

Département Ecologie et Modèles pour l'Halieutique
Nantes

Stéphanie Mahévas

2009



Ifremer

**Simulation de la dynamique de pêche :
modélisation, complexité et incertitude.**

*Mémoire pour l'obtention de l'habilitation à diriger
des recherches - Université de Rennes 1*

Table des matières

Simulation de la dynamique de pêcherie : modélisation, complexité et incertitude.....	1
I. Pêcherie, système complexe, modèle complexe ?.....	3
1. Contexte.....	3
2. Définition et mesure de la complexité.....	6
3. Modèles complexes/modèles simples	7
4. Mais alors pourquoi ne pas travailler avec des modèles simples ?	8
5. Questions complexes, modèles complexes.....	9
6. Recherche d'une complexité optimale.....	9
7. Vérification/validation d'un modèle.....	12
8. Incertitude.....	13
9. Mon approche.....	14
II. ISIS-Fish - un modèle de simulation de la dynamique spatio-temporelle de pêcherie ...	16
1. Modèles de pêcherie	16
2. Le modèle conceptuel ISIS-Fish.....	16
3. Le modèle informatique.....	21
4. En conclusion :.....	22
III. Des observations aux paramètres estimés.....	23
1. La capturabilité.....	23
2. Estimation des paramètres de croissance et de migration.....	26
3. Caractérisation des zones et saisons des activités de pêche.....	27
4. Estimation du comportement dynamique des pêcheurs.....	28
5. Démarche qualité de l'observatoire halieutique – le projet MEQUAPRO.....	29
6. En conclusion	31
IV. Les simulations : incertitudes et diagnostics/pronostics.....	32
1. Incertitude des paramètres.....	32
2. Incertitude des processus et sensibilité des échelles d'étude.....	34
3. En conclusion.....	35
V. Conclusions et perspectives de recherche.....	37
1. Le développement d'indicateurs d'état et d'évolution des pêcheries	37
2. L'évaluation de l'impact de la réaction des pêcheurs vis-à-vis des diagnostics et des mesures de gestion – plans d'expérience	38
3. Vers un projet intégré pour aborder la question de l'impact des scénarios spatialisés à l'échelle du golfe de Gascogne – aide à la décision.....	39

I. Pêche, système complexe, modèle complexe ?

«Si la complexité n'est pas la clé du monde mais le défi à affronter, la pensée complexe est non pas ce qui évite ou supprime le défi mais ce qui aide à le relever et parfois même à le surmonter»(Morin2005)

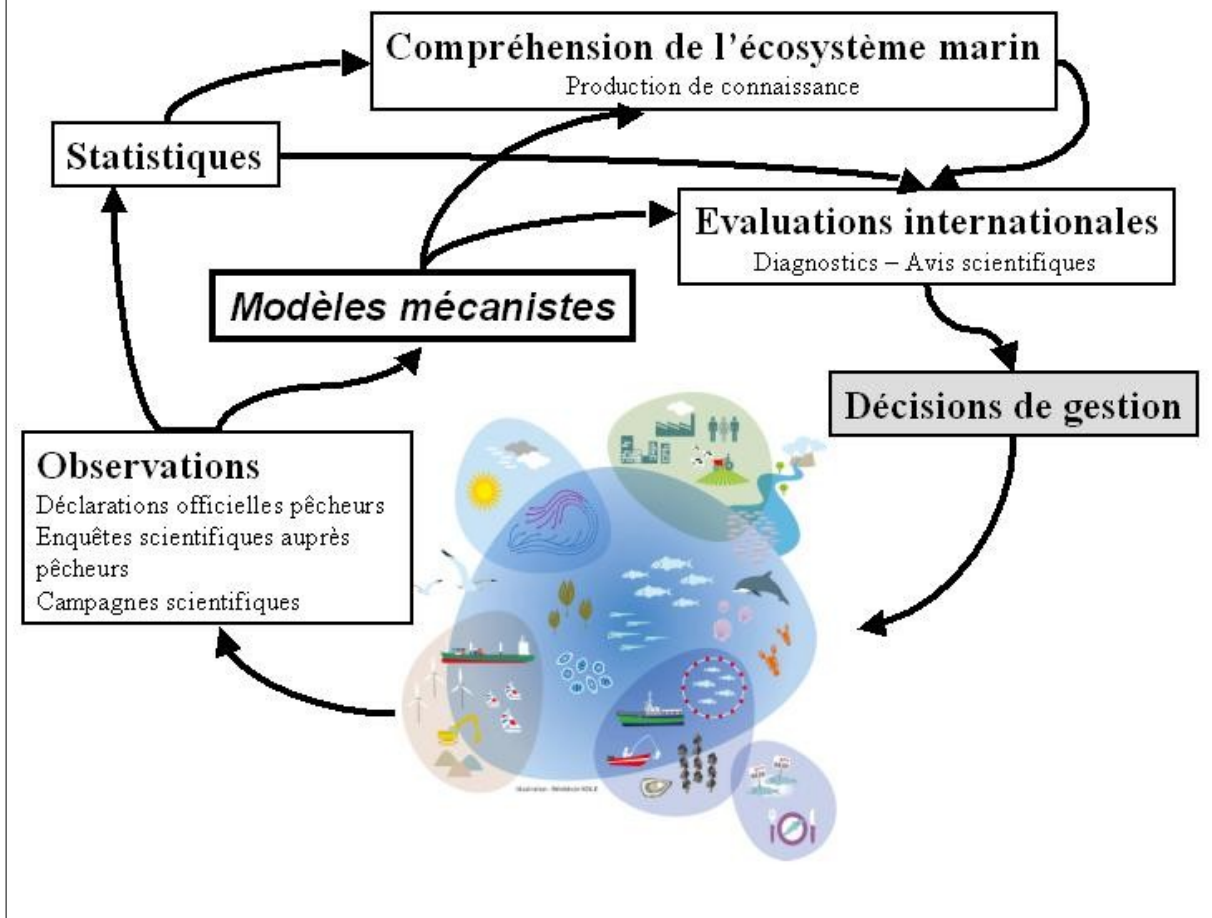
1. Contexte

Une pêche est un ensemble de pêcheurs et de populations marines s'impactant mutuellement dans un écosystème marin géographiquement délimité. Depuis les années 80, un intérêt croissant de la société est porté aux pêches, entraîné entre autres par la prise de conscience de l'état alarmant des populations de poissons, crustacés et mollusques, les impacts écologiques des captures accidentelles et du rôle reconnu des pêches dans les objectifs de maintien de la biodiversité (FAO 1995). D'un point de vue institutionnel, plusieurs objectifs de gestion durable des pêches et écosystèmes marins ont été fixés lors du sommet de l'Organisation des Nations Unies à Johannesburg en 1992 : i) maintien de la biodiversité, ii) inversion de la tendance de dégradation des ressources vivantes, iii) restauration des pêches à leur niveau de production maximale durable, iv) création d'un réseau d'aires marines protégées (AMP¹) et v) protection de l'environnement marin contre les sources de pollution (terrestres, marines). Une conséquence directe de cette prise de conscience et de cette ratification est la sollicitation croissante de la communauté scientifique pour répondre aux grandes questions telles que : quel est l'état de santé des écosystèmes marins ? quelle est la capacité des écosystèmes marins à supporter les perturbations d'origine naturelles et humaines ? comment assurer une exploitation durable des écosystèmes ? quelles politiques possibles pour la gestion des pêches ? Cette attente infléchit la recherche en faveur d'une approche intégrée et pluridisciplinaire qui se doit d'apporter des diagnostics quantitatifs (spatialisés et pluriannuels) et des outils d'aide à la gestion pour évaluer une viabilité à long terme des pêches tant au plan écologique que socio-économique.

L'ensemble des activités de recherche en halieutique repose sur des observations du milieu marin (Figure 1). Cependant ce milieu est difficilement observable. On distingue deux grandes sources d'observations : i) les observations de l'activité de pêche fournies par les pêcheurs (journaux de bord, fiches de pêche, fiches de vente,...) ou acquises par échantillonnage par les scientifiques (enquêtes économiques, enquêtes sur l'activité et ses caractéristiques techniques, observations à bord des navires professionnels, échantillonnages en criée) et ii) les observations du milieu marin réalisées lors de campagnes scientifiques via des engins échantillonneurs sous-marins (engins de pêche, vidéo, sondeurs acoustiques). Collectées selon des plans d'échantillonnage, ces observations permettent de développer des statistiques et des modèles mécanistes pour avoir une compréhension des populations et de l'activité de pêche à grande échelle sur plusieurs années. Cette production participe à l'émission des avis sur l'état des ressources et à la production de recommandations pour l'avenir des écosystèmes et des pêches (Figure 1). Pour l'Europe, dans le cadre de la Politique Commune de la Pêche, le Conseil des ministres des pêches de l'Union Européenne prend ensuite des mesures de gestion élaborées sur la base de ces avis.

¹ Une aire marine protégée est un espace délimité en mer dont l'accès est réglementé pour contribuer à la conservation et la gestion du milieu marin.

Figure 1. La recherche halieutique depuis l'observation de l'écosystème marin jusqu'à la production d'avis scientifiques et de recommandations pour l'avenir des écosystèmes et des pêcheries.

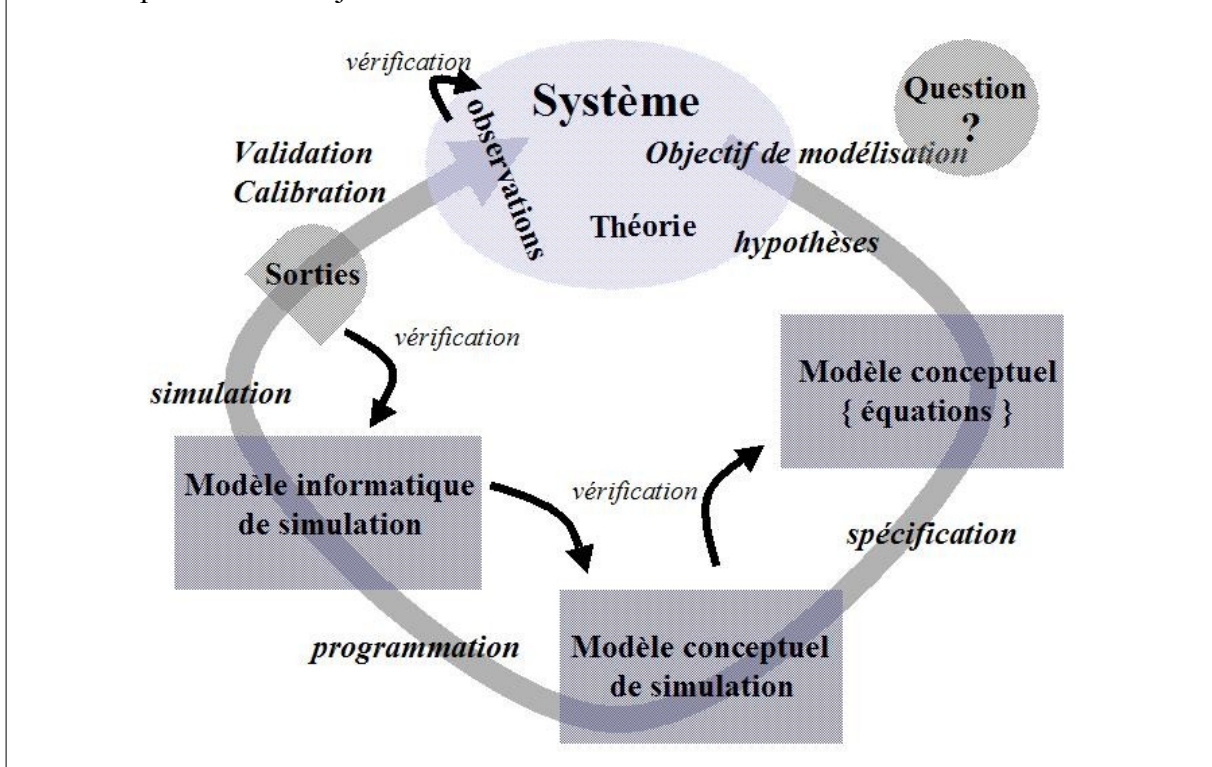


Les pêcheries sont pour la plupart des systèmes dynamiques complexes : nombreuses flottilles de caractéristiques techniques et économiques contrastées, et exerçant des activités de pêche différentes ; de nombreuses populations marines ciblées ou impactées par la pêche au travers de captures accidentelles ou accessoires et ayant des cycles biologiques spatio-saisonniers diversifiés. Ces caractéristiques rendent la quantification de l'impact des pressions de pêche sur le système extrêmement délicate. En outre cette grande diversité d'activités dans une même région crée de nombreuses interactions techniques et des conflits d'intérêts que les mesures conventionnelles de gestion ne parviennent pas à réguler (Cochrane, 1999, Pastoors *et al.*, 2007, Punt *et al.*, 2007, Deroba *et al.*, 2008, Kraak *et al.*, 2008). Enfin, de nombreux processus déterminant le fonctionnement de ce système sont mal connus et nourrissent de fortes incertitudes dans la compréhension et l'évaluation des diagnostics (Fulton *et al.*, 2003, Punt *et al.*, 2007).

