec les autres variables explicatives étudiées.

Cependant, ce sont sans doute les modèles de choix discrets (RUMs, Random Utility Models) qui ont récemment été le plus souvent employés pour modéliser le comportement de pêche (Holland and Sutinen 1999; Hutton et al. 2004; Pradhan and Leung 2004b ; Vermard et al., 2008 [18], Marchal et al., 2009a [20]). Les RUMs représentent une méthode de modélisation statistique, semblable à une régression multivariée dans laquelle la variable expliquée (choix de la zone de pêche et/ou du métier) ne serait pas continue mais discrète.

Vermard et al. (2008) [18] ont ainsi décrit, évalué et prédit le choix de l'activité de pêche à l'échelle de la marée pour les chalutiers pélagiques du Golfe de Gascogne en utilisant des modèles de choix discrets. Les choix de cette flottille ont été définis par des métiers, qui ont été identifiés par des méthodes statistiques multivariées basées sur les débarquements en valeur. Un RUM a été spécifié incluant les caractéristiques de la marée (le pourcentage de la valeur par unité d'effort des espèces principales capturées de la marée précédente, la valeur totale par unité d'effort la marée précédente et l'inertie pour passer d'un métier à l'autre) comme attributs durant la période 2001-2004. Les résultats de ce RUM montrent des différences significatives dans le comportement suivant le métier réalisé au cours de la marée précédente. Ces résultats ont ensuite été utilisés pour prédire les choix effectués par cette flottille en 2005, année où la pêche à l'anchois (*Engraulis encrasicolus*) a été quasi-totale. Les prévisions ont alors été comparées aux choix réellement observés en 2005 après la fermeture de la pêcherie. Pour les métiers principaux, le modèle a été capable, à l'échelle de la marée, de prédire correctement près de 90% des choix observés durant la période de calibration.

Marchal et al. (2009a) [20] ont étudié le poids relatif des portefeuilles spécifiques de quotas, du profit attendu et des traditions dans le processus de prise de décision des pêcheurs, pour six flottilles néo-zélandaises gérées par des Quotas Individuels Transférables. Plusieurs métiers ont été définis pour ces flottilles, en utilisant deux typologies différentes. Un modèle de choix discrets imbriqué (Random Utility Model) a été utilisé pour modéliser l'allocation de l'effort de pêche en métiers, en utilisant les plans de pêche, le profit attendu et les allocations de pêche passées comme variables explicatives. Nous montrons que les traditions et les plans de pêche, qui semblent largement déterminés par une stratégie annuelle, sont les plus importants déterminants du comportement de pêche dans le cas des flottilles néo-zélandaises étudiées. Le modèle développé dans cette étude est bien calibré par les données disponibles et peut permettre dans la plupart des cas de prévoir raisonnablement quelle sera l'allocation de l'effort de pêche un mois, et parfois un an à l'avance (Figure 8).



**Figure 8.** Senneurs néo-zélandais ciblant le snapper (*Pagrus auratus*). Nombre de marées observé (trait plein, disques bleus), ajusté sur les données de la période 2002-2005 (ligne brisée, disques rouges) et prédit sur l'année 2006 (un mois à l'avance: ligne brisée, cercles verts; une année à l'avance: ligne brisée, cercles noirs). Source : Marchal et al. (2009a) [20].

## 5. Dynamique de F et gestion des pêcheries

### 5.1. Introduction

L'objectif du Chapitre 5 est d'évaluer dans quelle mesure l'amélioration des connaissances sur la dynamique de la mortalité par pêche peut améliorer l'efficacité de la gestion des pêcheries. Mes travaux et encadrements se sont concentrés sur plusieurs pêcheries européennes et néo-zélandaises, pour lesquelles il a été nécessaire de comprendre, analyser, puis simuler, les mécanismes de gestion. La Section 5.1 est ainsi consacrée à une revue comparative des systèmes de gestion des pêches dans l'Union Européenne et en Nouvelle-Zélande. La Section 5.2 est ensuite consacrée à l'impact de la variabilité des puissances de pêche sur les diagnostics halieutiques (évaluation des stocks et estimation des points de référence biologiques), qui constituent le support scientifique essentiel à la gestion des ressources halieutiques. Enfin, la Section 5.3 examine l'impact de la variabilité des puissances de pêche et de la dynamique des flottilles sur l'évaluation, par simulations numériques, de plusieurs stratégies de gestion de pêcheries européennes et néo-zélandaises.

### 5.2. Les systèmes de gestion des pêches de l'UE et de Nouvelle-Zélande

Marchal et al. (2009b) [21] ont comparé les systèmes de gestion des ressources halieutiques actuellement en place en Nouvelle-Zélande et dans l'Union européenne (Tableau 1). La participation des professionnels de la pêche à tous les niveaux du processus de gestion en

Nouvelle-Zélande est généralement plus transparente et mieux établie que dans l'Union européenne. Les deux systèmes, pour lesquels l'approche de précaution est l'un des principes fondateurs, visent à atteindre un juste équilibre entre conservation et utilisation des ressources halieutiques. Les objectifs sociaux sont sans doute plus explicites dans le système de gestion européen. En Nouvelle-Zélande, la biomasse à l'équilibre,  $B_{MSY}$ , est la cible de gestion légale pour tous les stocks soumis à quotas, mais les stratégies de gestion étaient peu explicites jusque 2008. Dans l'Union européenne, il n'y avait ni cible, ni stratégie de gestion jusqu'à 1999. Depuis 1999, plusieurs plans de gestion et de restauration pluriannuels ont été développés, incluant à la fois des cibles et des stratégies de gestion. Les deux systèmes de gestion comprennent des mesures de conservation et de régulation de l'accès aux ressources halieutiques. Les mesures de gestion européennes visent à restreindre les variables d'entrée et de sortie du système pêche, et les rejets sont tolérés. La gestion néo-zélandaise est axée quasi-exclusivement sur les variables de sortie, et les rejets sont interdits. Dans l'Union Européenne, les quotas individuels sont implicites dans plusieurs pays, mais les modes d'allocation varient d'un Etat membre à l'autre. En Nouvelle-Zélande, un système de quotas individuels transférables (QIT) est en place, et une certaine flexibilité dans l'équilibrage captures-quotas est apportée par la possibilité de reporter une partie des captures sur le quota de l'année suivante, et aussi par le paiement d'une taxe, « *deemed value* », appliquée aux débarquements hors-quotas. Si une gestion centrée sur les droits d'accès était introduite dans l'Union Européenne, suivant le modèle néo-zélandais, par exemple, nous suggérons que des règles de concentration soient établies en accord avec les objectifs sociaux de la Politique Commune des Pêches, et aussi que la *deemed value* soit calculée sur la base de résultats scientifiques et économiques.

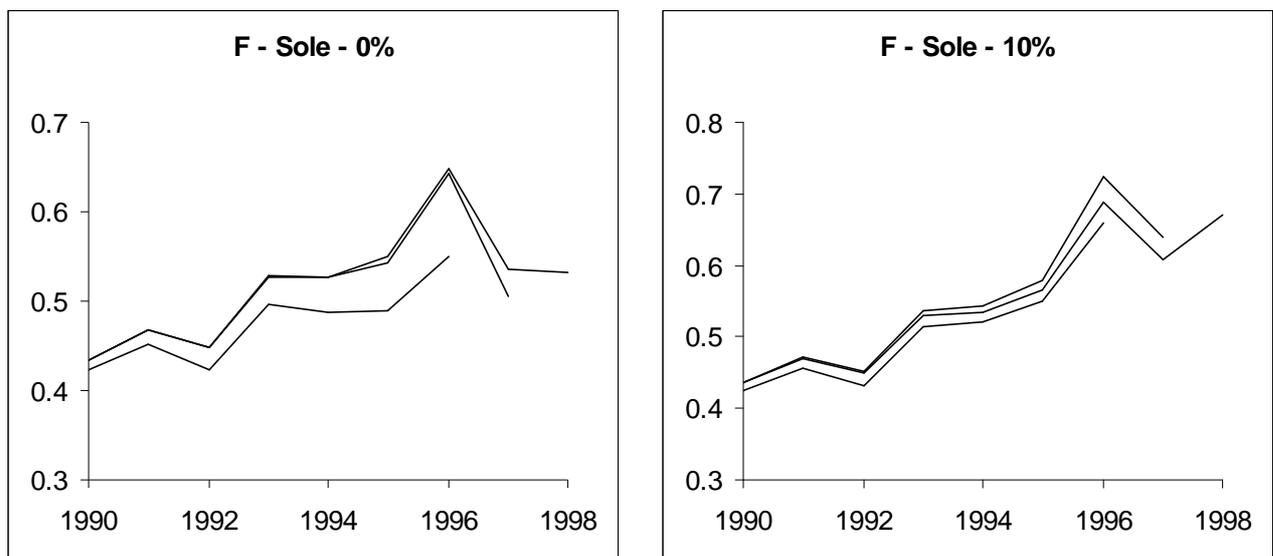
**Tableau 1.** Résumé des similarités et différences principales entre les systèmes de gestion des pêches européen et néo-zélandais. Source : adapté et mis à jour sur la base de Marchal et al. (2009b) [21].