La réflexion abordée ici est guidée par la recherche de réponses aux questions suivantes : Etant donnée une pêcherie, quel est l'impact sur cette pêcherie de la mise en place d'une ou plusieurs mesures de gestion régulant les sorties de la pêcherie (par ex. les débarquements, les rejets) ou les entrées (par ex. le nombre de navires, le temps de pêche, la sélectivité, l'engin de pêche, la zone de pêche, la saison de pêche) ? Comment produire un pronostic quantitatif de

l'impact d'un scénario de gestion sur une pêcherie ? Cette problématique est centrée sur le système « pêcherie » et la méthode choisie pour l'aborder est le développement d'un modèle mécaniste (Figure 1) visant à reproduire et prédire le comportement dynamique du système selon le schéma décrit dans la Figure 2. La démarche est générique et l'objectif est par conséquent de répondre à ces questions pour la plus grande variété de pêcheries (de la plus simple à la plus complexe). Le développement d'un tel modèle générique est au cœur du dilemme existant entre le besoin de répondre aux objectifs de gestion de plus en plus complexes et la difficulté de traiter de la complexité (Cochrane, 1999, Van Nes *et al.*, 2005, Pastoors *et al.*, 2007). Historiquement, l'objectif de gestion pouvait se résumer à une limitation de la mortalité par pêche sur une population que l'on traduisait directement en limitation totale des captures de cette population. A présent, l'objectif de gestion est en général pluri-spécifique et socio-économique. Il suppose par conséquent de prendre en compte l'ensemble de la pêcherie et d'envisager des mesures affectant différemment les flottilles selon les populations ciblées.

Figure 2. Processus de modélisation d'un système observable pour répondre à une question clairement identifiée. Il se décline en 3 phases de constructions. Phase 1 : étant donné une question, des connaissances théoriques du système, un objectif de modélisation est identifié pour mener sur la base d'hypothèses à un modèle mécaniste conceptuel, formalisé par un ensemble d'équations. Phase 2 : un modèle conceptuel de simulation est spécifié par exemple en utilisant un langage de spécification tel que Unified Modelling Language. Phase 3 : ce modèle est codé dans un langage de programmation. Phase 4 : le modèle est ensuite paramétré pour simuler le système. Chacune de ces phases est vérifiée pour garantir un modèle répondant aux objectifs initiaux.



Pour assister le développement du modèle dans chacune de ses phases (depuis la conception du modèle théorique jusqu'à la production de diagnostic et pronostic par simulation, Figure 2), je vais très souvent faire référence à une grande classe de méthodes, les analyses de

sensibilité globale (Saltelli *et al.*, 2000). Une définition possible de l'analyse de sensibilité est d'identifier les éléments influents (souvent appelés facteurs influents dans une approche statistique) qui sont la cause des variations les plus importantes des sorties du modèle lorsque l'on fait varier en entrée l'ensemble des éléments du modèle d'un même ordre de grandeur. Cette classe de méthodes peut-être utilisée à de nombreuses finalités :

- i) une analyse de sensibilité permet d'explorer le modèle pour en comprendre ses propriétés et vérifier son adéquation aux objectifs de modélisation ;
- ii) par suite, dans la phase de modélisation, elle assiste le modélisateur pour choisir le niveau optimal de complexité du modèle (dans un processus de simplification/complexification) ;
- iii) considérant un modèle satisfaisant pour décrire le système étudié (résultats des deux étapes précédentes), ce type de méthode permet d'étudier le système lui-même au travers d'une exploration du modèle sélectionné ;
- iv) enfin, dans l'étape de production de diagnostic (ou pronostic), l'analyse de sensibilité est un outil efficace de simplification de l'analyse d'incertitude qui accompagne le diagnostic (ou pronostic) en restreignant la prise en compte des incertitudes aux éléments influents du modèle.

Cette section introductive à la présentation de mes travaux vise à structurer et positionner la démarche dans laquelle je me suis engagée. Elle apporte des éléments de réponse à des questions que je me suis posées depuis 2004 et que je n'avais pas jusqu'à maintenant formalisés.

2. Définition et mesure de la complexité

La complexité est étymologiquement issue du mot latin *complexus* qui signifie ce qui est tissé ensemble. La complexité se présente sous les traits du fouillis, de l'inextricable, du désordre, de l'ambiguïté, de l'incertitude (Morin, 2005). Classiquement, la compréhension d'un système complexe passe par sa simplification. La simplification sélectionne les éléments d'ordre, de certitude, de « désambiguïté » et par conséquent élimine la complexité. Elle repose sur des principes de disjonction, de réduction et d'abstraction. Cette réduction du système n'est finalement que le reflet de ce qui est perçu comme réel dans la réalité. Et même si elle a permis de grands progrès scientifiques depuis le XVIIème siècle, l'isolement des disciplines qu'elle a engendrée a entraîné depuis la fin du XXème siècle une hyper spécialisation qui a généré un morcellement de la complexité des systèmes qui montre ses limites (Morin, 2005). Considérons la définition d'un système complexe proposée par le réseau national des systèmes complexes (RNSC). Un système complexe est un réseau d'entités en interaction (RNSC,) qui présente des comportements holistiques rendant vaine toute tentative d'explication par le seul comportement des parties. Ce n'est pas la somme de ses parties constitutives. Comprendre le fonctionnement d'un système complexe nécessite de réintégrer sa complexité et de l'appréhender dans sa globalité par des approches transdisciplinaires.

La compréhension et la prédiction des systèmes complexes passe par la modélisation, c'est à dire la reconstruction de leur dynamique (Duplisa, 2000, Fulton *et al.*, 2003, Van Nes *et al.*, 2005, Punt *et al.*, 2007, Pastoors *et al.*, 2007, Rice *et al.*, 2007). On part en effet de l'hypothèse qu'un certain nombre de règles gouvernent le fonctionnement du système et l'ambition de la modélisation est de les découvrir, de les décrire formellement pour comprendre (pour poser des diagnostics) et prédire ces systèmes (pour faire des pronostics). La modélisation d'un système complexe ne prétend pas avoir une vision complète des choses

mais tente de « distinguer sans disjoindre et associer sans réduire » les entités qui composent ce système. Elle est par nature une vue de l'esprit qui se présente comme une simplification du système réel. Reconstruire la dynamique d'un système complexe consiste à décrire les processus permettant de reconstruire des données observées tout en étant le plus parcimonieux possible. C'est un processus de déduction logique (Payne, 1999). On peut distinguer deux grandes approches de construction de modèle. La première consiste à partir d'une description minimaliste des processus gouvernant le système et à l'enrichir progressivement. Dans un schéma inverse, la deuxième consiste à intégrer le maximum de processus et à simplifier le modèle pour obtenir une description satisfaisante du système étudié.

3. Modèles complexes/modèles simples

Pour gagner en réalisme, le modélisateur cherche à décrire l'ensemble des processus qui structurent le système qu'il étudie. Or rajouter des entités et des interactions augmente la complexité du modèle. La séparation modèle simple/modèle complexe est floue. On peut dire d'un modèle qu'il est simple lorsque i) sa formulation est analytique (déterministe ou stochastique) ou ii) non analytique mais avec peu de variables et paramètres et un temps de calcul suffisamment court pour pouvoir être numériquement exploré dans sa totalité. Un modèle est qualifié de complexe (ou compliqué, je ne rentrerai pas dans cette distinction pour plus de détails se reporter à l'ouvrage d'Edgar Morin, Morin, 1990) dès lors qu'il n'est pas analytique et i) qu'il possède un grand nombre de paramètres ou variables ou ii) que les temps de calcul sont trop longs pour en faire une exploration complète. L'augmentation de la performance des outils de modélisation et de la puissance informatique a largement participé au développement d'un très grand nombre de modèles complexes. Mais est-il besoin de décrire de manière complexe les pêcheries pour évaluer l'impact de mesures de gestion ? Cette question a très souvent été soulevée dans la littérature (voir par exemple, Hollowed *et al.*, 2000, Fulton, 2000, Fulton *et al.*, 2003). « Les plus gros modèles ne sont pas forcément supérieurs aux plus simples » (Lawrie, J., Hearn, J., 2007). Contrairement aux modèles physiques qui sont réglés par des équations hydrodynamiques bien établies, une spécificité forte des modèles d'écosystèmes marins au sens large, est l'intégration de processus mal décrits et méconnus avec des échelles spatiales et temporelles très diverses. Dans ce contexte, les modèles complexes doivent permettre d'améliorer notre compréhension du système en traitant de manière plus réaliste les incertitudes et en traitant des interactions et impacts indirects des phénomènes décrits. Ils permettent d'introduire explicitement des hypothèses réalistes concernant des processus du système (par exemple la mortalité naturelle et la croissance dans les modèles multi-spécifiques Hollowed *et al.*, 2000). Cependant **les défauts des modèles complexes sont bien connus**. La sensibilité des sorties aux entrées augmente avec la complexité, la calibration et la validation sont plus difficiles (Duplisea, 2000). La paramétrisation est une étape cruciale de la modélisation qui est souvent critique pour les modèles complexes car beaucoup de paramètres sont mal connus et les observations disponibles pour les estimer sont réduites (Hollowed *et al.*, 2000, Van Nes *et al.*, 2005). Continuons. Démêler l'ensemble des processus décrits pour détecter le mécanisme qui est responsable d'un comportement émergent peut s'avérer difficile (Fulton *et al.*, 2003). Leur complexité les rend parfois peu efficaces si l'on considère le ratio temps passé au développement et à la maintenance et celui dédié aux applications (Van Nes *et al.*, 2005). Ce phénomène est alors amplifié par ce que l'on nomme « l'effet concorde » (Arkes *et al.*, 1999) lorsque le modèle n'est pas flexible et qu'il devient impossible de renoncer à un choix d'hypothèse ou de structure pour le faire évoluer vers un autre modèle. Un modèle ne pourra jamais être complètement flexible mais on doit chercher à le formaliser et le programmer sous contrainte de souplesse concernant des échelles ou des processus du modèle qui restent incertains. L'excès de zèle du modélisateur peut aussi être la source d'une introduction de

complexité excessive dans un objectif de complétude et mener à un modèle de faible performance (Fulton *et al.*, 2003). Enfin il est parfois difficile de communiquer sur les modèles complexes (complexité des équations, multitudes d'hypothèses, ...) et l'auditeur/l'utilisateur se voit dans l'obligation de croire à la bonne qualité du modèle ce qui entraîne de manière inhérente un écartement du bon fonctionnement de la science (la foi de l'utilisateur de modèle).

4. Mais alors pourquoi ne pas travailler avec des modèles simples ?

Un modèle simple centré sur un mécanisme peut-être plus instructif et moins coûteux en développement qu'un modèle complexe. Cette classe de modèles appelés aussi modèles minimaux (Van Nes *et al.*, 2005) sont des abstractions simples pour mieux comprendre un aspect du système, basé sur une hypothèse claire. Plutôt que de reproduire la complexité du système étudié, ce type de modèle se focalise sur la description du lien entre un phénomène décrit par le système et sa cause supposée. Il est facile à programmer et explorer, voire à résoudre analytiquement. **Les défauts des modèles simples existent tout autant.** Certains choix sur la structure et la nature des équations sont parfois guidés par l'existence de méthodes mathématiques pour aboutir à des solutions analytiques, rendant souvent artificiel et irréaliste tout rapprochement avec le système réel. De nombreux modèles simples ont été testés/validés uniquement en laboratoire dans des conditions les rendant peu transférables au système réel de par l'absence de prise en compte les hétérogénéités spatio-temporelles et les variabilités individuelles, phénomènes largement observés dans les systèmes écologiques (Van Nes *et al.*, 2005). Ils ont permis de faire avancer la théorie écologique mais sont généralement construits sur des hypothèses d'homogénéité (spatiale, temporelle, individuelle), ils se concentrent très souvent sur une unique cause possible d'un phénomène (Van Nes *et al.*, 2005). Or il n'est pas rare qu'un phénomène soit lié à plusieurs mécanismes (par ex. la disparition de la morue liée à une conjonction de la surexploitation et de conditions environnementales défavorables (Shelton et al 2000)). Lorsque l'on se concentre sur un niveau de description particulier très réductionniste qui cache les propriétés holistiques du système et regroupe des ensembles de parties en interaction, on risque fort de ne pas pouvoir décrire les phénomènes observés ni prédire l'évolution du système. C'est encore plus vrai dans un contexte de prise de décision. Très souvent des modèles simples sont utilisés pour mettre en évidence des comportements généraux des systèmes. Ces modèles ont le plus souvent un grand intérêt pédagogique mais sont généralement insuffisants pour guider la gestion d'un système environnemental qui nécessite la prise en compte de plus de détails (Drechsler, 1998). Relativement au contexte de gestion durable des pêcheries, une des principales motivations des modélisateurs est de comprendre et d'informer les décideurs des conséquences possibles d'une réglementation de la pêche sur l'écosystème marin (par exemple les populations marines) et sur les usagers qui en profitent (par exemples les flottilles). Les modèles simples peuvent ne pas être appropriés pour apporter des réponses sur l'ensemble des constituants du système. Ils sont par ailleurs source de distorsion de l'importance de certains processus (Van Nes *et al.*, 2005). Un modèle trop simple peut même montrer des effets inverses de la mise en place d'une stratégie de gestion qu'un modèle plus complet. Par exemple, si l'on considère un modèle proie-prédateur, éliminer un prédateur fait augmenter la biomasse de proie, alors que dans un modèle avec un réseau plus complet éliminer le prédateur peut entraîner une augmentation d'une autre de ces proies, elle-même prédateur de la proie précédente et entraîner une diminution de la biomasse de la proie (Fulton *et al.*, 2003). Un autre exemple, dans un modèle mono-spécifique, mettre une limitation des captures pour une espèce limite la pression de pêche sur l'espèce ciblée par la limitation et permet d'augmenter la biomasse de l'espèce, alors que la même limitation dans un modèle de pêche mixte, peut provoquer une diminution de la biomasse liée aux effets en cascades

(report de l'effort sur une espèce proie de la précédente, sur une espèce d'intérêt secondaire pour la pêche mais entraînant des interactions techniques sur l'espèce initialement protégée) (voir exemple détaillé dans Pastoors *et al.*, 2007).

5. Questions complexes, modèles complexes

Enfin, pour répondre à des questions complexes on n'échappe pas à l'emploi des modèles complexes. Quelles mesures de gestion permettraient de satisfaire un critère de viabilité des populations et des flottilles de la pêche? Quel est l'impact sur la dynamique de la pêche d'une fermeture spatialisée saisonnière de la pêche?... Dès lors que l'on s'intéresse à un système complexe et que l'on souhaite prédire les conséquences d'un changement de conditions sur l'ensemble de ces constituants, il est nécessaire de décrire le système dans sa complexité. Les systèmes pêcheries dans une problématique de gestion n'échappent pas à cette règle (Drechsler, 1998, Cochrane, 1999). Les modèles complexes sont par exemple particulièrement appropriés pour explorer l'impact de différents scénarios de gestion conditionnellement à différentes hypothèses de structure ou de fonctionnement du système et pour définir le ou les scénarios les plus robustes à ces incertitudes (Duplisea, 2000). Hollowed *et al.* (2000) ont montré les apports de la complexification des modèles pour mesurer l'impact de la pêche sur l'écosystème marin en comparant les résultats issus des modèles mono-spécifiques et pluri-spécifiques. Ces auteurs ont entre autres démontré que les modèles multi-spécifiques ont amélioré la compréhension des systèmes en améliorant les modèles mono-spécifiques dans leur domaine d'utilisation. Fulton *et al.* (2003) dans leur étude sur le niveau de complexité adéquate des modèles écosystémiques marins pour atteindre les objectifs, montrent que si l'on doit prendre des décisions sur certains processus alors ils doivent être explicitement décrits dans le modèle, et que si l'on doit prendre une décision spatialisée ou saisonnalisée alors ces deux structures doivent être considérées dans le modèle (Fulton *et al.*, 2004). Mais les modèles sont non seulement difficiles à conceptualiser, à développer mais aussi et surtout à utiliser. Ils nécessitent plus d'information (données) que les modèles simples. La connaissance du système n'étant pas parfaite plusieurs hypothèses alternatives sur le fonctionnement ou la structure du système doivent être envisagées. Cette abondance de détails et de complexité entraînent de l'incertitude et des difficultés dans l'interprétation des sorties du modèle entraînant des difficultés dans la définition des objectifs opérationnels et la construction des indicateurs appropriés pour résumer l'ensemble des sorties du modèle. Par conséquent, pour toutes les raisons de rejeter le recours à la modélisation complexe détaillées ci-dessus, développer un modèle complexe (de pêche) nécessite de respecter une démarche de modélisation parcimonieuse (minimisant la complexité et maximisant la vraisemblance), lisible (équations et décisions accessibles), rigoureuse (vérification), flexible (souplesse des hypothèses), paramétrable (existence de couple observations-méthodes d'estimation) et robuste (sorties résistant aux incertitudes) guidée par une question et un objectif clair et précis pour ne pas réduire à néant les potentiels de ces modèles complexes.

6. Recherche d'une complexité optimale

Peut-on mesurer cette complexité des modèles pour sélectionner celui dont la complexité est minimale? La complexité est un phénomène quantitatif : c'est l'extrême quantité d'interactions et d'interférences entre les unités du système (Morin, 2005). Cette quantité est difficile à mesurer. Elle suppose de dénombrer l'ensemble des unités du système et les interactions. Théoriquement, si l'on est capable de dénombrer le nombre possible des états d'un système, alors sa complexité est communément approchée par son entropie (concept issu

de la théorie de l'information développé par Shannon) (MacArthur, 1955, Kolmogorov, 1965).

Si N est ce nombre d'états, et p_e la probabilité de réalisation de l'état e , l'entropie déterministe est $H = \log_2(N)$ et l'entropie probabiliste est $H = \sum_{e=1, N} p_e \log_2(p_e)$. Cette notion a grandement été utilisée pour caractériser la diversité des écosystèmes (Pielou 1975). Cependant, cette mesure de la complexité est structurelle mais pas fonctionnelle (Piqueira *et al.*, 2009). En intégrant de la connaissance a priori du système étudié (par ex., connaissant la probabilité de réalisation d'un état), Piqueira *et al.* (2009) ont proposé un raffinement de la mesure. Une autre mesure de la complexité est la dimension de Vapnik-Chervonenskis qui s'accompagne de nombreuses propriétés mathématiques et qui a été entre autres utilisée pour mesurer et comparer la complexité de modèles spatiaux en écologie terrestre (Payne, 1999). Elle correspond aux dénombrements de toutes les réalisations (ou combinaisons) possibles des unités fonctionnelles permettant de construire le modèle s'ajustant le mieux aux observations du système étudié. Cette quantité est très difficile à calculer, et pour un certain nombre de modèles il est plus facile d'en trouver des bornes. Lorsque le système est décrit par un modèle informatique de simulation, il est aussi possible de calculer la complexité algorithmique du modèle correspondant au temps de calcul approché par un nombre d'opérations unitaires. Cette mesure issue de Kolmogorov (1965) correspond à la longueur du programme universel de la machine de Turing capable de reproduire exactement un symbole caractère donné (ie le nombre de bits nécessaires pour le caractère). Dans une approche statistique (à opposer à l'approche déterministe), la complexité se définit par une mesure du niveau de structures présentes dans un système, évaluée au travers des régularités non aléatoires présentes dans un objet (Ricotta *et al.*, 2006). Cette complexité statistique s'approche par les corrélations entre les composants du système qui génèrent des patrons. Il existe par conséquent un certain nombre de travaux permettant de caractériser ou d'approcher la complexité des modèles. La plupart des résultats ne sont pas généraux et ne s'appliquent qu'à des modèles très particuliers. **S'appuyant sur ces mesures de complexité, quelques études portent sur cette recherche d'optimalité.** Fulton *et al.* (2003) proposent une revue des analyses réalisées sur des modèles écosystémiques marins à complexité modérée. Ludwig *et al.* (1985) ont montré que dans une approche mono-spécifique, étant donné la sensibilité du modèle au paramétrage et la propagation de l'erreur dans le modèle, un petit modèle très agrégé était plus approprié pour déterminer la stratégie de gestion de la pêche. Pour les approches multi-spécifiques la relation entre complexité et performance n'est pas linéaire et se caractérise plutôt par une forme en cloche (Fulton *et al.*, 2003). La perte de performance du modèle s'explique toujours par l'incertitude et l'accumulation des erreurs, mais aussi par la perte d'adéquation initiale entre objectif de modélisation et les choix d'hypothèses et méthodes choisies (complexité) pour décrire le système. Pour ce dernier point, Costanza *et al.* (1994) ont initié une réflexion sur la relation entre résolution (complexité) et capacité prédictive du modèle. Pour les modèles écosystémiques plus complexes, les études semblent montrer qu'un degré de simplification du modèle est possible sans dégrader ses performances mais qu'un excès de simplification nuit aux objectifs de modélisation. Comme pour la mesure de la complexité, les études sur la recherche de complexité optimale sont très spécifiques aux modèles et aucune règle générale ne permet de trouver la complexité optimale. La démarche la plus pragmatique pour aborder la modélisation de systèmes complexes dans un souci de parcimonie, demeure donc le développement de modèles modérément complexes, en recherchant les simplifications possibles sous la contrainte de la question posée à l'origine du développement.

Face à une complexité trop importante, il existe dans certaines conditions des techniques de réduction de la complexité. Avant de décrire les techniques de réduction de la

complexité, il est important de fixer certaines notations et définitions. Considérons le modèle $f(\cdot)$. Il décrit les processus dynamiques de variables, que nous noterons X (par ex., l'abondance d'une population), caractérisé par des paramètres notés Θ (par ex., un taux de fécondité). Il peut aussi être décomposé en plusieurs fonctions de variables et de paramètres (par ex., une courbe de croissance). Les variables de sorties (par ex. les captures d'une flottille) du modèle seront notées Y . On peut noter $Y=f(X, \Theta)$. Le modèle $f(\cdot)$ est considéré analytique si f est une fonction mathématique explicite. Dans une analyse statistique du modèle $f(\cdot)$, les variables et paramètres sont indifféremment appelés facteurs.

Des méthodes d'agrégation permettent de simplifier les modèles analytiques par regroupement des variables. Iwasa *et al.* (1987) ont démontré des théorèmes d'existence de ces fonctions de regroupement. Ces techniques présentent l'avantage de travailler sur l'aspect multi-dimensionnel du modèle (l'ensemble des variables du modèle) et proposent des solutions fonctionnelles analytiques dans l'espace des variables d'entrée et paramètres mais aussi dans l'espace des variables de sortie, sur lequel s'élabore le diagnostic (Figure 3 (a)). Pour les modèles de simulation, les approches de réduction de la complexité sont généralement statistiques : à partir d'un jeu de sorties simulées résultant d'une exploration numérique par analyse de sensibilité, le modélisateur identifie des propriétés du modèle et construit un modèle simplifié, méta-modèle (encore appelé surface de réponse ou émulateur (Kleijnen, 2005)), reproduisant ces propriétés (Figure 3 (b)). Cela revient le plus souvent à construire une famille de méta-modèles (f_i Figure 3(b)) décrivant indépendamment les variables de sortie (Y_i Figure 3(b)). L'exploration numérique du modèle consiste à faire varier simultanément l'ensemble des facteurs (paramètres et variables), à simuler les scénarios associés à ces combinaisons et à analyser les variables de sortie en fonction des valeurs ou modalités des facteurs. Considérer l'ensemble des combinaisons de variations sur les variables et paramètres d'entrée est un problème rapidement insoluble : Kleijnen (2005) avance les chiffres limites de 10 variables avec 5 modalités. De nombreux développements théoriques ont permis d'élaborer des plans d'expérience optimisés pour réduire le nombre de scénarios à simuler sans perdre en capacité de compréhension du modèle (Voir par exemple Kleijnen, 1998, Saltelli *et al.*, 2000 et Saltelli *et al.*, 2004). On rencontre dans la littérature des méthodes de réduction de complexité dérivée de cette démarche. Dans (Lawrie, J., Hearne, J., 2007), il est proposé de réduire la complexité du modèle en éliminant les paramètres et/ou variables non sensibles (Θ_c et X_c Figure 3b) en réalisant d'une part une analyse de sensibilité sur les paramètres (méthode AREM pour Advanced Rate Elimination Method) et d'autre part sur les variables (méthode VSM, pour Variable Simplification Method). Un indice de sensibilité ou encore d'élasticité est alors calculé pour chaque variable et le modèle simplifié ne conserve que les paramètres et variables ayant un indice supérieur à un certain seuil. La principale faiblesse de cette démarche est l'approche paramètre par paramètre ou variable par variable qui néglige les interactions et finalement ne considère pas l'ensemble de la complexité possible du modèle. Elle pourrait être améliorée en utilisant les méthodes plus intégrées des approches classiques de la théorie des analyses de sensibilité tel que les plans de Morris, les plans factoriels fractionnaires, les hypercubes latins, la méthode de Sobol, etc. (Saltelli *et al.*, 2000). La construction de ces méta-modèles (ou modèles simplifiés) se fait relativement à une variable de sortie. A ma connaissance, aucune simplification n'a été réalisée sur un ensemble de variables de sortie. Des techniques comme celles développées dans Drouineau *et al.* (2006) ou Lehuta *et al.* (Soumis) pour simplifier les analyses d'incertitude d'un diagnostic issu d'un modèle complexe de pêche, reposant sur des analyses de sensibilité multivariées, pourraient être utilisées dans cet objectif. Il existe aussi des approches d'agrégation plus ad hoc pour les modèles de chaînes trophiques qui préconisent certaines règles d'agrégation reposant sur de l'apprentissage et du bon sens. Fulton *et al.* (2003) recommandent des principes dans la réduction de la complexité par

agrégation des niveaux trophiques : ne pas agréger proie et prédateur ; ne pas agréger d'espèces, de groupes d'âge ou fonctionnels ayant des taux au plus compris dans une enveloppe de 2 à 3.

Une autre démarche proposée est l'approche conjointe des modèles simples et complexes, les uns alimentant et confirmant les autres. Van Nes *et al.* (2005) a choisi le protocole suivant pour contribuer à la théorie écologique : 1) faire une analyse des comportements du modèle relativement à un ensemble de paramètres 2) comprendre son comportement par une analyse de modèles simplifiés du modèle initial et enfin 3) comparer les comportements de ces modèles simplifiés et du modèle complexe pour mieux en comprendre les sorties. On retrouve aussi dans la littérature des usages des modèles complexes pour simuler des jeux de données pour tester la robustesse des modèles simples à différentes hypothèses (Van Nes *et al.*, 2005).