		EU	New Zealand
Processes	Science	<ul style="list-style-type: none"> <li>• advisory process well established (ICES)</li> <li>• strong quality control (ICES)</li> <li>• standardized outputs (ICES)</li> <li>• moderate involvement of stakeholders (RACs)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• advisory process well established</li> <li>• fair quality control</li> <li>• poorly standardized outputs</li> <li>• broad involvement of stakeholders</li> </ul>
	Operational policy	<ul style="list-style-type: none"> <li>• requirement for annual TAC setting</li> <li>• costs of fisheries management and research recovered by tax payers</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• no requirement for annual TAC setting</li> <li>• costs of fisheries management and research mainly recovered by quota holders</li> </ul>
	Decision-making	<ul style="list-style-type: none"> <li>• several Fisheries Ministers</li> <li>• untransparent decisions</li> <li>• lobbying from stakeholders</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• one Fisheries Minister</li> <li>• documented decisions</li> <li>• formalized stakeholders' submissions</li> </ul>
Objectives		<ul style="list-style-type: none"> <li>• explicit social objectives</li> <li>• no legal target except in management plans</li> <li>• generally risk-averse</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• limited social objectives</li> <li>• <math>B_{MSY}</math> is the legal target for all QMS stocks</li> <li>• generally profit-maximising</li> </ul>
Strategies		<ul style="list-style-type: none"> <li>• none until 1999. HCR provided through EU or multi-annual recovery/management plans</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• HCR for all stocks since 2008</li> </ul>
Measures	Conservation	<ul style="list-style-type: none"> <li>• TAC</li> <li>• input-based (technical measures, effort limits)</li> <li>• discarding tolerated</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• TAC</li> <li>• no input-based conservation measures</li> <li>• discarding banned</li> </ul>
	Access regulation	<ul style="list-style-type: none"> <li>• no consistent pattern across member states for allocating TAC. IQ implicit in several countries</li> <li>• public subsidies (decommissioning schemes)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ITQ system implement for all QMS stocks</li> <li>• no public subsidies</li> </ul>

### 5.3. Variabilité des puissances de pêche et diagnostics halieutiques

Une hypothèse-clé sous-jacente à de nombreux modèles utilisés pour l'évaluation des stocks exploités est l'invariance de la capturabilité au cours du temps. Marchal et al. (2003) [12] ont examiné dans quelle mesure l'incorporation d'informations sur les variations annuelles de

capturabilité peut contribuer à améliorer la précision des évaluations de stocks dérivées de la XSA, eXtended Survivors Analysis (Shepherd, 1999), lorsque celles-ci sont calibrées par des CPUE commerciales. Marchal et al. (2003) [12] ont modélisé les variations du coefficient de capturabilité par un taux d'accroissement annuel constant des puissances de pêche. Les flottilles de calibration, qui sont sujettes à des modifications de puissance de pêche, ont été identifiées au moyen de la méthode « Hybride » développée par Pope and Shepherd (1985). Plusieurs tendances annuelles du coefficient de capturabilité, incluant les valeurs estimées à partir de la méthode « Hybride », ont été implémentées pour standardiser l'effort de pêche de quelques unes des flottilles de calibration utilisées pour évaluer les stocks de morue (*Gadus morhua*), lieu noir (*Pollacchius virens*), plie (*Pleuronectes platessa*) et sole (*Solea solea*) de mer du Nord. Les performances des évaluations utilisant respectivement les efforts de pêche standardisés ou non ont été comparées en utilisant des critères basés sur la précision des capturabilités estimées, la stationnarité des résidus de Log-capturabilité et les patterns rétrospectifs des estimations de mortalité par pêche, biomasse féconde et recrutement. La précision des évaluations des stocks de morue, plie et sole de mer du Nord est améliorée en prenant en compte le développement de la puissance de pêche de certaines des flottilles de calibration (Figure 9). Aucune tendance significative n'a pu être détectée dans la capturabilité des flottilles de calibration utilisées pour évaluer le stock de lieu noir de mer du Nord. Par contraste avec les résultats de l'évaluation traditionnelle utilisant des efforts de pêche non ajustés, l'évaluation intégrant le développement des puissances de pêche dans le calcul des CPUE des flottilles de calibration indique que la biomasse féconde de morue n'a pas augmenté entre 1997 et 1998, tandis que la mortalité par pêche de la sole a augmenté au même moment.



**Figure 9.** Patterns rétrospectifs associés à la mortalité par pêche moyenne du stock de sole de mer du Nord, (panneau de gauche) sans ajustement de l'effort de pêche des flottilles de calibration, (panneau de droite) en ajustant l'effort de pêche des chalutiers à perche néerlandais en intégrant une augmentation de puissance de pêche de 10% par an. Source : Marchal et al. (2003) [12].

Ulrich and Marchal (2002) [10] ont examiné la sensibilité de plusieurs points de référence biologiques ( $F_{max}$ ,  $F_{0.1}$ ,  $F_{35\%B_0}$ ,  $F_{MSY}$ ), à la variabilité et à l'incertitude des paramètres d'entrée de la XSA, et aux changements de pattern d'exploitation. Ces changements de pattern d'exploitation proviennent de l'intégration des tendances annuelles de la capturabilité de flottilles utilisées pour calibrer la XSA, et estimées au moyen de la méthode « Hybride ». En

utilisant un échantillonnage non paramétrique et des simulations de Monte Carlo, Ulrich and Marchal (2002) [10] ont évalué si les changements de pattern d'exploitation affectent substantiellement la valeur moyenne et la distribution des estimateurs des points de référence biologiques, pour différents niveaux de variation autour des paramètres d'entrée de la XSA. Cette méthode est appliquée aux stocks de morue, plie et sole de mer du Nord. Ulrich and Marchal (2002) [10] ont montré que l'intégration des tendances annuelles de capturabilité modifie généralement peu la valeur moyenne des points de référence biologiques examinés.

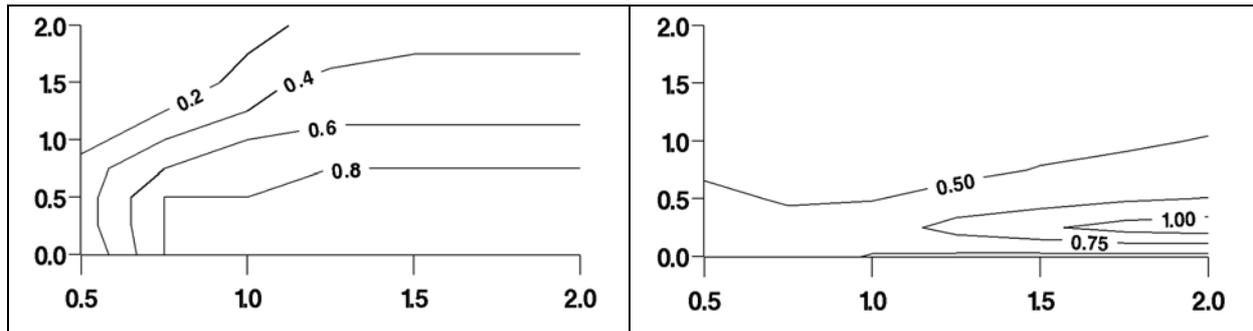
#### 5.4. Dynamique de la mortalité par pêche et évaluation de stratégies de gestion

Les études résumées ci-dessous ont évalué l'impact de différentes composantes de la mortalité par pêche (variations de la puissance de pêche, dynamique des flottilles) sur les performances de différentes stratégies de gestion. Ainsi, Ulrich et al. (2002) [11] ont évalué l'impact de différentes hypothèses de variations de puissance de pêche sur des stratégies de gestion typiquement appliquées aux flottilles européennes, i.e. centrées sur les TACs (Total Allowable Catches) et/ou les TAEs (Total Allowable fishing Effort). Marchal et al. (2009c) [22] et Marchal et al. (*Submitted*) [24] ont quant à eux évalué des scénarios de gestion traditionnellement appliqués aux flottilles néo-zélandaises, i.e. centrées sur les TACs, les QITs (Quotas Individuels transférables) et les incitations économiques (deemed value), en prenant en compte différents modèles de dynamique des flottilles.

Les quotas d'effort par unité de pêche (TAE) sont souvent considérés comme une alternative prometteuse aux quotas de captures par espèce (TAC) traditionnellement employés en gestion des pêches. Mais la mise en place de TAE requiert au préalable de pouvoir convertir l'effort nominal en taux de mortalité par pêche, c'est-à-dire de développer un modèle mathématique adéquat de la dynamique de la capturabilité. Ulrich et al. (2002) [11] supposent que la capturabilité croît du fait de la dérive des puissances de pêche, issue d'un accroissement régulier de l'investissement et de la technologie. On compare alors, par un modèle de simulation stochastique et dynamique, les avantages et inconvénients relatifs des TACs et TAEs, d'un point de vue à la fois biologique et économique. Le modèle est appliqué aux flottilles exploitant la sole et la plie en Mer du Nord. Les objectifs de gestion sont calqués sur l'Approche de Précaution et les règles de captures du Conseil International pour l'Exploration de la Mer (CIEM). Les pêcheurs sont supposés fixer leur activité au niveau le plus (TAE) ou le moins (TAC) conservateur. Globalement, les résultats sont plus sensibles au modèle de capturabilité dans le cas des quotas d'effort, surtout à moyen et long terme. Cependant, la variabilité de la capturabilité a plus d'impact sur le niveau des stocks que sur la rentabilité de la pêcherie.