Figure 3. Schéma de la simplification d'un modèle fonctionnel complexe f : a) par agrégation (A et A') et b) par analyse de sensibilité (S). X désigne des variables d'entrée du modèle, θ des paramètres du modèle et $g(X, \theta)$ un sous-modèle du modèle. La fonction h désigne le modèle agrégé. La fonction f_i désigne le méta-modèle développé pour la variable de sortie Y_i . Dans l'équation b, les indices c (respectivement u) identifient les paramètres et variables non sensibles (respectivement sensibles) du modèle. Ces derniers sont fixés dans les méta-modèles f_i , alors que les facteurs sensibles sont associés dans le modèle avec un domaine d'incertitude.

(a)

$$\begin{array}{ccc} (X^1, \theta^1, g(X^2, \theta^2)) & \xrightarrow{f} & f(X^1, \theta^1, g(X^2, \theta^2)) = Y \\ \downarrow A & & \downarrow A' \\ (X'^1, \theta'^1, g'(X'^2, \theta'^2)) & \xrightarrow{h} & h(X'^1, \theta'^1, g'(X'^2, \theta'^2)) = Y' \end{array}$$

(b)

$$\begin{array}{ccc} (X^1, \theta^1, g(X^2, \theta^2)) & \xrightarrow{f} & f(X^1, \theta^1, g(X^2, \theta^2)) = Y \\ \downarrow S & & \\ (X_c^1, \theta_c^1, g_c(X_c^2, \theta_c^2), X_u^1, \theta_u^1, g_u(X_u^2, \theta_u^2)) & \xrightarrow{f_i} & f_i(X_c^1, \theta_c^1, g_c(X_c^2, \theta_c^2), X_u^1, \theta_u^1, g_u(X_u^2, \theta_u^2)) = Y_i \end{array}$$

7. Vérification/validation d'un modèle

Ces modèles complexes, ou plus précisément leurs sorties, alimentent la connaissance nécessaire au processus de prise de décision concernant un système complexe. Les développeurs et les utilisateurs de ces modèles, les preneurs de décision et les personnes affectées par ces décisions sont tous concernés par la fiabilité leurs résultats. La mesure de cette fiabilité est le résultat de la vérification et la validation des modèles. Steven F. Railsback (2001) souligne la difficile tâche de valider des modèles complexes. Kleijnen (1995) propose un cadre théorique et méthodologique de la vérification et validation des modèles de simulation, classiquement noté « V&V ». Il propose les définitions suivantes. La vérification est l'action de s'assurer que le programme informatique de simulation effectue ce pourquoi il a été conçu (debugger) et la validation est l'action s'assurer que le modèle de simulation conceptuel (à opposer au programme informatique) est une représentation satisfaisante du système étudié pour les objectifs dans le domaine d'application du modèle. La validation a par

conséquent ses limites et rigoureusement, on ne peut pas affirmer qu'un modèle est valide, dans le sens « qu'il traduit la réalité » (Saltelli, 2006). Konikow *et al.* (1992) affirment qu'il n'est pas possible de valider un modèle (trop de subjectivité) et que la procédure de validation doit servir à évincer les modèles invalides. Ces auteurs défendent par ailleurs l'idée que cette terminologie donne une impression fautive sur la capacité du modèle. On parlera donc ici de vérification et d'évaluation. Vérifier un modèle suppose d'avoir intégré en amont du développement une procédure dite de « bonne programmation » : programmation modulaire, documentation, Elle repose ensuite sur des contrôles des programmes au moyen de traceurs, de vérifications intermédiaires du code, de tests sur des modèles simplifiés, ... Evaluer le modèle, c'est le confronter à des observations du système étudié. L'approche peut être de nature qualitative floue (très souvent plus subjective), qualitative (avec des règles précises) ou quantitative (parfois aussi subjective par la détermination de seuil). On peut se trouver dans deux configurations : 1) soit on dispose d'observations du système étudié ou de parties du système étudié ; 2) soit on dispose d'aucune observation, non abordée ici (par exemple pour les modélisations de guerre nucléaire, voir Kleijnen (1995)). Si l'on se place dans la configuration 1) avec des observations du système qui peuvent être bruitées d'une erreur d'observation, la méthode générale consiste à comparer des variables simulées aux variables observées. Qualitativement, on peut comparer visuellement des séries temporelles pour qualifier les écarts (la subjectivité de cette estimation est possible surtout dans les états transitoires instables des systèmes). Une autre méthode qualitative couramment utilisée en recherche opérationnelle est la méthode de turing qui consiste à demander à un expert du système étudié de distinguer dans un ensemble de séries temporelles celles qui sont réelles et celles qui sont simulées, une région de confiance établie à partir d'une estimation de la probabilité de coïncidence dans le tri permet de décider si le modèle reproduit la réalité. Un grand danger de ce type d'approche à consonance statistique est la définition de la région de confiance fortement dépendante du domaine de simulation qui peut être construit de manière très arbitraire. Quantitativement, dans le cas où les sorties peuvent être considérées comme indépendantes et identiquement distribuées, on peut tester la significativité des écarts et/ou la corrélation avec des tests statistiques non paramétriques. D'autres critères peuvent être utilisés relâchant certaines hypothèses d'indépendance et de distribution (Kleijnen, 1995). Sargent (2007) propose une revue de l'ensemble des techniques de validation que l'on rencontre dans la littérature. L'évaluation peut se faire sur l'ensemble du modèle ou sur des parties du modèle. Ce processus de validation est itératif. Rigoureusement, il suppose de séparer les données qui servent à la conceptualisation du système et à l'estimation des paramètres de celles qui permettront la validation du modèle...

8. Incertitude

Lorsque l'on dispose d'un modèle « vérifié » et non invalidé dont l'on considère que le niveau de complexité est optimal au regard des objectifs initialement fixés, il reste néanmoins des incertitudes sur les paramètres estimés (liées aux erreurs d'observation et méthodes d'estimation) et sur certains fonctionnements du système (comportement adaptatif du système à un changement de condition, relation de fécondité, migrations, variations inter-annuelles...). Il est certain qu'il sera difficile de lever toutes ces incertitudes. Or il est reconnu que les incertitudes dans la compréhension des pêcheries sont, conjointement à d'autres causes, à l'origine d'échecs dans l'atteinte des objectifs de gestion des pêcheries (Cochrane, 1999, Punt *et al.*, 2007). Etablir un diagnostic ou pronostic à partir de ce modèle nécessite de prendre en considération ces incertitudes (Fowler, 1999, Deroba *et al.*, 2008), même s'il est délicat de communiquer sur ces conclusions incertaines (Pastoors *et al.*, 2007). Cela suppose de proposer des modèles de simulation plus transparents et transférables accompagnés d'analyse d'incertitude. Encore faut-il que ces analyses soient réalisées rigoureusement et par des

méthodes adaptées au contexte des modèles complexes. De nombreuses analyses sont mises en œuvre pour évaluer l'incertitude d'un diagnostic ou pronostic, source d'incertitude par source d'incertitude. Or cette approche n'est justifiée que si le modèle est linéaire (Saltelli *et al.*, 2004). Travailler conjointement sur l'ensemble des sources d'incertitude rentre dans le cadre d'une analyse globale. Pour des modèles complexes avec beaucoup de facteurs, elle est appréhendée par la simulation et devient rapidement très difficile à mettre en œuvre car elle nécessite un très grand nombre de simulations. Cependant, il est largement reconnu que peu de facteurs sont responsables de l'incertitude en sortie du modèle et que par conséquent, la plupart des facteurs ont une faible contribution à cette incertitude (Saltelli, 2006). Il est préférable, si ce n'est indispensable, de réaliser en premier lieu une analyse de sensibilité qui mettra en évidence les paramètres incertains sensibles puis une analyse d'incertitude sur ces paramètres sensibles. L'analyse d'incertitude mesure la contribution des différentes sources d'incertitude du modèle dans l'incertitude des sorties. Il existe deux cadres classiques pour traiter de l'incertitude, le cadre probabiliste et le cadre déterministe. Le cadre probabiliste suppose de connaître ou de faire une hypothèse a priori de la distribution de l'erreur autour du paramètre incertain. Des techniques type Monte Carlo, permettent de simuler l'erreur induite de la métrique d'intérêt et de calculer une utilité qui puisse éventuellement être accompagnée d'une recherche d'optimum. Dans un cadre déterministe, on peut dégager deux approches. La plus directe consiste à ne pas s'intéresser à la distribution de l'erreur mais simplement à donner une enveloppe autour de la métrique en simulant les valeurs extrêmes des paramètres. La deuxième approche qui s'inscrit dans le champ de la théorie du fossé de l'information (Info-Gap) récemment développée (Ben-Haim, 2006) rencontre un certain écho dans le domaine de la décision. Elle repose sur le principe que l'incertitude est le complément de la connaissance et qu'elle ne peut par conséquent pas être modélisée par des distributions probabilistes qui nécessitent une information a priori suffisante (i.e. une connaissance certaine de l'incertitude !). Les modèles d'incertitude de fossé de l'information formalisent a minima l'incertitude selon le niveau de connaissance. C'est une description de la disparité entre ce qui est connu et ce qui pourrait être connu avec le moins d'engagement possible sur la structure de cette disparité. Cette méthode suppose un modèle avec une formalisation mathématique, une métrique de performance avec un objectif à atteindre (ou une borne inférieure). On construit alors un modèle d'incertitude qui décrit ce qui est inconnu pour les paramètres. Un modèle de fossé de l'information est un ensemble ouvert de modèles emboîtés avec des propriétés axiomatiques (emboîtement, contraction, translation, expansion linéaire (Ben-Haim, 2006)). Ce modèle peut être par exemple un intervalle pour chaque paramètre d'amplitude non connue (Regan *et al.*, 2005). La robustesse de la décision (niveau d'amplitude de l'incertitude) est ensuite estimée en résolvant le système d'équations, modèle, performance, incertitude. La meilleure décision est choisie comme étant la plus robuste aux incertitudes (Regan *et al.*, 2005). Contrairement aux analyses basées sur la maximisation de l'utilité, il est recherché ici à maximiser la fiabilité d'un diagnostic acceptable. Ce qui en d'autres termes revient à chercher le domaine maximum de fiabilité du domaine au regard des incertitudes sur les paramètres et du seuil de référence de la performance que l'on se fixe. Dans un contexte où l'on ne dispose pas d'une écriture analytique du modèle, la caractérisation des bornes du domaine d'incertitude des paramètres peut-être obtenue par simulation au moyen de plans d'expérience.

9. Mon approche

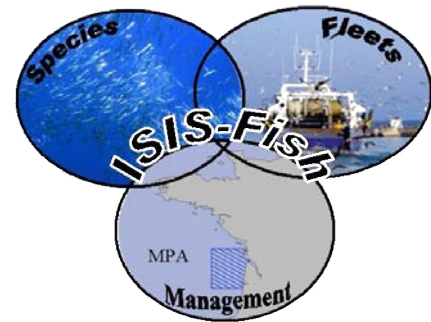
L'approche que nous avons choisie a été de construire un modèle de dynamique de pêche mixte conceptuel le moins complexe possible, c'est à dire un modèle décrivant à minima une pêche mixte relativement aux objectifs d'évaluation des conséquences d'une régulation de

la pêche pouvant être spatialisée et saisonnalisée. On se place ici dans le cadre d'un développement d'un modèle dit « boîte blanche » (à opposer à un modèle « boîte noire » qui consiste à accepter la complexité sans en percer le mystère) ou à approche mécaniste qui consiste à expliciter les processus dynamiques du système. La diversité et l'hétérogénéité des dynamiques spatio-temporelles imposent de considérer dans le modèle ces structures spatiales et temporelles. Les interactions spatio-temporelles entre les entités de base à savoir les populations marines, les groupes de navires et les mesures de gestion entraînent des non linéarités et une écriture analytique du modèle complet jusqu'à ce jour impossible. La mise en œuvre, l'étude des propriétés du modèle, et l'exploration du système étudié sont par conséquent réalisées par simulation, ce qui nécessite une implémentation informatique du modèle. Le développement du modèle conceptuel, sa spécification informatique et son développement informatique ont été réalisés selon un protocole permettant de vérifier pas à pas l'absence d'erreurs. Cette étape a duré de 1998 à 2002 pour aboutir à la version 1 de l'outil. Le choix de la structure informatique et le codage du modèle ont été réalisés en partenariat avec Benjamin Poussin (un informaticien de la société Cogitec puis Code Lutin). Depuis 2002, de nombreuses évolutions ont vu le jour tant d'un point de vue de la flexibilité et de l'enrichissement du modèle que de la performance informatique et de la souplesse d'utilisation. Un grand nombre d'applications ont été développées et d'autres sont en cours de développement. L'élaboration de ce modèle et de l'outil de simulation qui en résulte ont été un support à de nombreux développements méthodologiques visant à mieux appréhender sa paramétrisation et son usage dans un contexte d'incertitude. Ma réflexion scientifique depuis mon entrée dans le monde de la recherche n'a pas été entièrement tournée vers la problématique de la complexité et des méthodes d'exploration statistiques des modèles mais une grande inflexion s'est opérée en 2004, alors que le modèle en était déjà à sa deuxième version. Soucieuse d'une utilisation honnête d'un modèle complexe qui de par les nombreuses incertitudes peut être source d'ambiguïté que tout un chacun peut s'approprier à des fins pouvant se détourner du cadre scientifique, il m'est apparu indispensable de m'investir dans ce domaine. Cette démarche s'inscrit dans une recherche de présentation des certitudes de comportement du système préconisée par certains auteurs pour arriver à convaincre et prendre des décisions efficaces sur la base d'avis scientifiques (Rosenberg, 2007). Il s'agit non pas de cacher les incertitudes inhérentes au système étudié mais de mettre l'accent sur ce qui est sûr conditionnellement aux incertitudes.

La suite de mon document résume mes activités de recherche depuis mon arrivée à l'Ifremer en 1998. La première partie décrit le modèle de dynamique de pêcherie ISIS-Fish² et son application à plusieurs cas d'étude. La deuxième partie se concentre sur le développement de méthodes d'estimation des paramètres du modèle décrivant la relation entre le temps de pêche et la mortalité par pêche exercée sur les populations marines. Enfin la troisième partie est dédiée au développement d'un cadre formel de simulation pour la prise en compte des incertitudes sur le diagnostic de la pêcherie en utilisant ISIS-Fish. Je conclus en introduisant un certain nombre de perspectives de travail.

² Integration of Spatial Information for Simulation of Fisheries dynamics

II. ISIS-Fish - un modèle de simulation de la dynamique spatio-temporelle de pêche



1. Modèles de pêche

J'ai développé avec ma collègue Dominique Pelletier un modèle de simulation de dynamique de pêche qui vise à décrire explicitement les dynamiques spatio-saisonniers des populations exploitées, des activités de pêche et de la régulation de l'accès aux ressources (Mahévas et Pelletier, 2004a). L'écriture de ce modèle et finalement le développement de notre outil est fondé en amont sur un gros travail de bibliographie (qui n'a été publié que récemment (Pelletier et Mahévas, 2005) pour établir l'état de l'art des outils de modélisation existants, et spécifiquement développés pour étudier les conséquences des mesures spatialisées dites « alternatives », telles que les aires marines protégées (AMP). Nous les avons classées et comparées en fonction de leurs spécificités au regard de la dynamique de population, la modélisation de l'activité de pêche et des mesures de gestion. Les principaux enseignements de cette synthèse sont :

1. la prédominance des modèles spatialement implicites, qui ne sont pas suffisamment « riches » pour mettre en regard les deux dynamiques spatialisées des populations et de la pêche, et considérer des variables de contrôle spatialisées,
2. une rare prise en compte des différentes composantes de l'effort de pêche,
3. le faible nombre de modèles décrivant les pêcheries mixtes³.

A fortiori, les modèles spatialement explicites de pêcheries mixtes sont encore moins nombreux. Certains sont théoriques (Allen *et al.*, 1987), d'autres proposent une description incomplète de la dynamique de population (Sparre *et al.*, 1993), la plupart abordent les pêcheries mixtes sous l'angle d'une variété de lieux de pêche (Holland, 2000) caractérisés par une composition spécifique (Walters *et al.*, 1999). Seul le modèle de Holland (2000) prend en compte les migrations saisonnières et le report d'effort en cas de fermeture de zone. Concernant les AMP, on constate que les outils développés pour les pêcheries mixtes ne permettent que très partiellement de répondre aux questions centrales de la configuration des AMP :

1. évaluation de l'efficacité d'AMP saisonnières,
2. exploration des mesures de gestion à leur adjoindre pour une exploitation durable des ressources,
3. évaluation de l'effet sur les captures et les populations dans une pêche complexe (notamment la possibilité de contrôle des interactions techniques néfastes)
4. évaluation de l'effet de la réaction du pêcheur en termes de report d'effort sur l'efficacité d'une AMP.

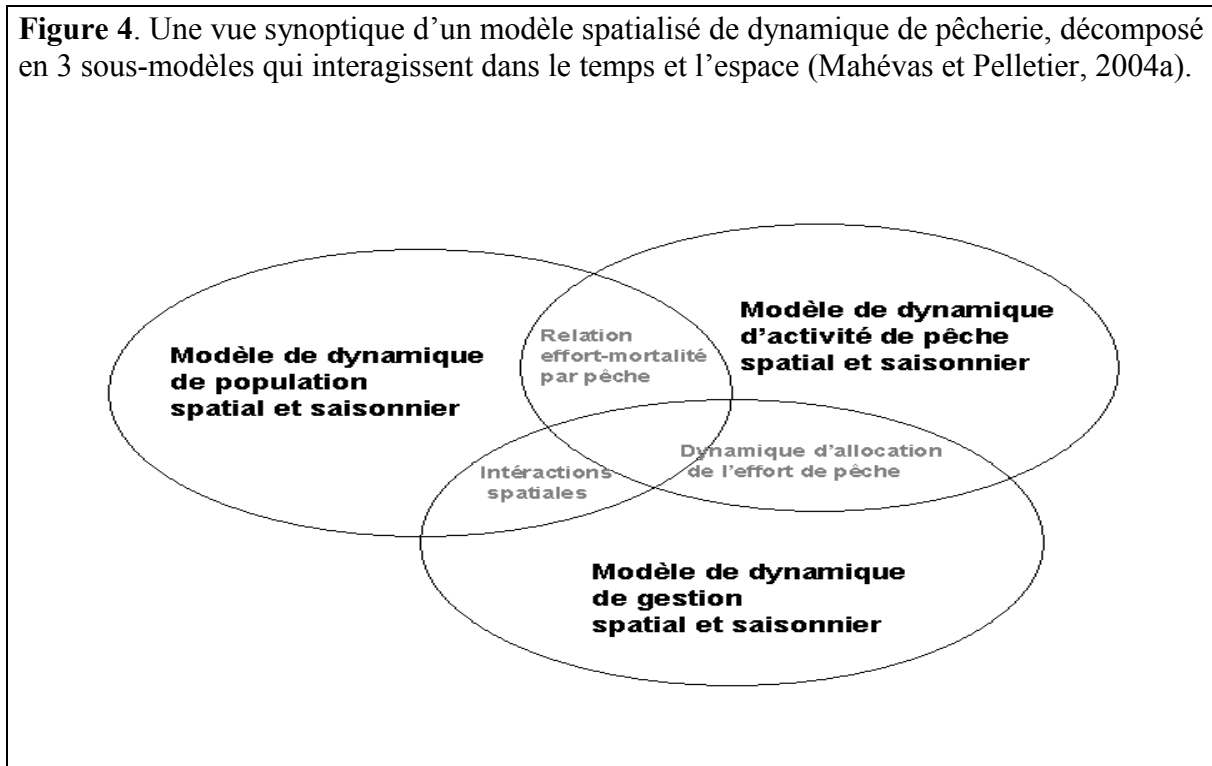
2. Le modèle conceptuel ISIS-Fish

ISIS-Fish est un modèle matriciel à temps discret (le pas de temps est mensuel) couplant dans le temps et l'espace des sous-modèles de populations, de dynamique des flottilles et de

³ une pêche mixte est une pêche caractérisée par plusieurs populations imactées différemment par plusieurs flottilles

gestion (Figure 4). La dynamique de population décrit les déplacements saisonniers (coefficients de migration), la croissance, la reproduction et le recrutement (équation de fécondité spatialisée et saisonnière). La dynamique de flottille décrit mensuellement et spatialement l'allocation de l'effort de pêche en fonction des caractéristiques techniques des navires, des métiers⁴ et des stratégies annuelles de pêche. La dynamique de gestion décrit mensuellement et spatialement les contraintes pour la flottille et les comportements réactifs des pêcheurs à ces réglementations. Je propose ici une description rapide des équations du modèle. Pour plus de détails, on peut se reporter aux publications Mahévas et Pelletier, 2004a (2004) et Pelletier *et al.*, 2009 (2009).

Figure 4. Une vue synoptique d'un modèle spatialisé de dynamique de pêcherie, décomposé en 3 sous-modèles qui interagissent dans le temps et l'espace (Mahévas et Pelletier, 2004a).



Considérons, le vecteur ligne par blocs $N(t)$ des effectifs d'une population structurée en s_{max} groupes (d'âge, ou de longueur, ou de stade, etc.) spatialement distribuée sur un ensemble de zones préalablement définies (z_1, \dots, z_n) :

$$N(t) = (N(t, 1), \dots, N(t, s), \dots, N(t, s_{max}))$$

$$N(t, s) = (N(t, s, z_1), \dots, N(t, s, z), \dots, N(t, s, z_n))$$

$$N(t, s, z) = \text{effectif du groupe } s \text{ de la population dans la zone } z$$

De manière instantanée à chaque début de pas de temps, les populations peuvent grandir ($Cs(t)$ matrice de changement de groupe), se déplacer dans la pêcherie selon des coefficients de migration ($Mig(t)$ matrice de migration), entrer dans la pêcherie ($N^{imig}(t)$ vecteur d'immigration) et se recruter ($R(t)$ vecteur de recrutement).

⁴ métier : définition d'un type d'opération de pêche caractérisée par un ensemble d'espèce-cibles, un engin et une zone. Ce concept a été inventé et promu par la communauté halieutique française, et aujourd'hui internationalement adopté.

$$\begin{aligned}
\forall z, \quad N(t+\varepsilon, ., z) &= C_s(t, z) N(t, ., z) \\
\forall s, \quad N(t+2\varepsilon, s, .) &= Mig(t) N(t+\varepsilon, s, .) \\
N(t+3\varepsilon) &= N(t+2\varepsilon) + R(t) + N^{immig}(t)
\end{aligned}$$

La flexibilité du modèle permet aussi bien de i) de saisir les valeurs des coefficients de chacune des matrices à partir de la connaissance issue de la littérature, ou résultant de l'application d'une méthode d'estimation à un jeu d'observations dans les matrices, ou ii) d'explicitier un processus fonctionnel à partir duquel le modèle calculera dynamiquement les coefficients de ces matrices.

La pêche et la mortalité naturelle impactent la population jusqu'à la fin du pas de temps t , selon un modèle de décroissance exponentielle. Il en résulte un taux de survie spatialisé par groupe exprimé au travers d'une matrice diagonale par blocs

$$\begin{aligned}
Sr(t) &= Diag \left(Sr(t, s_1), \dots, Sr(t, s), \dots, Sr(t, s_{max}) \right), \\
Sr(t, s) &= Diag \left\langle \exp \left(-F(t, s, z_1) - M(t, s, z_1) \right), \dots, \exp \left(-F(t, s, z_n) - M(t, s, z_n) \right) \right\rangle
\end{aligned}$$

$F(t, s, z)$ et $M(t, s, z)$ (exprimés en mois⁻¹) désignent respectivement les taux instantanés de mortalité par pêche et de mortalité naturelle pour le groupe s dans la zone z entre t et $t+1$.

L'abondance de la population à $t+1$ par zone et par groupe est donnée par l'équation suivante :

$$N(t+1) = Sr(t) N(t+\varepsilon)$$

A chaque pas de temps t , la mortalité par pêche est calculée conditionnellement à la distribution spatiale du temps de pêche, dynamiquement alloué en fonction des disponibilités biologiques, des contraintes réglementaires, du contexte économique, des stratégies et tactiques de pêche (Table 1).

L'originalité du couplage dynamique de flottille et dynamique de population réside principalement dans la relation explicite entre l'effort de pêche et la mortalité par pêche qui permet d'intégrer outre les variabilités spatiales et temporelles, les spécificités techniques et stratégiques des activités de pêche relativement aux caractéristiques biologiques des espèces (Mahévas et Pelletier, 2004a). Dans une pêcherie mixte, la diversité des engins génère une hétérogénéité des mesures de pression de pêche. Pour calculer une mortalité par pêche globale sur une population, le modèle standardise la pression de pêche (effort de pêche) exercée par ces différents engins sur une même population (équation Table 1). Cette pression se caractérise nominalement par un temps de pêche et effectivement par un effort de pêche résultat de la combinaison du temps de pêche, des caractéristiques techniques et des spécificités de la mise en œuvre de la tactique de pêche. Les pêcheries mixtes se caractérisent aussi par des interactions techniques⁵ entre les flottilles liées à des intensités de ciblage variables sur les populations présentes. La mortalité par pêche totale engendrée sur une population prend explicitement en compte la pression directe liée à une activité ciblée sur cette population et la pression indirecte liée à une activité ciblant uniquement ou majoritairement une autre population présente sur la même zone.

Cette version du modèle a été appliquée ou est en cours d'application à plusieurs pêcheries européennes en Atlantique Nord-Est [merlu-langoustine-golfe de Gascogne (Drouineau *et al.*, 2006), anchois-golfe de Gascogne (Lehuta *et al.*, 2006; Lehuta *et al.*, 2009), morue-mer du Nord (Kraus *et al.*, 2008) , Manche], en Méditerranée (Sar-bouches de Bonifacio, sar

⁵ les interactions techniques sont des effets collatéraux d'une pression pêche exercée par une flottille dans une zone de présence de plusieurs populations d'intérêts différents pour cette flottille. Elles se traduisent en général par des captures accidentelles pouvant être rejetées.

de Banuyls), en Nouvelle-Zélande (Marchal *et al.*, 2009) et en Australie (pêche côtière de Tasmanie).