Marchal et al. (2009c) [22] ont évalué, au moyen d'une approche de modélisation bio-économique s'appuyant sur la plate-forme de simulation ISIS-Fish, l'impact relatif du total admissible de captures commerciales (TACC) et de taxes appliquées aux débarquements « hors quota » (deemed value), sur la conservation d'une sélection d'espèces exploitées par la pêcherie de hoki (*Macruronus novaezelandiae*) néo-zélandaise. Marchal et al. (2009c) [22] ont examiné certains aspects de la pêcherie mixte de hoki, représentée par quatre flottilles et dix-neuf métiers, en considérant les interactions techniques entre le hoki et le merlu austral (*Merluccius australis*). La dynamique de l'allocation de l'effort de pêche a été modélisée en utilisant un modèle de gravité, dans lequel la valeur par unité d'effort (VPUE) représente le coefficient d'attractivité. On a défini plusieurs scénarios de gestion, basés sur différents niveaux de TACC, de limitation d'effort de pêche et de taxe au débarquement hors-quota (deemed value). L'impact de ces stratégies sur la biomasse féconde et les captures a été

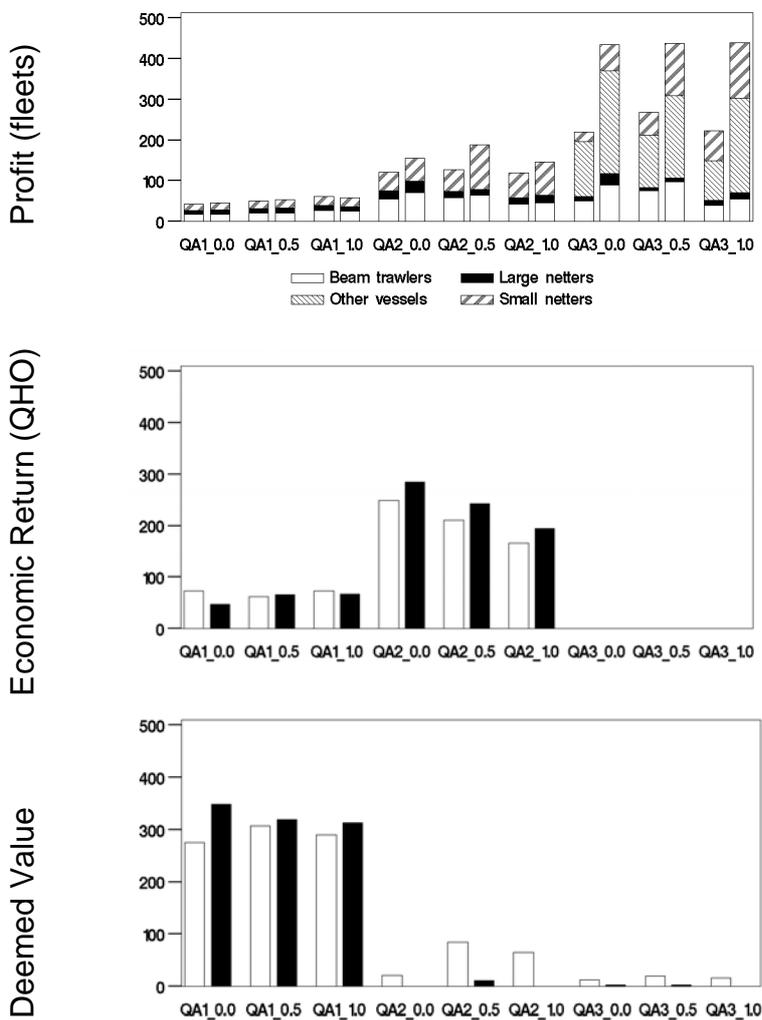
étudié. Les résultats confirment que la deemed value, combinée avec les TACC, peut être un outil de gestion efficace. Il serait possible, en augmentant la taxe sur le hoki, de limiter dans une certaine mesure la réduction du TACC de hoki requise pour exploiter durablement le stock occidental de cette espèce (Figure 10). En limitant la pêche de hoki, on contraint également l'exploitation du merlu austral sur le plateau de Chatham et sur la côte occidentale de l'île du Sud mais cela conduit à un ciblage accru de cette espèce dans la zone sub-antarctique. Les coûts relatifs de location/achat de quota ou de paiement de la deemed value sont plus contraignant lorsque le TACC de hoki est relativement bas et lorsque la deemed value appliquée au hoki dépasse 1,5 fois la valeur actuelle (Figure 10).



**Figure 10.** Variations de (panneau de gauche) la fréquence de SSB du stock occidental de hoki excédant  $B_{MSY}$ , (panneau de droite) ratio entre le coût de paiement de quota et/ou de deemed value et la valeur totale des débarquements. Ces indicateurs sont calculés sur 10 ans, et sont représentés en fonction de changements intervenus dans la deemed value (axe des X) et le TAC (axe des Y). Les valeurs de deemed value et de TAC sont des multiplicateurs de la valeur actuelle (qui vaut donc 1 sur ces figures). Source : Marchal et al. (2009c) [22].

L'objectif de Marchal et al. (*Submitted*) [24] est d'appliquer un certain nombre de stratégies de gestion basées sur le modèle néo-zélandais aux pêcheries mixtes de poissons plats de la Manche, et d'en évaluer les mérites respectifs. Ces stratégies de gestion s'appuient sur les TACs, la deemed value, mais aussi différents régimes de quotas de capture individuels (transférables ou non, appartenant ou non aux pêcheurs). Une importance toute particulière est également accordée à l'impact de plusieurs mécanismes de dynamique des flottilles (purement traditionnel, axé exclusivement sur la performance économique, intermédiaire) sur les résultats de ces différentes stratégies de gestion. Tout comme dans Marchal et al. (2009c) [22], la plate-forme de simulation ISIS-Fish a été utilisée pour modéliser le système halieutique évalué. Les résultats de cette étude indiquent que la performance des stratégies d'allocation de quotas de capture est sensible au modèle de dynamique des flottilles, particulièrement quand les transferts de quotas sont autorisés (Figure 11). Lorsque le comportement des pêcheurs est à la fois déterminé par leurs habitudes et le profit attendu, la mise en place du transfert des quotas conduit à une augmentation générale de la profitabilité du système pêche, qui bénéficierait plus particulièrement aux petits fileyeurs et, dans une moindre mesure, aux chalutiers à perche. Lorsque les quotas appartiennent aux pêcheurs, la flottille la moins performante (en terme de résultat économique) arrête de pêcher, mais réalise un profit important en louant du quota aux autres flottilles (petits et grands fileyeurs, chalutiers à perche). Lorsque le quota appartient à des organisations (QHO) et non aux pêcheurs, la meilleure performance économique est atteinte lorsque le comportement de pêche est purement traditionnel. En revanche, le profit des petits fileyeurs est le plus élevé lorsque le comportement de pêche est presque exclusivement déterminé par le résultat économique attendu. Alors que les échanges de quotas n'affectent pas le stock principal ciblé par ces flottilles (sole de Manche Est), il peut cependant avoir des effets indésirables sur d'autres

espèces, pour lesquelles la deemed value ne dissuade pas suffisamment les débarquements hors-quota.



**Figure 11.** Projections, (haut) du profit annuel (en millions €) par flottille, (milieu) de la rente annuelle pour les organisations possédant du quota (QHO), (bas) du paiement annuel de la deemed value; moyennés dans le court terme sur la période 2009-2013 (barre de gauche pour chaque paire) et dans le long terme sur 2014-2019 (barre de droite pour chaque paire). Chaque paire de barres représente une combinaison d'un scénario d'allocation de quotas (QA1 : quotas individuels appartenant aux QHOs et ne pouvant pas être échangés ; QA2 : quotas individuels appartenant aux QHOs et pouvant être échangés ; QA3 : quotas individuels appartenant aux pêcheurs et pouvant être échangés) et d'un scénario de dynamique des flottilles (traditionnel :  $\alpha=0.0$  ; entièrement déterminé par le profit attendu :  $\alpha=1.0$  ; intermédiaire :  $\alpha=0.5$ ). *Source : Marchal et al. (Submitted) [24].*

## 6. Conclusions et perspectives

Au cours des 20 dernières années, des travaux importants ont été réalisés autour de la définition des unités de pêche (flottilles et métiers), de l'amélioration de la relation entre effort et mortalité par pêche, et de l'analyse des mécanismes déterminant la dynamique des

flottes. Ces processus sont un complément indispensable à l'évaluation des stocks et des écosystèmes, et doivent être intégrés dans les avis scientifiques produits à l'attention des preneurs de décision. L'Union Européenne a fortement stimulé les développements scientifiques autour de la dynamique de la mortalité par pêche en finançant plusieurs appels à projets dans le cadre des programme-cadre de recherche (FP - Framework Programmes). Les projets FER, TECTAC, CAFE, AFRAME et TRANZEF (Annexe A.2) que j'ai coordonnés ou auxquels j'ai simplement contribué, et sur lesquels s'appuient l'essentiel des travaux présentés dans les Chapitres précédents, ont ainsi été financés dans le cadre de ces programme-cadre (FP4, FP5 et FP6).

Cet intérêt pour les études sur la dynamique de F est peut-être lié au fait que, plus que dans d'autres pays dans le monde, l'UE s'est très tôt (dès la mise en place de la première Politique Commune des Pêches en 1983) engagée dans une politique de limitation administrative à grande échelle de l'effort de pêche, en complément de la gestion plus traditionnelle par TACs. Cette politique de régulation de l'effort de pêche s'est tout d'abord traduite par plusieurs Plans Opérationnels Pluri-annuels (POPs) sur la période 1983-2004, qui visaient à réduire les capacités physiques de capture (i.e. nombre, puissance de pêche et/ou tonnage) des flottes européennes. Puis, dès la mise en place de la seconde PCP en 2002, des limites ont été imposées directement au nombre de jours de mer, notamment dans le cadre du plan de restauration du cabillaud de mer du Nord.

La nouvelle (troisième) Politique Commune des Pêches, dont les grandes lignes directrices sont à l'heure actuelle en cours d'ajustement, proposera de multiples challenges à la communauté scientifique. Parmi les défis concernant plus particulièrement les scientifiques du F, je vois l'accompagnement de la mise en place, (1) de nouvelles stratégies de gestion conventionnelle (objectifs dérivés du concept du MSY, droits à produire individuels, interdiction des rejets en mer) et, (2) de l'intégration de la nouvelle PCP dans une approche écosystémique des usages de la mer. La manière dont les scientifiques du F pourraient s'impliquer dans ces différents thématiques est discutée ci-dessous.

En signant le Traité de Johannesburg sur le développement durable en 2002, l'Union Européenne s'est notamment engagée à « *Maintenir ou restaurer les stocks à des niveaux permettant de produire le rendement maximal durable, le but étant d'atteindre d'urgence cet objectif pour les stocks réduits, et là où c'est possible, pas plus tard qu'en 2015* ». Si l'on considère le MSY (ou RMD) dans son acception mono-spécifique classique, à savoir le niveau de captures à long terme maximal pouvant être atteint par un stock donné (de biomasse  $B_{MSY}$ ) exploité à un niveau de mortalité de pêche constant ( $F_{MSY}$ ), les TACs calculés sur cette base ne prendront pas en compte les interactions biologiques et technologiques entre des stocks exploités par une même pêcherie. Pour une pêcherie mixte, cette situation peut générer une incompatibilité entre les TACs relatifs à chaque espèce et la composition spécifique annuelle des captures. Cette incompatibilité peut conduire les pêcheurs de l'UE à rejeter en mer du poisson pour lequel leur quota est atteint tout en continuant à pêcher un stock pour lequel ils en disposent toujours d'une provision suffisante. Plusieurs solutions peuvent être (ou ont déjà été) envisagées pour réduire cette incompatibilité.

Une première solution consisterait à définir les points de référence dérivés du MSY non pas sur une base mono-spécifique, mais sur une base pluri-spécifique. L'Union Européenne a ainsi publié récemment un nouvel appel à projet dans le 7<sup>ème</sup> programme cadre, incitant les halieutes, économistes et sociologues des pêches à identifier et examiner des variantes du MSY (et des points de référence dérivés) dans un cadre écosystémique, et d'évaluer des scénarios de gestion centrés sur ces nouveaux points de référence. Parmi les pistes envisagées, je citerai, en élargissant progressivement le périmètre de l'écosystème considéré, le

Multispecies Maximum Sustainable Yield (MMSY), le Maximum Ecosystem Sustainable Yield (MESY), le Maximum Economic Yield (MEY) et le Maximum Social Yield (MSOY). Si le MMSY, le MESY et le MSOY sont encore essentiellement au stade conceptuel, le MEY est déjà une cible de gestion pour la plupart des stocks Australiens. Un des défis de cette approche, qui mettra à contribution la science du F, sera d'identifier les flottilles et métiers, puis de quantifier la (les) combinaison(s) optimale(s) d'effort de pêche alloué(s) à chacune de ces unités, qui permettra d'atteindre les niveaux de capture ciblés.

Une seconde approche consisterait à définir le MSY sur une base mono-spécifique (i.e. selon l'approche traditionnelle) mais d'intégrer les interactions (biologiques et/ou techniques) entre stocks dans les options de capture sur la base desquelles les TACs sont établis. La communauté scientifique, et le CIEM en particulier, a ainsi depuis plusieurs années étudié comment intégrer de manière quantitative les interactions techniques dans les avis rendus sur les stocks soumis à quota (ICES, 2003). L'idée directrice de cette réflexion est que les options de capture proposées pour un stock donné (e.g. aiglefin de mer du Nord) dépendent des options de capture préconisées pour d'autres stocks capturés dans la même pêcherie mixte (e.g. morue de mer du Nord). Cette approche a été favorisée par les travaux scientifiques autour de la définition des flottilles et des métiers (Chapitre 2) et le développement de modèles permettant l'intégration des interactions techniques dans la prévision dynamique des biomasses exploitées (Laurec et al. 1991; ICES 2003; Vinther et al. 2004 ; Chapitre 5).

Une troisième approche, enfin, consisterait à définir à la fois le MSY, et le TAC qui en est dérivé, sur une base mono-spécifique, mais dans un contexte de QIT. En effet, outre l'apport d'une plus grande efficacité économique, la gestion individuelle et le transfert des quotas permet en principe d'inciter les pêcheurs à ajuster par eux-même (et non selon une procédure administrative) le portefeuille de quotas dont ils ont la charge à la composition spécifique des captures réalisées (Sanchirico et al., 2006). Cependant, les retours d'expérience de pays où les QIT ont été mis en place suggère que si les QITs réduisent le déséquilibre entre captures et quotas, ils ne le résolvent pas totalement. Ceci explique que des mécanismes correctifs supplémentaires aient été mis en place dans certains pays pour éviter les rejets d'espèces dont le quota est dépassé (e.g. deemed value en Nouvelle Zélande, décompte des rejets sur le quota individuel en présence d'observateurs en Colombie Britannique).

Les problématiques des objectifs de gestion basés sur le MSY, des droits à produire, et de l'interdiction des rejets en mer sont indissociables. Un rôle important de la science du F consistera à analyser la dynamique des agents confrontés simultanément à ces nouveaux modes de gestion qui sont actuellement discutés dans le cadre de l'implémentation prochaine de la nouvelle PCP, puis à intégrer ces dynamiques dans des modèles de simulation intégrés.

La nouvelle Stratégie Maritime Européenne, cependant, requiert non seulement une refonte de la gestion conventionnelle des pêcheries, mais également une approche multi-sectorielle et partenariale de l'ensemble des activités anthropiques s'exerçant dans le domaine maritime (e.g., exploitation des ressources vivantes et minérales, transport maritime, production d'énergie, dans un contexte de changement environnemental), afin de répondre aux enjeux écologiques et socio-économiques liés à son utilisation (stocks halieutiques en déclin, habitats dégradés, pertes d'emplois dans le secteur de la pêche, conflits d'usage). Ce changement de paradigme paraît indispensable compte-tenu de la complexité des interactions et de la pluridisciplinarité nécessaire pour la recherche de solutions durables (Livre Bleu du Grenelle de la Mer).

Dès lors, la science du F devra s'appliquer non seulement aux espèces commerciales mais également aux autres compartiments des écosystèmes impactés par la pêche (e.g. habitats benthiques, oiseaux et mammifères marins), et elle devra en outre prendre en considération les autres activités anthropiques s'exerçant sur le domaine maritime.

C'est dans ce contexte que j'ai récemment contribué au (ou coordonné le) montage de deux projets de recherche, déposés dans le cadre des derniers appels à projets du FP7 et de l'ANR-SYSTERRA respectivement: VECTORS (financement accepté, démarrage en 2011) et CHANGEMAN (en cours d'évaluation). Ces projets apporteront une contribution essentielle à la Stratégie Maritime Européenne, en développant des actions de recherche multi-disciplinaires et multi-sectorielles, qui permettront d'anticiper les effets futurs des activités anthropiques sur un certain nombre d'écosystèmes dont celui de la Manche. Un des aspects de ces projets, qui mettra directement à contribution la science du F, sera la modélisation du comportement des flottilles en prenant en compte, non seulement les facteurs externes mono-sectoriels présentés dans le Chapitre 4 (i.e. profit attendu, traditions et mesures de gestion), mais également la compétition spatiale avec d'autres usages du domaine maritime (e.g. extractions de sables et de granulats, transport maritime).

L'accompagnement des futures politiques maritimes européennes testera la capacité d'adaptation méthodologique de la science du F. Ainsi, alors que les modèles socle utilisés par les biologistes et les écologistes des pêches s'appuient dans une très large mesure sur des méthodes conceptuelles généralement bien acceptées (e.g. VPA, MSVPA, ECOPATH, ECOSIM), les modèles utilisés pour décrire les processus inhérents à la dynamique de la mortalité par pêche sont essentiellement des modèles statistiques (e.g. GLM, GAM, RUM), dont le domaine d'application est souvent restreint au périmètre des données sur lesquelles ils ont été calibrés. Clairement, de tels modèles ne sont sans doute pas les mieux adaptés pour prévoir l'impact de scénarios nouveaux tels que les nouvelles mesures de gestion qui seront mises en place dans le cadre des futures politiques maritimes européennes. Il me semble donc qu'un défi méthodologique important auquel devra répondre la future science du F sera de développer des modèles conceptuels (e.g. Individual Based Modelling) et de les intégrer dans des modèles écosystémiques déjà existant. A ce titre les développements récents entrepris autour de la plateforme de simulation holistique et multi-sectorielle ATLANTIS (Fulton et al., 2007), pourraient être un des exemples à suivre.

## 7. Bibliographie

- Abernethy, K.E., Allison, E.H., Molloy, P.P., and Côté, I.M., 2007.** Why do fishers fish where they fish? Using the ideal free distribution to understand the behaviour of artisanal reef fishers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 64, 1595-1604.
- Abrahams, M.V., and Healey, M.C., 1990.** Variation in the competitive abilities of fishermen and its influence on the spatial distribution of the British Columbia Troll Fleet. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47, 1116-1121.
- Anonymous, 2004.** New Zealand Ministry of fisheries WAREHOU database documentation, catch and effort base views and fields, version 6.0. 42 pp.
- Arnason, R., 1993.** The Icelandic individual transferable quota system: a descriptive account. *Marine Resource Economics*, 8, 201-218.
- Atkinson, R.P.D., Rhodes, C.J., Macdonald, D.W., and Anderson, R.M., 2002.** Scalefree dynamics in the movement patterns of jackals. *Oikos*, 98, 134-140.
- Atran, S.M., and Loesch, J.G., 1995.** An analysis of weekly fluctuations in catchability coefficients. *Fishery Bulletin*, 93, 562-567.
- Austin, D., Bowen, W.D., and McMillan, J.I., 2004.** Intraspecific variation in movement patterns: modeling individual behaviour in a large marine predator. *Oikos*, 105, 15-30.