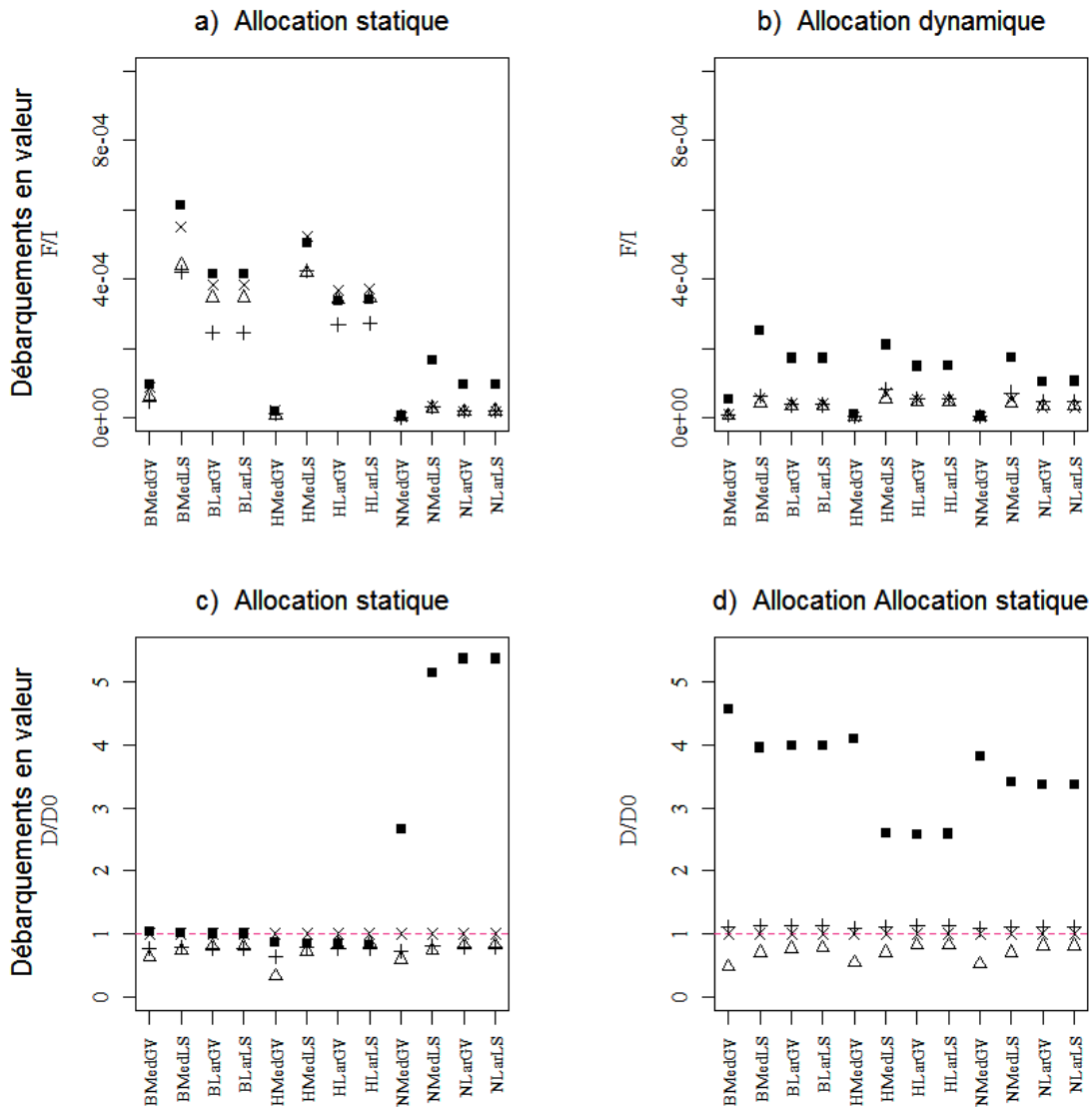
Table 1. Relation spatialisée entre l'effort de pêche induit par les flottilles de la pêche et la mortalité par pêche subie par une population

$$F(pop, groupe, zone) = \sum_{flottilles} \sum_{métiers} p(flottille) * c(métier, pop) * s(pop, groupe, engin_{métier}) * a(pop, groupe, engin_{métier}) * E(flottille, métier, zone)$$

Notations	Définition
F	Mortalité par pêche
pop	Population capturée
$groupe$	Élément de structuration de la population, par exemple le groupe d'âge ou de longueur
$zone$	Localisation géographique
$métier$	Type d'opération de pêche caractérisée par un <i>engin</i> , un <i>groupe d'espèces cibles</i> et une <i>zone</i>
$flottille$	Groupe de navires ayant des caractéristiques techniques et économiques identiques
$p(flottille)$	Puissance de pêche d'une <i>flottille</i> (facteur de standardisation de l'effort de pêche selon les caractéristiques techniques des navires et de l'accroissement du savoir faire à l'échelle de la flottille)
$c(métier, pop)$	Ciblage de la population par les navires pratiquant un <i>métier</i> (facteur de standardisation de l'effort de pêche selon l'attractivité de la population à l'échelle du métier)
$s(pop, groupe, engin_{métier})$	Sélectivité de l' <i>engin</i> de pêche utilisé par le <i>métier</i> pour le <i>groupe</i> de cette <i>population</i>
$a(pop, groupe, engin_{métier})$	Accessibilité d'un <i>groupe</i> d'une <i>population</i> par un <i>engin</i> (probabilité qu'un individu présent soit capturé par une unité d'effort standardisé)
$E(flottille, métier, zone)$	Effort de pêche brut du <i>métier</i> sur la <i>zone</i> (le plus souvent égal au temps de pêche)

ISIS-Fish a dans un deuxième temps été enrichi d'un « module économique » pour explorer la viabilité économique des pêcheries (Pelletier *et al.*, 2009). Ce modèle considère des variables économiques forçantes et endogènes. La prise en compte des coûts variables (proportionnels à l'effort de pêche), par ex. les coûts de carburants et de débarquement, ainsi que les coûts fixes (à l'échelle de l'année), par ex. les coûts administratifs et d'assurance, permettent de calculer des revenus nets dégagés par l'équipage et l'armateur du bateau. Enfin, outre le calcul d'indicateurs économiques, la description de la dimension économique de la dynamique de pêche permet de décrire le comportement d'allocation de l'effort de pêche dans un contexte bio-économique. Il devient en effet possible de calculer des attractivités économiques des combinaisons zones de pêche-population (métier). Ce travail de modélisation a été réalisé en partenariat avec nos collègues économistes du Département d'Economie Maritime de l'Ifremer.

Figure 5. Diagnostic d'impact de différentes mesures de gestion selon deux scénarios de comportement de pêcheurs (stabilité de l'activité de pêche sur la période d'étude pour les figures a) et c) et maximisation des rendements à chaque pas de temps en fonction des captures antérieures pour b) et d)) en comparant des rapports de captures en valeur par flottille. Le rapport (F/I) pour les figures a) et b) est égal au rapport des captures en fin de simulation sur les captures en début de simulation. Il permet de mesurer le changement d'état de la pêcherie induit par la mesure de gestion. Le rapport (D/D0) pour les figures c) et d) est égal au rapport des captures cumulées sur la dernière année de simulation sur les captures cumulées sur la dernière année de simulation lorsque aucune mesure de gestion n'est appliquée. Il permet d'évaluer l'impact relatif de la mise en place d'une mesure par rapport à une situation sans régulation de l'accès à la pêcherie. En abscisse figurent les différentes flottilles de la pêcherie (B, H et N pour ciblant respect. des espèces benthiques, le merlu et la langoustine ; Lar et Med pour les chalutiers de longueur respective entre 12 et 16 mètres et au delà de 16 mètres ; GV et LS pour le port d'attache de la flottille respectivement le Guilvinec et les Sables d'olonne) pour mesurer lesquelles sont les plus impactées par les mesures de gestion. Les symboles correspondent aux différentes mesures de gestion simulées : ■ une interdiction d'engin, + une limitation des captures, Δ une aire marine protégée, x aucune réglementation.



Les coûts d'exploitation et les revenus sont décrits aux échelles de la marée⁶, des navires et des armateurs. Ce modèle permet donc d'évaluer les conséquences biologiques et économiques d'une grande gamme de mesures de gestion. Aucune pêcherie réelle n'a pour l'instant été modélisée en prenant en compte son contexte économique. L'application et l'exploration de ces nouvelles fonctionnalités ont été réalisées au travers d'un exemple (Figure 5), inspiré de la réalité que j'ai décrit dans Pelletier *et al.* (2009), et qui montre comment la dynamique de la flottille peut être une fonction des revenus directement liés à la pêcherie et des revenus extérieurs à la pêcherie.

3. Le modèle informatique

Nous avons sous-traité le développement informatique du logiciel de simulation à une société d'informatique (initialement Cogitec puis Code Lutin). Cette démarche s'inscrit dans une approche de validation décrite dans la Figure 2. Elle a été privilégiée pour plusieurs raisons : i) pour un projet de modélisation générique, il a semblé primordial d'éviter une programmation séquentielle de nature à produire un code confus ou trop compliqué ; ii) pour un projet de logiciel et non seulement de modèle, l'expertise d'informaticiens est nécessaire ; iii) ISIS-Fish ne devant pas monopoliser deux chercheurs à temps plein, il nous est apparu indispensable de déléguer la programmation à des spécialistes. Cette démarche a permis de bien spécifier le produit attendu, c'est-à-dire l'outil de simulation comprenant la description de la pêcherie générique et des objets qui la composent, les relations entre ces objets, mais aussi les interfaces avec l'utilisateur. Elle s'est accompagnée de continues étapes de vérifications, permettant de garantir un outil fonctionnel et contrôlé répondant aux objectifs de modélisation initialement fixés. Nous avons fait le choix d'un logiciel en licence libre (GPL) dont le code est lisible et modifiable par tous (open-source). Cette orientation a été guidée par la volonté de produire un outil source d'échanges et de collaborations au sein de la communauté des halieutes. L'accessibilité au code source est l'assurance pour l'utilisateur de l'outil de pouvoir comprendre les équations précises décrivant la dynamique de pêcherie programmées pour le logiciel. Cette caractéristique s'inscrit directement dans la logique de communication sur les modèles complexes. Elle permet par ailleurs de faire profiter et de profiter de développements (enrichissement des sous-modèles) et des corrections pouvant être réalisés par tout utilisateur d'ISIS-fish. Le langage de programmation utilisé est JAVATM. Le cœur du modèle de pêcherie d'ISIS-Fish a été recodé dans le logiciel R⁷, en utilisant la structuration des objets. Un package R a donc été spécifiquement développé par François Bastardie, post-doctorant que je co-encadrais (<http://flr-project.org/doku.php?id=appl:isisflr&s=isis>) et validé sur la pêcherie mixte démersale du golfe de Gascogne (Bastardie *et al.*, 2008). Ce travail a permis de diffuser le modèle conceptuel d'ISIS-Fish comme modèle de base de pêcherie mixte dans un outil (FLR⁸) probablement appelé à devenir un standard en évaluation des stocks et des pêcheries en Europe.

Pour permettre l'analyse de la sensibilité du modèle et évaluer l'impact des incertitudes, nous avons inclus dans le logiciel des modules de plan de simulations et la possibilité de lancer en file d'attente un grand nombre de simulations. Ce travail est réalisé en cohérence avec le développement d'un logiciel d'exploration par simulation de modèles complexes basée sur des plans d'expériences dans la cadre du réseau Mexico (Mexico, 2009). Enfin nous avons codé en R une librairie d'analyse exploratoire des résultats du modèle travaillant directement à partir des fichiers d'export (par ex. les graphiques produits pour la Figure 5).

⁶ marée : sortie en mer d'un navire pour pratiquer une activité de pêche ; la marée débute quand le bateau quitte le port et se termine quand il revient au port.

⁷ R : logiciel libre de programmation pour les statistiques (<http://www.r-project.org/>)

⁸ FLR (Fisheries Library in R, est une boîte à outil de modélisation développée par un groupe de chercheurs européens (<http://flr-project.org/doku.php>) dans le logiciel de programmation statistique R)

La direction scientifique de l'Ifremer a soutenu notre projet en sélectionnant ma demande de financement de projet jeune chercheur en 2002 puis en 2003. Par la suite, de nombreux projets européens auxquels j'ai participé, ont contribué financièrement au développement de l'outil. Ces projets ont été l'occasion de confronter notre approche de modélisation à d'autres outils (Mahévas *et al.*, 2006), de développer plusieurs applications d'ISIS-Fish et de proposer des formations pour faciliter son utilisation.

4. En conclusion :

La démarche de développement d'ISIS-Fish s'inscrit complètement dans la procédure décrite dans la Figure 2. Comme on pouvait s'y attendre, le développement du modèle conceptuel, sa spécification et sa programmation ont été très chronophages. Le travail avec des collègues de différentes disciplines a été dans sa phase initiale difficile à mettre en œuvre mais a permis au final d'intégrer des domaines de compétences très variées de la biologie, des mathématiques, de l'économie, de l'halieutique et l'informatique. ISIS-Fish apporte une contribution majeure à la recherche halieutique dans la mesure où il est le premier modèle à appréhender ce type de questions complexes en intégrant explicitement l'ensemble de la connaissance sur la pêche. Son utilisation est en pleine extension comme en témoignent les nombreuses citations d'ISIS-Fish lors du récent symposium sur les aires marines protégées (European symposium on MPAs as a tool for fisheries management and ecosystem conservation à Murcia en Espagne, septembre 2007) et de la dernière conférence annuelle du Conseil International pour l'Exploration de la Mer (septembre 2008).

Le modèle est générique : il peut aussi bien décrire des pêcheries démersales, benthiques ou pélagiques. Son originalité réside dans

- 1) la description explicite des processus spatiaux et saisonniers des dynamiques étudiées,
- 2) les définitions indépendantes des dynamiques de population et de flottille,
- 3) la prise en compte de la réaction des pêcheurs aux mesures de régulation de l'accès à la pêche,
- 4) une « alimentation » du modèle à partir des données habituellement disponibles en halieutique (en particulier du Système d'Information Halieutique de l'Ifremer).