- Babcock, E.A., and Pikitch, E.K., 1999.** A dynamic programming model of fishing strategy choice in a multispecies trawl fishery with trip limits. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 57, 357-370.
- Baranov, F.-I., 1918.** On the questions of the biological basis of fisheries. *Nauchnyi Issled Ikhtiol. Inst., Izv.*, 1 (1), 81-122.
- Beecham, J.A., 2001.** Towards a cognitive niche: divergent foraging strategies resulting from limited cognitive ability of foraging herbivores in a spatially complex environment. *Biosystems*, 61, 55–68.
- Bertrand, S.L., 2005.** Analyse comparée des dynamiques spatiales des poissons et des pêcheurs : mouvements et distributions dans la pêcherie d’anchois (*Engraulis ringens*) au Pérou. Thèse de doctorat, Agrocampus Rennes, 2005-26/H-64, 193 pp.
- Bertrand, S., Burgos, J.M., Gerlotto, F., and Atiquipa, J., 2005.** Levy trajectories of Peruvian purse-seiners as an indicator of the spatial distribution of anchovy (*Engraulis ringens*). *ICES Journal of Marine Science*, 62, 477–482.
- Beverton, R.J.H., and Holt, S.J., 1957.** On the dynamics of exploited fish populations. U.K. Ministry of Agriculture Fish and Fisheries Investigations, London, (Ser. 2) 19, 533 p.
- Biseau, A., 1998.** Definition of a directed fishing effort in a mixed-species trawl fishery, and its impact on stock assessment. *Aquatic Living Resources*, 11, 119–136.
- Biseau, A., and Gondeaux, E., 1988.** Apport des méthodes d’ordination en typologie des flottilles. *Journal du Conseil International pour l’Exploration de la Mer*, 44, 286–296.
- Bovet, P., and Benhamou, S., 1988.** Spatial analysis of animals’ movements using a correlated random walk model. *Journal of Theoretical Biology*, 131, 419–433.
- Bowne, D.R., White, H.R., 2004.** Searching strategy of the painted turtle *Chrysemys picta* across spatial scales. *Animal Behavior*, 68, 1401–1409.
- Boyce, J.R., 1996.** An economic analysis of the fisheries bycatch problem. *Journal of Environmental Economics and Management*, 31, 314-336.
- Branch, T.A., Hilborn, R., Haynie, A.C., Fay, G., Flynn, L., Griffiths, J., Marshall, K.N., Randall, J.K., Scheuerell, J.M., Ward, E.J., and Young, M., 2006.** Fleet dynamics and fishermen behavior: lessons for fisheries managers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63, 1647-1668.
- Byrne, C.J., Azarovitz, T.R., and Sissenwine, M.P., 1981.** Factors affecting variability of research trawl surveys. *Canadian Special Publication in Aquatic Sciences*, 58, 238-273.
- Chifamba, P.C., 1995.** Factors affecting the fishing power of sardine fishing vessels and implications for the management of the fisheries on Lake Kariba, Zimbabwe. *Fisheries Management and Ecology*, 2, 309-319.
- Christensen, A.-S., and Raakjer, J., 2006.** Fishermen’s tactical and strategic decisions. A case study of Danish demersal fisheries. *Fisheries Research*, 81, 258–267.
- Collins, A., Pascoe, S., and Whitmarsh, D., 2003.** Pollution externalities and fisheries: insights from a spatially-explicit bioeconomic model. *Marine Resource Economics*, 18, 313-328.
- Cook, R.M., and Armstrong, D.W., 1985.** Changes in catchability of cod, haddock, and whiting associated with the Scottish seine-net fishery. *Journal du Conseil International pour l’Exploration de la Mer*, 42, 171-178.
- Deriso, R.B., Quinn II, T.J., and Neal, P.R., 1985.** Catch-age analysis with auxiliary information. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42, 815-824.
- Dorn, M.W., 2001.** Fishing behavior of factory trawlers: a hierarchical model of information processing and decision-making. *ICES Journal of Marine Science*, 58, 238-252.
- Dupont, D.P., 2000.** Individual transferable quota and efficient restructuring of the primary harvesting sector. *Annals of Operations Research*, 94, 275-294

- EC, 2005.** Commission Staff Working Paper: Report of the Ad Hoc Meeting of Independent Experts on Fleet-Fishery based Sampling, Nantes (France), 23–27 May 2005. 34 pp.
- EC, 2006.** Commission Staff Working Paper: Report of the Ad Hoc Meeting of Independent Experts on Fleet-Fishery based Sampling, Nantes (France), 12–16 June 2006. 98 pp.
- Fournier, D., and Archibald, C.P., 1982.** A general theory for analyzing catch at age data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 39, 1195-1207.
- Fulton, E.A., Smith, A.D.M., Smith, D.C., 2007.** Alternative Management Strategies for Southeast Australian Commonwealth Fisheries: Stage 2: Quantitative Management Strategy Evaluation. Australian Fisheries Management Authority Report. [ftp://marine.csiro.au/pub/fulton/AMS\\_Final\\_Report\\_v6.pdf](ftp://marine.csiro.au/pub/fulton/AMS_Final_Report_v6.pdf)
- Gascuel, D., Fonteneau, A., and Foucher, E., 1993.** Analyse de l'évolution des puissances de pêche par l'analyse des cohortes : application aux senneurs exploitant l'albacore (*Thunnus albacares*) dans l'Atlantique est. *Aquatic Living Resources*, 6, 15-30.
- Gavaris, S., 1980.** Use of a multiplicative model to estimate catch rate and effort from commercial data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, 272–2275.
- Gezelius, S.S., 2002.** Do norms count? State regulation and compliance in a Norwegian fishing community. *Acta Sociologica*, 45, 305-314.
- Gillis, D.M., 2003.** Ideal free distributions in fleet dynamics: a behavioral perspective on vessel movement in fisheries analysis. *Canadian Journal of Zoology*, 81, 177-187.
- Gillis, D.M., Peterman, R.M., 1998.** Implications of interference among fishing vessels and the ideal free distribution to the interpretation of CPUE. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55, 37–46.
- Gillis, D.M., Peterman, R.M., and Tyler, A.V., 1993.** Movement dynamics in a fishery: application of the ideal free distribution to spatial allocation of fishing effort. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50, 323-333.
- Gillis, D.M., Peterman, R.M., and Pikitch, E.K., 1995.** Implications of trip regulations for high-grading: a model of the behavior of fishermen. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52, 402-415.
- Gordon, H.S., 1953.** An economic approach to the optimum utilization of fisheries resources. *Journal of Fisheries Research Board of Canada*, 10, 442-457.
- Gordon, H.S., 1954.** The economic theory of a common-property resource: the fishery. *Journal of Political Economy*, 62, 124-142.
- Graham, M., 1939.** The sigmoid curve and the over-fishing problem. *Conseil International pour l'Exploration de la Mer, Rapports et Procès-Verbaux*, 110, 15-20.
- Gulland, J.A., 1956.** On the fishing effort in English demersal fisheries. *Fishery Investigations Series 2*, 20, 41 p.
- Hatcher, A., Jaffry, S., Thébaud, O., and Bennett, E., 2000.** Normative and social influences affecting compliance with fishery regulations. *Land Economics*, 76, 448-461.
- Helser, T.E., and Hayes, D.B., 1994.** Providing quantitative management advice from stock abundance indices based on research surveys. *Fishery Bulletin*, 93, 290-298.
- Hilborn, R., 1985.** Fleet dynamics and individual variation: why some people catch more fish than others. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42, 2-13.
- Hilborn, R., and Ledbetter, M., 1979.** Analysis of the British Columbia salmon purse-seine fleet: dynamics of movement. *Journal of Fisheries Research Board of Canada*, 36, 384-391.
- Hilborn, R., and Ledbetter, M., 1985.** Determinants of catching power in the British Columbia salmon purse seine fleet. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40, 968–982.

- Holland, D., and Sutinen, J.G., 1999.** An empirical model of fleet dynamics in New England trawl fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56, 253-264.
- Holley, J-F., and Marchal, P., 2004.** Fishing strategy development under changing conditions: examples from the French offshore fleet fishing in the North Atlantic. *ICES Journal of Marine Science*, 61, 1410-1431.
- Holst, R., Wileman, D., and Madsen, N. 2002.** The effect of twine thickness on the size selectivity and fishing power of Baltic cod gill nets. *Fisheries Research*, 56, 303-312.
- Houghton, R., 1977.** The fishing power of trawlers in the western English Channel between 1965 and 1968. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 37, 130-136.
- Hovgaard, H., 1996.** Effect of twine diameter on fishing power of experimental gill nets used in Greenland waters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53, 1017-1017.
- Hutton, T., Mardle, S., Pascoe, S., and Clark, R.A., 2004.** Modelling fishing location choice within mixed fisheries: English North Sea beam trawlers in 2000 and 2001. *ICES Journal of Marine Science*, 61, 1443-1452.
- ICES, 2003.** Report of the study group on the development of fishery-based forecasts, ICES CM 2003/ACFM:08.
- Jensen, F., and Vestergaard, N., 2002.** Moral Hazard Problems in Fisheries Regulation: The Case of Illegal Landings and Discard. *Resource and Energy Economics*, 24, 281-299.
- Kimura, D.K., 1981.** Standardized measures of relative abundance based on modelling log(c.p.u.e.), and their application to Pacific ocean perch (*Sebastes alutus*). *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 39, 211-218.
- Kirkley, J., Morrison, P.C.J., Cunningham, S., and Catanzano, J., 2004.** Embodied and disembodied technical change in fisheries: an analysis of the Sète trawl fishery, 1985-1999. *Environmental and Resource Economics*, 29, 191-217.
- Kirkley, J., Squires, D., and Strand, I.E., 1998.** Characterizing managerial skill and technical efficiency in a fishery. *Journal of Productivity Analysis*, 9, 145-160.
- Large, P.A., 1992.** Use of a multiplicative model to estimate abundance from commercial CPUE data. *ICES Journal of Marine Science*, 49, 253-261.
- Laurec, A., 1977.** Analyse et estimation des puissances de pêche. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 37, 173-185.
- Laurec, A., Biseau, A., and Charuau, A., 1991.** Modelling technical interactions. *ICES Marine Science Symposia*, 193, 225-236.
- Léwy, P., and Vinther, M., 1994.** Identification of Danish North Sea trawl fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 51, 263-272.
- Maarell, A., Ball, J.P., and Hofgaard, A., 2002.** Foraging and movement paths of female reindeer: insights from fractal analysis, correlated random walks, and Levy flights. *Canadian Journal of Zoology*, 80, 854-865.
- Mahévas, S., Sandon, Y., and Biseau, A. 2004.** Quantification of annual variations in fishing power and explanation of differences in efficiency by technical characteristics: an application to the bottom-trawlers of South-Brittany targeting anglerfish from 1983 to 1998. *ICES Journal of Marine Science*, 61, 71-83.
- Marchal, P., 1997.** Managing growth overfishing with multiannual compromise strategies. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54, 2255-2276.
- Marchal, P., Nielsen J.R., Hovgaard H. and Lassen, H., 2001.** Time changes in Fishing Power in Baltic Sea Cod Fisheries. *ICES Journal of marine Science*, 58, 298-310.

- Marchal, P., Ulrich, C., Korsbrekke, K., Pastoors, M. and Rackham, B., 2002a.** A comparison between three indices of fishing power relative to some demersal fisheries of the North Sea. *ICES Journal of marine Science*, 59, 604-623.
- Marchal, P., Ulrich, C., and Pastoors, M., 2002b.** Area-based management and fishing efficiency. *Aquatic Living Resources*, 15, 73-85.
- Marchal P., Ulrich, C., Korsbrekke, K., Pastoors, M., Rackham, B. and Hovgård, H., 2003.** Variations in catchability and fish stock assessments. *Scientia marina*, 67, 63-73.
- Marchal, P., Andersen, B., Bromley, D., Iriondo, A., Mahévas, S., Quirijns, F., Rackham, B., Santurtun, M., Tien, N., and Ulrich, C., 2006.** Improving the definition of fishing effort for important European fleets by accounting for the skipper effect. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63, 510-533.
- Marchal, P., Andersen, B., Caillart, B., Eigaard, Guyader, O., Hovgaard, H., Iriondo, A., Le Fur, F., Sacchi, J., and Santurtún, M., 2007a.** Impact of technological creep on fishing effort and fishing mortality, for a selection of European fleets. *ICES Journal of Marine Science*, 64, 192-209.
- Marchal, P., Poos, J.-J., and Quirijns, F., 2007b.** Linkage between fishers' foraging, market and fish stock density: Examples from some North Sea fisheries. *Fisheries Research*, 83, 33-43.
- Marchal, P., 2008.** A comparative analysis of métiers and catch profiles for some French demersal and pelagic fleets. *ICES Journal of Marine Science*, 65, 674-686.
- Marchal, P., Lallemand, P., and Stokes, K., 2009a.** The relative weight of traditions, economics and catch plans in New Zealand fleets dynamics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 66, 291-311.
- Marchal, P., Lallemand, P., Stokes, K., and Thébaud, O., 2009b.** A comparative review of the fisheries resource management systems in New Zealand and in the European Union. *Aquatic Living Resources*, 22, 463-481.
- Marchal, P., Francis, C., Lallemand, P., Lehuta, S., Mahévas, S., Stokes, K. and Vermard, Y., 2009c.** Catch-quota balancing in mixed-fisheries: a bio-economic modelling approach applied to the New Zealand hoki (*Macrurus novaezelandiae*) fishery. *Aquatic Living Resources*, 22, 483-498.
- Marchal, P., Little, L.R., and Thébaud, O.** Allocation of catch and fishing effort in mixed-fisheries. A bio-economic modelling approach applied to the Channel flatfish fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. Submitted.
- Maunder, M.N., and Punt, A.E., 2004.** Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *Fisheries Research*, 70, 141-159.
- Millischer, L., Gascuel, D., and Biseau, A., 1999.** Estimation of the overall fishing power: a study of the dynamics and fishing strategies of Brittany's industrial fleets. *Aquatic Living Resource*, 12, 89-103.
- Murawski, S.A., and Finn, J.T., 1986.** Optimal effort allocation among competing mixed-species fisheries, subject to fishing mortality constraints. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43, 90-100.
- Murawski, S.A., Wigley, S.E., Fogarty, M.J., Rago, P.J., Mountain, D.G., 2005.** Effort distribution and catch patterns adjacent to temperate MPAs. *ICES Journal of Marine Science*, 62, 1150-1167.
- Nams, V.O., 2005.** Using animal movement paths to measure response to spatial scale. *Oecologia*, 143, 179-188.
- Neis, B., Schneider, D.C., Felt, L., Haedrich, R. L., Fischer, J., and Hutchings, J.A., 1999.** Fisheries assessment: what can be learned from interviewing resource users? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56, 1949-1963.

- Overholtz, W.J., Edwards, S.F., and Brodziak, J.K.T., 1995.** Effort control in the New England groundfish fishery: a bioeconomic perspective. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52, 1944-1957.
- Paloheimo, J.E., 1980.** Estimation of mortality rates in fish populations. *Transaction of the American Fisheries Society*, 109, 378-386.
- Pascoe, S., Andersen, J.L., and de Wilde, J.W., 2001.** The impact of management regulation on the technical efficiency of vessels in the Dutch beam trawl fishery. *European Review of Agricultural Economics*, 28, 187–206.
- Pascoe, S., and Robinson, C., 1996.** Measuring changes in technical efficiency over time using catch and stock information. *Fisheries Research*, 28, 305-319.
- Pelletier, D., and Ferraris, J., 2000.** A multivariate approach for defining fishing tactics from commercial catch and effort data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57, 51–65.
- Poos, J.-J., and Rijnsdorp, A.D., 2007.** An “experiment” on effort allocation of fishing vessels: the role of interference competition and area specialization. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 64, 304-313.
- Pope, J.G., and Shepherd, J.G., 1985.** A comparison of the performance of various methods for tuning VPAs using effort data. *Journal du Conseil International pour l’Exploration de la Mer*, 42, 129-151.
- Pradhan, N.C., and Leung, P., 2004a.** Modeling entry, stay, and exit decisions of the longline fishers in Hawaii. *Marine Policy*, 28, 311-324.
- Pradhan, N.C., and Leung, P., 2004b.** Modeling trip choice behavior of the longline fishers in Hawaii. *Fisheries Research*, 68, 209-224.
- Ramos-Fernandez, G., Mateos, J.L., Miramontes, O., Cocho, G., Larralde, H., and Ayala-Orozco, B., 2004.** Levy walks patterns in the foraging movements of spider monkeys (*Ateles geoffroyi*). *Behavioural Ecology and Sociobiology*, 55, 223–230.
- Reeves, S., Marchal, P., Mardle, S., Pascoe, S., Prellezo, R., Thébaud, O., and Travers, M., 2008.** From fish to fisheries: the changing of focus of management advice. *In Advances in Fisheries Science, 50 years on from Beverton and Holt*. Payne, A., Cotter, J., and Potter, T., *Eds.* Blackwell Publishing Ltd, 135-144.
- Rijnsdorp, A.D., Buys, A.M., Storbeck, F., and Visser, E.G., 1998.** Micro-scale distribution of beam trawl effort in the southern North Sea between 1993 and 1996 in relation to the trawling frequency of the sea bed and the impact on benthic organisms. *ICES Journal of Marine Science*, 55, 403–419.
- Rijnsdorp, A.D., van Mourik Broekman, P.L., and Visser, E.G., 2000.** Competitive interactions among beam trawlers exploiting local patches of flatfish in the North Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 57, 894–902.
- Robson, D.S., 1966.** Estimation of the relative fishing power of individual ships. *ICNAF Research Bulletin*, 3, 5-14.
- Rose, C.S., and Nunnallee, E.P., 1998.** A study of changes in groundfish trawl catching efficiency due to differences in operating width, and measures to reduce width variation. *Fisheries Research*, 36, 139–147.
- Salas, S., Sumaila, U.R., and Pitcher, T., 2004.** Short-term decisions of small-scale fishers selecting alternative target species: a choice model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 61, 374-383.
- Salthaug, A., and Aanes, S., 2003.** Catchability and the spatial distribution of fishing vessels. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60, 259-268.
- Sanchirico, J.N., Holland, D., Quigley, K., and Fina, M., 2006.** Catch-quota balancing in multispecies individual fishing quotas. *Marine Policy*, 30, 767-785.

- Sangster, G.I., and Breen, M., 1998.** Gear performance and gear comparison between a single trawl and a twin rigged gear. *Fisheries Research*, 36, 15–26.
- Shepherd, J.G., 1999.** Extended survivors analysis: an improved method for the analysis of catch-at-age data and abundance indices. *ICES Journal of Marine Science*, 56, 584–591.
- Sims, D.W., Quayle, V.A., 1998.** Selective foraging behaviour of basking sharks on zooplankton in a small-scale front. *Nature*, 393, 460–464.
- Skellam, J.G., 1951.** Random dispersal in theoretical populations. *Biometrika*, 38, 196–218.
- Squires, D., 1987.** Fishing effort: its testing, specification, and internal structure in fisheries economics and management. *Journal of Environmental Economics and Management*, 14, 268–282.
- Squires, D., and Kirkley, J., 1996.** Individual transferable quotas in a multi-product common property industry. *Canadian Journal of Economics*, 29, 318–342.
- Squires, D., and Kirkley, J., 1999.** Skipper skill and panel data in fishing industries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56: 2011–2018.
- Staniland, I.J., Reid, K., Boyd, I.L., 2004.** Comparing individual and spatial influences on foraging behaviour in Antarctic fur seals *Arctocephalus gazella*. *Marine Ecology Progress Series*, 275, 263–274.
- Swain, D.P., Nielsen, G.A., Sinclair, A.F., and Chouinard, G.A., 1994.** Changes in catchability of Atlantic cod (*Gadus morhua*) to an otter-trawl fishery and research survey in the southern Gulf of St Lawrence. *ICES Journal of Marine Science*, 51, 493–504.
- Trisak, J., 2005.** Applying game theory to analyze the influence of biological characteristics on fishers' cooperation in fisheries co-management. *Fisheries Research*, 75, 164–174.
- Ulrich, C., Gascuel, D., Dunn, M.R., Le Gallic, B., and Dintheer, C., 2001.** Estimation of technical interactions due to the competition for resource in a mixed-species fishery, and the typology of fleets and métiers in the English Channel. *Aquatic Living Resources*, 14, 267–281.
- Ulrich, C., and Marchal, P., 2002.** Sensitivity of some Biological Reference Points to shifts in exploitation patterns and inputs uncertainty for three North Sea demersal stocks. *Fisheries Research*, 58, 153–169.
- Ulrich, C., Pascoe, S., Sparre, P.J., De Wilde, J.W., and Marchal, P., 2002.** Influence of trends in fishing power on bio-economics in the North Sea flatfish fishery regulated by catches- or by effort quotas. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59, 829–843.
- Ulrich, C., and Andersen, B.A., 2004.** Dynamics of fisheries, and the flexibility of vessel activity in Denmark between 1989 and 2001. *ICES Journal of Marine Science*, 61, 308–322.
- Venables, W.N., and Dichmont, C.M., 2004.** GLMs, GAMs and GLMMs: an overview of theory for applications in fisheries research. *Fisheries Research*, 70, 319–337.
- Vermard, Y., Mahévas, S., Marchal, P., and Thébaud, O., 2008.** A fleet dynamic model of the Bay of Biscay pelagic fleet simulating métiers' choice. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65, 2444–2453.
- Vermard, Y., Rivot, E., Mahévas, S., Marchal, P., and Gascuel, D., 2010.** Identifying fishing trip behavior and estimating fishing effort from VMS data using Bayesian Hidden Markov Models. *Ecological Modelling*, *In Press*.
- Vignaux, M., 1996.** Analysis of vessel movements and strategies using commercial catch and effort data from the New Zealand hoki fishery. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 53, 2126–2136.