Pour chacune des pêcheries modélisées avec ISIS-Fish, le modèle a permis d'améliorer la connaissance sur la dynamique des populations et des flottilles, de soulever de nouvelles hypothèses ou d'invalider des hypothèses sur des processus biologiques. Il a ainsi été possible de poser des diagnostics quantitatifs relatifs sur l'impact de scénarios de gestion et d'explorer des régulations de l'accès aux populations spatialisées.

A ce jour nous n'avons pas abordé la question de recherche de complexité optimale. La démarche de modélisation des différentes pêcheries étudiées à ce jour, a en général été une intégration progressive des flottilles et espèces de la pêche. Une voie possible serait de travailler à une écriture analytique du modèle pour démontrer ses propriétés mathématiques. De nombreuses questions restent en suspens comme la sensibilité des diagnostics ou pronostics aux choix de l'échelle spatiale et temporelle de description du modèle, à la chronologie des événements décrits par le modèle, etc. Les travaux que nous menons dans le champ des méthodes des analyses de sensibilité doivent nous permettre d'y apporter des réponses.

Plusieurs perspectives de développement du modèle sont actuellement à l'étude. Pour de nombreuses pêcheries, il a été montré que la destruction des habitats de poisson par la pêche et la variabilité du recrutement étaient des facteurs sensibles de la viabilité des écosystèmes. De nombreux travaux participent à l'amélioration de la compréhension de la dynamique larvaire et de la dynamique fonctionnelle des habitats de poisson. Dès lors que ces processus seront explicites, il pourrait être intéressant de les intégrer dans le modèle pour mieux décrire la dynamique de la pêche et affiner les évaluations relatives d'incertitude.

III. Des observations aux paramètres estimés

Proposer un diagnostic d'une pêcherie en utilisant ISIS-fish requiert dans un premier temps une paramétrisation du modèle. Concernant le volet dynamique des populations, la connaissance disponible dans la littérature est, pour certaines espèces, souvent abondante et en général suffisante pour paramétrer le cycle de vie d'une population. Elle reste cependant faible pour décrire précisément la croissance des populations et leur dynamique spatiale (migrations, ...) saisonnière à grande échelle. Concernant la dynamique des flottilles, elle est très éparse et peu de méthodes statistiques sont disponibles pour estimer les paramètres de la relation entre l'effort de pêche déployé par une flottille et la mortalité par pêche qu'elle entraîne sur une population (Table 1). Paramétrer un modèle complexe est une étape d'intégration de la connaissance. Elle requiert le développement de nouvelles méthodes statistiques, l'acquisition de nouvelles observations mais aussi des recherches bibliographiques poussées. En conséquence, j'ai consacré une grande partie de mon activité au développement de méthodes statistiques pour l'estimation de ces paramètres (capturabilité de l'espèce-cible cf. infra, distribution spatiale et saisonnière de l'effort de pêche, comportement du pêcheur). La majeure partie de ces paramètres peut être estimée à partir des observations collectées dans le cadre du Système d'Information Halieutique (SIH) de l'Ifremer. Je détaille ci-dessous les méthodologies que nous avons mises en œuvre pour parvenir à ces estimations depuis la qualification du processus de collecte jusqu'aux estimateurs.

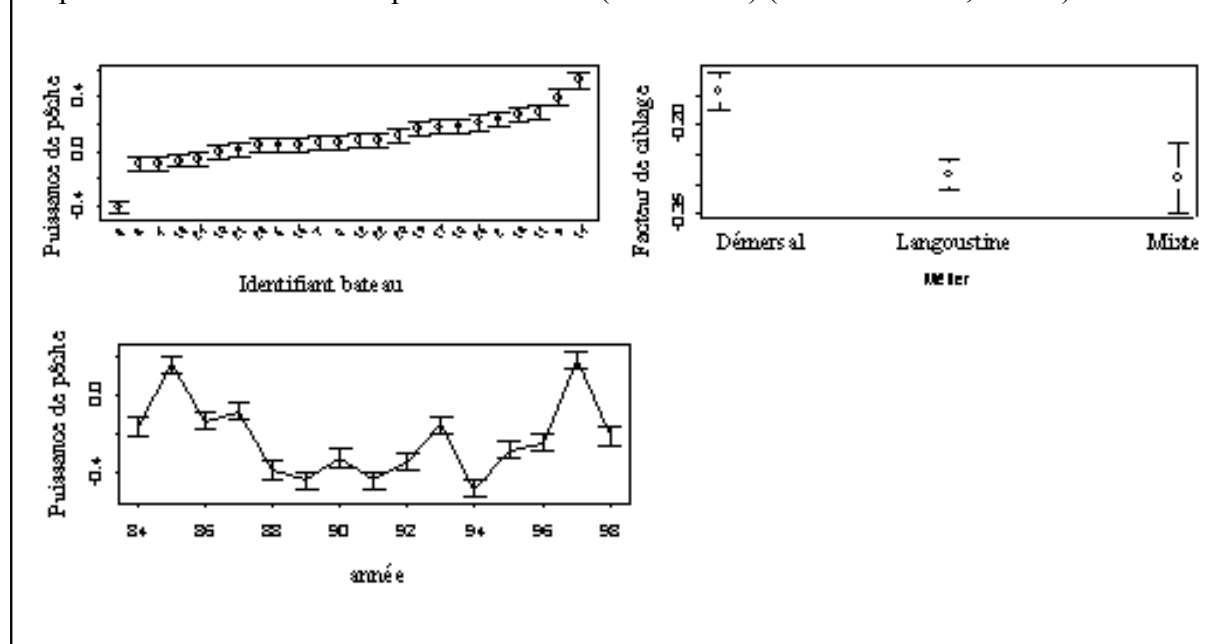
1. La capturabilité

La relation entre les prises des navires de pêche et l'abondance réelle d'une population-cible fait intervenir un coefficient, appelé « capturabilité ». C'est une notion centrale dans l'expertise halieutique : connaissant l'effort de pêche (observable, et que l'on espère réguler et contrôler), c'est la capturabilité qui permet d'estimer la mortalité due à la pêche (qu'il est indispensable de connaître pour ajuster l'effort de pêche en fonction d'objectifs de gestion). Elle se décompose en quatre facteurs (Table 1) : 1) la puissance de pêche, 2) le facteur de ciblage, 3) l'accessibilité et 4) la sélectivité. La puissance de pêche et le facteur de ciblage sont des facteurs de standardisation de l'effort de pêche qui mesurent l'efficacité de pêche. Ils sont reliés aux caractéristiques techniques du navire et à la tactique de pêche. L'accessibilité se définit par la probabilité qu'un poisson présent sur zone soit capturé par une unité d'effort standardisée (Seber, 1982) et dépend conjointement de la sélectivité de l'engin de capture et du comportement biologique de la population (par exemple, une langoustine enfouie dans son terrier a une accessibilité proche de 0 pour un chalut). Estimer la capturabilité est indispensable à la description des pêcheries. Ainsi, l'expérience montre qu'ignorer une augmentation de la capturabilité contribue à surestimer l'abondance de la population-cible, ce qui peut entraîner une surexploitation voire l'effondrement de la population.

L'analyse des séries historiques de captures permet de faire ressortir les facteurs qui déterminent la variabilité de puissance de pêche entre les bateaux (Figure 6). J'ai proposé une méthode basée sur l'utilisation de modèles linéaires généralisés ajustés à des données de Captures Par Unité d'Effort (CPUE) pour quantifier les changements de puissances de pêche

dans une flottille ciblant une espèce particulière. Les changements de puissance de pêche sont distingués des variations d'abondance de la population en utilisant un indice d'abondance estimé à partir des CPUE d'un bateau témoin capturant cette espèce de manière accessoire. Les différences d'efficacité observées entre les bateaux sont ensuite expliquées par les caractéristiques techniques telles que l'engin utilisé, la puissance motrice, la longueur de la corde de dos, le bourrelet, l'utilisation d'un GPS et l'expérience du capitaine. L'application de la méthode aux chalutiers de fond français ciblant la baudroie dans le golfe de Gascogne et la mer Celtique sur la période 1983-1998 a montré que la puissance motrice et l'engin de pêche (chalut jumeau ou simple) étaient les facteurs qui expliquaient le plus les différences de puissance de pêche.

Figure 6. Estimation des effets par un modèle linéaire généralisé ajusté à des données de captures par unité d'effort. Les intervalles autour des estimations correspondent aux intervalles de confiance à 95%. De gauche à droite et haut en bas : a) la puissance de pêche des navires dans la flottille relativement à celle d'un navire de référence (les navires sont identifiés en abscisse par un numéro de 2 à 25, le navire de référence étant le n°1), b) l'intensité de ciblage des métiers relativement au métier benthique, c) la dérive de puissance de pêche de la flottille sur la période d'étude (1984-1998) (Mahévas *et al.*, 2004b).



La faible qualité des données disponibles décrivant les caractéristiques techniques des navires et des engins n'a pas permis de montrer l'effet de ces derniers pour expliquer les différences d'efficacité de pêche. La réalisation de nouvelles enquêtes visant à retracer l'historique des changements technologiques à bord des navires de certaines flottilles a permis de réappliquer cette méthode dans le cadre d'un projet européen (CAFE⁹). Pour ce projet, j'ai coordonné un groupe de travail pour estimer le poids relatif du savoir-faire de l'équipage et des caractéristiques techniques dans l'efficacité de pêche sur plusieurs flottilles européennes (Mahévas *et al.*, 2008a). Cette étude a montré que le facteur humain était considérable quel que soit le type de flottille et pouvait atténuer ou expliquer des effets indésirables de certaines réglementations techniques sur les pêcheries. Il est apparu que la puissance motrice est le facteur

⁹ Projet européen CAFE ("Capacity, F and Effort" FP6-2005-022644)

qui explique le plus les différences d'efficacité pour les flottilles pélagiques alors que pour les flottilles démersales les caractéristiques des engins sont plus discriminantes.

Dans le cadre d'un autre projet européen (TECTAC¹⁰), nous avons élaboré des indices pour caractériser, pour une large sélection de pêcheries européennes, les tactiques (à l'échelle de la marée) et les stratégies de pêche (à l'échelle de l'année) afin d'améliorer l'estimation de l'efficacité de pêche (Marchal *et al.*, 2006). Ces indices, dérivés de ceux de Shannon-Wiener (issus de la théorie de l'information), décrivent la diversité de la distribution spatiale de l'effort de pêche au cours d'une marée et d'une année. Au cours d'une marée, les bateaux caractérisés par un indice élevé (respectivement faible) ont vraisemblablement cherché les agrégations de poissons pendant une longue période (respectivement ont été plus efficaces pour localiser ces agrégations). L'ajustement que j'ai proposé d'un modèle statistique aux données de CPUE en fonction de ces indices a permis de calculer la puissance de pêche des navires par flottille.

Dans une deuxième étape, on peut estimer l'accessibilité. Confrontés à la faible qualité des données de captures commerciales disponibles et l'absence de données pour certaines espèces, nous avons organisé 3 campagnes scientifiques à bord de navires professionnels (sur financements européens IFOP). Ces campagnes étaient couplées respectivement à 3 campagnes scientifiques (VITAL 2002, MERTAIL 2004 et CHAPAUV 2006) visant l'acquisition de données de captures par chalutage, de données acoustiques et de données visuelles pour valider une méthode d'estimation de l'accessibilité. La première campagne, menée sur le talus au nord du golfe de Gascogne dans une zone profonde (1100-1500 m) a permis d'estimer l'accessibilité relative au chalut pour certaines espèces profondes en comparant les densités par chalutage avec celles par observations directes vidéo (Trenkel *et al.*, 2004a). Il a été montré que le comportement naturel et réactif des poissons entraînait de la variabilité et des biais dans l'estimation des densités. Ces analyses ont aussi mis en évidence l'impact des facteurs environnementaux (tels que la profondeur, le courant) sur les estimations de l'accessibilité (Trenkel *et al.*, 2004b).

La deuxième campagne, MERTAIL 2004 a été réalisée sur la grande vasière du golfe de Gascogne et visait des espèces telles que la langoustine (*Nephrops norvegicus*) et le merlu (*Merluccius merluccius*). Fortes des enseignements de la campagne VITAL 2000, nous avons complété la vidéo et le chalutage par l'acoustique. Cette dernière technique visait à acquérir de l'information sur la biomasse (non échantillonnée par le chalutage ou par la vidéo) des poissons présents dans l'ensemble de la colonne d'eau. J'ai montré, en ajustant des modèles généralisés de régression non linéaires aux captures, qu'il existait une augmentation de l'accessibilité de la langoustine au crépuscule. Ce résultat a été confirmé par l'analyse des données vidéo montrant la sortie d'un grand nombre d'individus de leur terrier au crépuscule et au coucher du soleil (Trenkel V.M. *et al.*, 2008). Une estimation de l'accessibilité du merlu est en cours, fondée sur un rapport des densités estimées par chalutage aux densités estimées par acoustique. J'ai encadré une analyse prospective des structures de variabilités de ce rapport en vue de construire un estimateur non biaisé de l'accessibilité (Kairou, 2006). Une des difficultés soulevées était le manque d'observations à grande échelle sans variabilité temporelle et la méconnaissance de l'efficacité du navire pour déduire des observations une estimation « absolue » de la capturabilité. La campagne CHAPAUV 2006, réalisée à nouveau sur la grande vasière, a permis l'acquisition d'un plus grand nombre d'observations sans variabilité spatio-temporelle grâce à l'affrètement simultané de 3 navires d'efficacité de pêche similaire. L'espèce ciblée était le merlu. La fine échelle spatiale des observations et le nombre important de traits de chaluts synchronisés nous ont permis d'ajuster des modèles statistiques à effets fixes et aléatoires aux données de CPUE (Table 2). Il a ainsi été montré que

¹⁰ Projet européen TECTAC ("Technological developments and tactical adaptations of important EU fleets" Q5RS-2002-01291)

l'accessibilité du merlu par le chalut (dans la partie supérieure à 50 cm du fond de la colonne d'eau) augmente la nuit et qu'elle est nulle de jour pour les petits individus (moins de 19 cm) (Mahévas *et al.*, 2009). Ceci peut s'expliquer par un changement de distribution dans la colonne d'eau dû à une activité de recherche de nourriture (Casey *et al.*, 1998). Une distribution spatiale aléatoire du merlu à petite échelle a aussi pu être mise en évidence.