- Vinther, M., Reeves, S.A., Patterson, K.R., 2004.** From single-species advice to mixed-species management: taking the next step. *ICES Journal of Marine Science*, 61, 1398–1409.
- Viswanathan, G.M., Afasynev, V., Buldyrev, S.V., Murphy, E.J., Prince, P.A., and Stanley, H.E., 1996.** Levy flight search patterns of wandering albatrosses. *Nature*, 381, 413–415.
- Viswanathan, G.M., Bartumeaus, F., Buldyrev, S.V., Catalan, J., Fulco, U.L., Havlin, S., da Luz, M.G.E., Lyra, M.L., Raposo, E.P., and Stanley, H.E., 2002.** Levy flight random searches in biological phenomena. *Physica*, 314, 208–213.
- Viswanathan, G.M., Buldyrev, S.V., Havlin, S., da Luz, M.G.E., Raposo, E.P., and Stanley, H.E., 1999.** Optimizing the success of random searches. *Nature*, 401, 911–914.
- Walters, C.J., and Maguire, J.-J., 1996.** Lessons for stock assessment from the northern cod collapse. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 6, 125-137.
- Ward, J.M., and Sutinen, J.G., 1994.** Vessel entry-exit behaviour in the Gulf of Mexico Shrimp fishery. *American Journal of Agricultural Economics*, 76, 916-92.

## **ANNEXE : Curriculum Vitae détaillé**

### **A.1. Introduction**

De formation, je suis ingénieur agro-halieupe (1990, ENSA Rennes), titulaire d'un DEA de biomathématiques et biostatistiques (1991, Paris VII) et d'un Ph.D. (1996, University of East Anglia). Au cours de ma carrière scientifique, j'ai eu l'occasion de travailler dans différents instituts de recherche, essentiellement dans le domaine de l'halieutique. Ces différentes expériences sont résumées dans le tableau ci-dessous.

Période	Organisme	Localisation	Type de poste	Projet(s)
1991-1993	ORSTOM <sup>1</sup>	Nouméa (NC)	VAT biostatisticien	Exploitation des espèces profondes sur les monts sous-marins
1993-1996	MAFF <sup>2</sup> /UEA <sup>3</sup>	Lowestoft (RU)	Thèse (Ph.D)	Evaluation de l'impact de stratégies de gestion multi-annuelles sur les pêcheries de mer Celtique
1996-1997	BBSRC <sup>4</sup>	Silsoe (RU)	Chercheur en agronomie	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Modélisation de l'impact de fongicides</li> <li>• Modélisation de la croissance de la pomme de terre</li> </ul>
1998-2001	DIFRES <sup>5</sup>	Charlottenlund (DK)	Chercheur halieupe	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Coordinateur de projet européen</li> <li>• Coordinateur de stock (CIEM)</li> <li>• Coordinateur de section (gestion des pêches)</li> </ul>
2001-2007	IFREMER <sup>6</sup>	Boulogne s/mer	Chercheur halieupe	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Responsable de laboratoire, puis de département</li> <li>• Coordinateur de projet européen</li> <li>• Coordinateur de projet IFREMER</li> <li>• Présidence de groupes d'expertise</li> </ul>
2007-2008	SeaFIC <sup>7</sup>	Wellington (NZ)	Chercheur halieupe	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Boursier Marie-Curie (UE)</li> </ul>
2008-	IFREMER <sup>6</sup>	Boulogne s/mer	Chercheur halieupe	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Boursier Marie-Curie (UE)</li> <li>• Coordinateur de projet IFREMER</li> <li>• Contribution à plusieurs projets UE</li> <li>• Réponse à des appels à projets</li> </ul>

Ce rapport porte sur mes travaux et activités dans le domaine de l'halieutique, réalisés depuis 1998, au DIFRES (1998-2001), à l'IFREMER (2001-2007, 2008-2009) et au SeaFIC (2007-2008). Le cadre scientifique de mes travaux, partagés entre la recherche et l'application opérationnelle de cette recherche, a été l'évaluation des ressources halieutiques et l'analyse de la dynamique de la mortalité par pêche. L'évolution chronologique de mes travaux et activités est résumée ci-dessous.

En poste au DIFRES (1998-2001), je me suis essentiellement consacré au montage puis au pilotage international d'un projet européen et à l'évaluation du stock de plie dans le Kattegat et le Skagerrak. Enfin, j'ai été nommé début 2001 coordinateur de la section Gestion des Pêcheries du DIFRES.

<sup>1</sup> Rebaptisé depuis IRD (Institut pour la Recherche et le Développement)

<sup>2</sup> Rebaptisé depuis CEFAS (Centre for the Environment, Fisheries and Aquaculture Science)

<sup>3</sup> University of East Anglia

<sup>4</sup> Biological and Biotechnological Science and Research Committee

<sup>5</sup> Danish Institute for Fisheries Research (rebaptisé depuis DTU-Aqua)

<sup>6</sup> Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer

<sup>7</sup> Seafood Industry Council

Peu après mon entrée à l'IFREMER, j'ai été nommé responsable du laboratoire Ressources Halieutiques de Boulogne sur mer (Septembre 2001). De 2001 à 2004, mes activités ont été partagées entre, (1) l'animation de l'équipe du laboratoire RH Boulogne, (2) la représentation du laboratoire auprès des collectivités territoriales, des professionnels de la pêche et de la presse, (3) le montage et la coordination internationale d'un projet européen et, (4) la participation à plusieurs groupes de travail d'expertise du CIEM<sup>8</sup> et du CSTEP<sup>9</sup>.

De 2005 à 2007, ma carrière à l'IFREMER a connu une inflexion vers de plus grandes responsabilités. En janvier 2005, j'ai été désigné responsable du DHMMN (Département Halieutique de Manche mer du Nord) nouvellement créé. En mai 2005, j'ai été nommé coordinateur du projet Ifremer GUAPA (Gestion, UtilisAtion et exPloitation des ressources hAlieutiques), la première des tâches m'incombant étant de définir les contours du projet et de rédiger un document de référence. En mai 2005 et en juin 2006, la Commission Européenne m'a mandaté pour présider un groupe d'experts chargé de définir une segmentation homogène des flottilles et des pêcheries, structurant le nouveau programme européen de collecte des données halieutiques (DCR, Data Collection Regulation). Enfin, j'ai été Président du Groupe de Travail du CIEM d'évaluation des stocks et des pêcheries profondes (2006-2007).

En 2007-2008, j'ai obtenu une bourse européenne Marie Curie, qui m'a permis de travailler sur la thématique des droits à produire pendant un an en Nouvelle-Zélande (SeaFIC), suivi d'une phase de retour de six mois à l'IFREMER (Boulogne s/mer).

Depuis 2009, je suis toujours en poste à l'IFREMER, où j'ai été nommé responsable du projet VISTHA (VIabilité des Systèmes Halieutiques et Aquacoles) de l'IFREMER. Je participe à un projet de recherche européen sur les espèces profondes et j'ai récemment contribué ou coordonné une réponse à plusieurs appels d'offre européens (FP7) et de l'ANR (SYSTERRA).

## A.2. Responsabilités

Thème	Origine	Descriptif	Responsabilité	Période
Recherche	UE (PCRD)	FER (F and effort relationship)	Coordination	1999-2001
		TECTAC (Technical development and tactical adaptations of important EU fleets)	Coordination	2002-2006
		CAFE (Capacity, fishing effort and mortality)	WP leader	2006-2009
		AFRAME (A framework for fleet- and area-based management)	WP leader	2007-2009
		TRANZEF (Transposing NZ management to EU fisheries: a bio-economic modelling approach)	Coordination	2007-2009
		DEEPFISHMAN (Management and monitoring of deep-sea fisheries and stocks)	Contribution	2009-2013
		VECTORS (Vectors of change in marine ecosystems)	Sub-WP leader	2011-2015
	ANR	CHANGEMAN (Changements dans l'écosystème et gestion de la Manche)	Coordination	<i>Soumis 2010</i>
	IFREMER	GUAPA (Gestion, Utilisation et exploitation des ressources halieutiques)	Coordination	2005-2007
		VISTHA (Viabilité des systèmes halieutiques et aquacoles)	Coordination	2009-

<sup>8</sup> Conseil International pour l'Exploration de la Mer

<sup>9</sup> Conseil Scientifique, Technique et Economique pour les Pêches (Commission Européenne)

Expertise	CIEM	WGNSSK (WG for the assessment of fish stocks and fisheries in the North Sea & the Skagerrak)	Evaluation (plie)	1998-2001
		WGDEEP (WG for the assessment of deep-sea fish stocks and fisheries)	Evaluation (grenadier)	2002-2005
			Présidence	2006-2007
	SGDFF (SG for the development of fleet and fishery-based forecasts)	Présidence	2003-2004	
	UE	Evaluation des Plans Opérationnels Pluri-Annuels Plan de Restauration du cabillaud de mer du Nord Segmentation des flottilles & métiers de l'UE	Contribution Contribution Présidence	1999-2001 2002-2003 2005-2006
	DPMA	Saisines sur les capacités de capture	Rédaction	2008-2009
Opérationnel	DIFRES	Section Gestion des Pêcheries	Responsable	2001
	IFREMER	Laboratoire Ressources Halieutiques de Boulogne s/mer	Responsable	2001-2004
		Département Halieutique de Manche et mer du Nord	Responsable	2005-2007

### A.3. Encadrements

Le tableau ci-dessous résume mes différentes expériences d'encadrements et de co-encadrements (étudiants et contractuels)

Encadré	Niveau	Type d'encadrement	Période	Situation actuelle
<b>Clara Ulrich</b>	<b>Thèse</b>	<b>Post-Doc</b>	<b>01/2000-07/2001</b>	<b>Chercheur halieute (DTU-Aqua)</b>
<b>Projet</b> : Sensibilité de points de référence biologique à la variabilité de la puissance de pêche ; impact de la variabilité de la puissance de pêche sur la performance de la gestion des pêcheries de poissons plats de mer du Nord par quotas de capture et d'effort. <b>Valorisation</b> : [8], [9], [10], [11], [12]				
<b>Stéphanie Tachaires</b>	<b>BAC+4</b>	<b>Stage ENSAR (2<sup>ème</sup> année)</b>	<b>02/2002-04/2002</b>	<b>Chargée de mission (CNPMM)</b>
<b>Projet</b> : Etude préliminaire entre les indices d'abondance de la campagne IBTS de mer du Nord et les paramètres environnementaux enregistrés lors de cette campagne. <b>Valorisation</b> : Rapport de stage.				
<b>C. Mangalo</b>	<b>BAC+5</b>	<b>Stage ENSAR (3<sup>ème</sup> année)</b>	<b>04/2003-09/2003</b>	<b>Chargée de mission (CNPMM)</b>
<b>Projet</b> : Analyse des puissances de pêche des fileyeurs boulonnais. <b>Valorisation</b> : Rapport de stage.				
<b>J.-F. Holley</b>	<b>Ingénieur</b>	<b>CDD</b>	<b>01/2003-04/2004</b>	<b>Chargé de mission (CEPRALMAR)</b>
<b>Projet</b> : Analyse des stratégies de pêche des flottilles hauturières françaises. <b>Valorisation</b> : [13]				
<b>Youen Vermard</b>	<b>BAC+5</b>	<b>Thèse</b>	<b>04/2006-06/2009</b>	<b>Chercheur halieute (IFREMER)</b>
<b>Projet</b> : Modélisation de la dynamique des flottilles des flottilles pélagiques françaises pêchant dans le Golfe de Gascogne. <b>Valorisation</b> : [18], [22], [23]				
<b>Djiby Camara</b>	<b>BAC+4</b>	<b>Stage ENSAR (3<sup>ème</sup> année)</b>	<b>03/2009-09/2009</b>	<b>En recherche de thèse</b>
<b>Projet</b> : Evaluation de la dynamique du stock de rouget-barbet en Manche mer du Nord. <b>Valorisation</b> : Rapport de stage, [25]				

### A.4. Publications

Articles déjà publiés ou acceptés

- [1] Lehodey, P., Marchal, P., and Grandperrin, R., 1994. Modelling the distribution of alfoncino, *Beryx splendens*, over the seamounts of New Caledonia. *Fishery Bulletin*, **92**, 748-759.
- [2] Marchal, P., and Horwood, J., 1995. Multi-annual TACs and minimum biological levels. *ICES Journal of marine Science*, **52**, 797-807.
- [3] Marchal, P., and Horwood, J., 1996. Long-term targets for the Celtic Sea mixed-species multi-métiers fisheries. *Aquatic Living Resources*, **9**, 81-94.

- [4] Lehodey, P., Grandperrin, R., and **Marchal, P.**, 1997. Reproductive biology and ecology of a deep-demersal fish, alfoncino *Beryx splendens*, over the seamounts off New Caledonia. *Marine Biology*, **128**, 17-27.
- [5] **Marchal, P.**, 1997. Managing growth overfishing with multi-annual compromise strategies. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **54**, 2255-2276.
- [6] **Marchal, P.**, and Horwood, J., 1998. Increasing fisheries management options with a flexible cost function. *ICES Journal of marine Science*, **55**, 213-227.
- [7] **Marchal, P.**, Nielsen J.R., Hovgaard, H., and Lassen, H., 2001. Time changes in Fishing Power in Baltic Sea Cod Fisheries. *ICES Journal of marine Science*, **58**, 298-310.
- [8] **Marchal, P.**, Ulrich, C., and Pastoors, M., 2002. Area-based management and fishing efficiency. *Aquatic Living Resources*, 15(2), 73-85.
- [9] **Marchal, P.**, Ulrich, C., Korsbrekke, K., Pastoors, M., and Rackham, B., 2002. A comparison between three indices of fishing power relative to some demersal fisheries of the North Sea. *ICES Journal of marine Science*, **59**, 604-623.
- [10] Ulrich, C., and **Marchal, P.**, 2002. Sensitivity of some Biological Reference Points to shifts in exploitation patterns and inputs uncertainty for three North Sea demersal stocks. *Fisheries Research*, **58**, 153-169.
- [11] Ulrich, C., Pascoe, S., Sparre, P.J., De Wilde, J.W., and **Marchal, P.**, 2002. Influence of trends in fishing power on bio-economics in the North Sea flatfish fishery regulated by catches- or by effort quotas. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **59**, 829-843.
- [12] **Marchal P.**, Ulrich, C., Korsbrekke, K., Pastoors, M., Rackham, B and Hovgård, H., 2003. Variations in catchability and fish stock assessments. *Scientia marina*, **67** (Suppl. 1), 63-73.
- [13] Holley, J.-F., and **Marchal, P.**, 2004. Fishing strategy development under changing conditions: examples from the French offshore fleet fishing in the North Atlantic. *ICES Journal of marine Science*, **61**, 1410-1431.
- [14] **Marchal, P.**, Andersen, B., Bromley, D., Iriondo, A., Mahévas, S., Quirijns, F., Rackham, B., Santurtun, M., Tien, N., and Ulrich, C., 2006. Improving the definition of fishing effort for important European fleets by accounting for the skipper effect. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **63**, 510-533.
- [15] **Marchal, P.**, Andersen, B., Caillart, B., Eigaard, O., Guyader, O., Hovgaard, H., Iriondo, A., Le Fur, F., Sacchi, J., and Santurtún, M., 2007. Impact of technical creeping on fishing effort and mortality for a selection of European fleets. *ICES Journal of Marine Science*, **64**, 192-209.
- [16] **Marchal, P.**, Poos, J.-J., and Quirijns, F., 2007. Linkage between fishers' foraging, market and fish stocks density: examples from the North Sea fisheries. *Fisheries Research*, **83**, 33-43.
- [17] **Marchal, P.**, 2008. A comparative analysis of métiers and catch profiles for some French demersal and pelagic fleets. *ICES Journal of marine Science*, **65**, 674-686.
- [18] Vermard, Y., Mahévas, S., **Marchal, P.**, and Thébaud, O., 2008. A fleet dynamic model of the Bay of Biscay pelagic fleet simulating métiers' choice. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **65**, 2444-2453.
- [19] Reeves, S., **Marchal, P.**, Mardle, S., Pascoe, S., Prellezo, R., Thébaud, O., and Travers, M., 2008. From fish to fisheries: the changing of focus of management advice. In *Advances in Fisheries Science, 50 years on from Beverton and Holt*. Payne, A., Cotter, J., and Potter, T., Eds. Blackwell Publishing Ltd, pp 135-144.
- [20] **Marchal, P.**, Lallemand, P., and Stokes, K., 2009. The relative weight of traditions, economics and catch plans in New Zealand fleets dynamics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **66**, 291-311.

- [21] **Marchal, P.**, Lallemand, P., Stokes, K. and Thébaud, O., 2009. A comparative review of the fisheries resource management systems in New Zealand and in the European Union. *Aquatic Living Resources*, **22**, 463-481.
- [22] **Marchal, P.**, Francis, C., Lallemand, P., Lehuta, S., Mahévas, S., Stokes, K. and Vermard, Y., 2009. Catch-quota balancing in mixed-fisheries: a bio-economic modelling approach applied to the New Zealand hoki (*Macruronus novaezelandiae*) fishery. *Aquatic Living Resources*, **22**, 483-498.
- [23] Vermard, Y., Rivot, E., Mahévas, S., **Marchal, P.**, and Gascuel, D., 2010. Identifying fishing trip behavior and estimating fishing effort from VMS data using Bayesian Hidden Markov models. *Ecological Modelling*. In Press.

Articles soumis ou en préparation

- [24] **Marchal, P.**, Little, L.R., and Thébaud, O. Allocation of catch and fishing effort in mixed-fisheries. A bio-economic modelling approach applied to the Channel flatfish fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. Submitted April 2010.
- [25] Camara, D., **Marchal, P.**, and Villanueva, C.M. A first investigation of the dynamics of striped red mullet (*Mullus surmuletus*) in the English Channel and the Southern North Sea. In Prep.
- [26] Mahévas, S., Vermard, Y., Goascoz, N., Hutton, T., Iriondo, A., Jadaud, A., Maravelias, C.D., **Marchal, P.**, Mortreux, S., Punzón, A., Sacchi, J., Roos, D., Tidd, A., Tsitsika, E. An investigation of human versus technological variation in catchability for a selection of European fleets. In Prep.