Table 2. Modèles linéaires à effets fixes (ML) et modèles linéaires mixtes (à effets aléatoires et fixes) (MLM) ajustés aux CPUE de merlu (kg par ½ heure) issues de la campagne scientifique CHAPAUV 2006 supposant que les résidus suivent une distribution normale. Un modèle linéaire généralisé ajusté aux CPUE de merlu (en nombre par 30 minutes) issues de la campagne scientifique CHAPAUV 2006 supposant une distribution Poisson des résidus et une fonction de lien log(). J/N=jour/nuit.

Modèle	Description
ML1	CPUE= Navire + $\varepsilon \sim N(O, \sigma)$
ML2	CPUE= Date + $\varepsilon \sim N(O, \sigma)$
ML3	CPUE= Trait + $\varepsilon \sim N(O, \sigma)$
ML4	CPUE= JN + $\varepsilon \sim N(O, \sigma)$
MLM1	CPUE= JN + effet aléatoire(bateau) $\sim N(O, \psi_v)$ + $\varepsilon \sim N(O, \sigma_v)$
MLM2	CPUE= JN + effet aléatoire(trait) $\sim N(O, \psi_h)$ + $\varepsilon \sim N(O, \sigma_h)$
MLM3	CPUE= JN + effet aléatoire(jour) $\sim N(O, \psi_d)$ + $\varepsilon \sim N(O, \sigma_d)$
MLG	CPUE = Trait + $\varepsilon \sim P(\lambda)$

En parallèle, l'efficacité du chalut a pu être estimée par une analyse conjointe des données de captures et des données acoustiques (Doray *et al.*, 2009). L'analyse des observations acoustiques a confirmé les résultats obtenus avec les données de capture concernant la distribution spatiale du merlu. Approchée par le rapport entre la densité de capture transformée en équivalent acoustique et la densité acoustique observée, cette efficacité a été estimée à 0.08 de jour. De nuit, la relation entre la densité acoustique et les captures n'est plus linéaire et a été approchée par la relation Densité de captures = $0.18 * (\text{Densité acoustique})^{0.31}$.

En l'absence d'observations aussi fines issues de campagnes scientifiques, il est aussi possible d'utiliser des plans de simulation avec ISIS-Fish pour mettre en œuvre des méthodes d'étalonnage (communément appelées calibration) afin d'estimer la capturabilité. Il s'agit dès lors de minimiser un critère, fonction mathématique décrivant les écarts entre les données simulées et les données observées (moindres carrés, maximum de vraisemblance, ...) en faisant des hypothèses probabilistes sur les erreurs d'observation. La minimisation de ce critère nécessite la mise en œuvre d'algorithmes du domaine de l'analyse numérique, tels que l'approche par dichotomie, le simplexe, les algorithmes génétiques, etc. Plusieurs méthodes ont été codées dans le langage JAVA. Elles sont disponibles dans ISIS-Fish et ont été utilisées pour plusieurs pêcheries (par ex. Lehuta et al soumis).

2. Estimation des paramètres de croissance et de migration

Très peu d'observations directes sont disponibles pour connaître précisément les déplacements saisonniers des populations. Quelques campagnes de marquage, ciblant certaines espèces (dont les taux de recapture sont trop faibles pour estimer les coefficients de migration) permettent de suggérer des hypothèses. Cependant, les observations halieutiques, prises dans leur ensemble (*i.e.*, les campagnes scientifiques et les débarquements déclarés) sont un gisement d'informations qui permet de dessiner des schémas de distribution spatiale des populations. C'est pourquoi nous avons proposé avec mon collègue Michel Bertignac un sujet de thèse visant à développer un modèle d'estimation des paramètres de dynamique de population à partir d'un modèle spatialisé (semblable à celui d'ISIS-Fish) couplé à un modèle d'exploitation spatialisé structuré en flottilles. Les paramètres sont estimés par maximisation d'un critère de vraisemblance en utilisant l'ensemble des observations halieutiques.

Le modèle a été appliqué au merlu (*Merluccius merluccius*) d'Atlantique Nord-Est (Drouineau, 2008) et s'ajuste de manière satisfaisante aux données observées (indices d'abondance de campagnes scientifiques, captures totales en poids par métiers, compositions en longueur de ces captures). Les estimations réalisées avec le modèle ont été validées au travers d'une analyse des corrélations entre les paramètres (aussi appelée étude de l'identifiabilité des paramètres) par l'analyse de la matrice Hessienne du modèle. Seuls les paramètres de capturabilité et de recrutement étaient corrélés, permettant ainsi de pouvoir interpréter les estimations des paramètres de croissance et des coefficients de migration. La trajectoire de biomasse féconde estimée par le modèle est assez proche de la trajectoire estimée par le modèle XSA¹¹, utilisé par le groupe de travail du CIEM pour l'évaluation du merlu. Le taux de croissance individuelle estimé ($K \approx 0.15$ année⁻¹), bien que plus élevé que celui couramment utilisé par le CIEM ($K \approx 0.10$ année⁻¹), est plus bas que le taux de croissance obtenu par les données de marquage ($K \approx 0.2$ année⁻¹). Enfin, le modèle a permis d'estimer qu'au printemps, 50% des adultes migrent du golfe de Gascogne vers la mer Celtique et qu'à l'automne, en mer Celtique, 50% des adultes situés aux accores migrent vers le plateau continental du golfe de Gascogne (Drouineau *et al.*, 2008).

3. Caractérisation des zones et saisons des activités de pêche

Pour décrire le déploiement dans l'espace et dans le temps de l'effort de pêche de la flottille française qui pêche en mer Celtique, nous avons effectué une analyse des données de temps de pêche disponibles par bateau, par unité spatiale et temporelle sur la période 1991-1998. Les modèles statistiques utilisés sont des modèles linéaires généralisés avec effets fixes et/ou aléatoires prenant explicitement en compte les corrélations temporelles et spatiales. Les variables explicatives disponibles pour cette modélisation sont l'unité spatiale, le mois, et l'année. Nous avons démontré une corrélation temporelle (d'ordre 1) et une corrélation spatiale du temps de pêche ainsi qu'une stabilité annuelle de l'activité de pêche sur la période (Mahévas *et al.*, 2002) : le temps de pêche dans une zone à un mois donné est stable sur les années étudiées ; il est dépendant i) du temps de pêche dans les zones adjacentes et ii) du temps de pêche au mois précédent.

En collaboration avec Lise Bellanger du département de statistiques de l'université de Nantes, nous avons développé une méthode de classification des effets fixes spatiaux et temporels d'un modèle statistique pour construire des groupes d'unités spatiales et des groupes d'unités temporelles (Mahévas *et al.*, 2008b). La méthode est appliquée aux données d'effort de pêche de la flottille française opérant en mer Celtique. Le modèle linéaire décrivant la variabilité de l'effort de pêche inclut des effets fixes spatiaux (à l'échelle du rectangle statistique) et

¹¹ *Extended Survivor Analysis*, modèle classiquement employé par les groupes de travail du Conseil international pour l'Exploration de la Mer.

temporels (à l'échelle du mois). Il est ajusté aux temps de pêche par mois et rectangle prenant explicitement en compte les corrélations spatiales et temporelles :

$$T_{ijk}^{1/4} = m + \delta T_{(i-1)jk}^{1/4} + \text{mois}_i + \text{rectangle}_j + \text{an}_k + \varepsilon_{ijk}$$

avec

- T_{ijk} temps de pêche au mois i dans le rectangle j pour l'année k , pour $i=1, \dots, 12; j=1, \dots, 48; k=1, \dots, 8$,
- supposant $\delta T_{(0)jk}^{1/4} = \delta T_{(12)jk}^{1/4}$ effet décrivant la corrélation temporelle d'ordre 1,
- $\varepsilon \sim N_{n=4488}(0, \Sigma)$ où $\Sigma = \sigma^2 H(\varphi) + \tau^2 I$, $(H(\varphi))_{jj'} = \rho(d_{jj'})$, $d_{jj'}$ la distance euclidienne entre les rectangles j et j' , φ le paramètre de décroissance, ρ la fonction classique de covariance exponentielle (voir par exemple (Cressie 1993)) des temps de pêche).

L'algorithme de classification hiérarchique des coefficients du modèle ci-dessus (dont une écriture simplifiée est $T^{1/4} = X\beta + \varepsilon$) utilise les dissimilarités égales aux 1-p valeurs des tests statistiques F testant l'égalité deux à deux des coefficients estimés par le modèle (Searle 1971; Rawlings et al. 2001).

Si on note le test $H_0: K^T \beta = 0$ contre $H_1: K^T \beta \neq 0$, (par ex. $H_0: \text{rect}_i = \text{rect}_{i'}$ contre $H_1: \text{rect}_i \neq \text{rect}_{i'}$), avec K le vecteur ligne de longueur 67 tel que le i -ème élément $K_i = 1$, le i' -ème élément $K_{i'} = -1$ et des zéros ailleurs, alors la statistique F s'écrit :

$$F = (Q/1) / (s^2) = (K^T \hat{\beta})^2 / (K^T (X^T X)^{-1} K) s^2 \sim_{H_0} F(1, 4421)$$

avec $Q = (K^T \hat{\beta})^2 / (K^T (X^T X)^{-1} K)$ la somme des carrés des écarts, $s^2 = SC_{res} / 4421$, SC_{res} la somme au carré des résidus du modèle et $4421 = 4488 - 67$ correspondant au nombre de degrés de liberté.

Des contraintes de contiguïté spatiale et temporelle sont imposées dans l'algorithme de classification pour s'assurer que seules les unités spatiales voisines et les unités temporelles successives sont groupées. Si η est la dissimilarité, on définit l'index d'agrégation de l'algorithme de classification hiérarchique γ s'écrit pour les unités spatiales, $\gamma(\text{rectangle}_i, \text{rectangle}_{i'}) = \eta(\text{rectangle}_i, \text{rectangle}_{i'}) + \kappa(\text{rectangle}_i, \text{rectangle}_{i'})$ où κ est l'index de contiguïté $\kappa(\text{rectangle}_i, \text{rectangle}_{i'}) = 0$ si les deux rectangles sont contigus et $\kappa(\text{rectangle}_i, \text{rectangle}_{i'}) = +\infty$ sinon. Dans l'algorithme de classification, γ est utilisé comme une similarité.

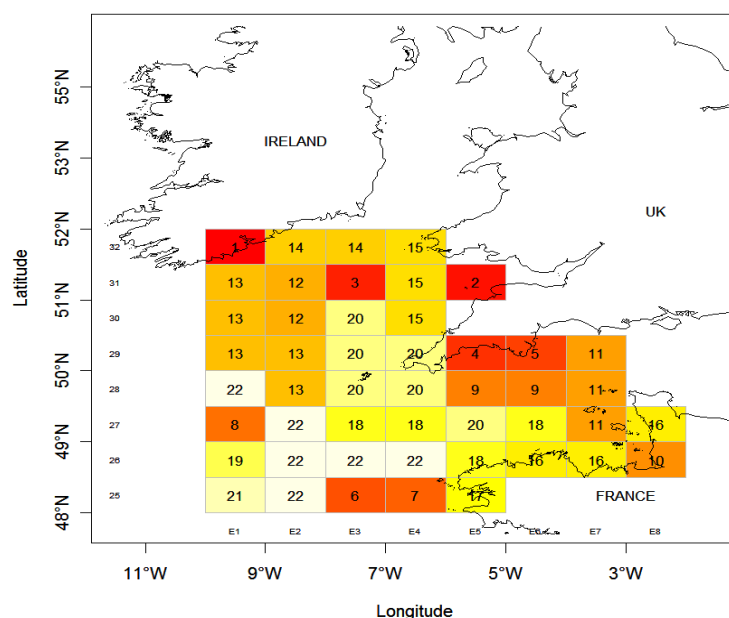
La classification a permis d'identifier 19 zones (Figure 7) et 9 saisons. Les mois d'hiver ressortent comme étant plus hétérogènes que les autres. La taille des zones est très variable et généralement plus grande au large qu'à la côte.

4. Estimation du comportement dynamique des pêcheurs

Comprendre la dynamique du choix du « métier » par un pêcheur est indispensable pour paramétrer la dynamique de flottille. Dans le cadre d'une thèse que je co-encadre, réalisée par Youen Vermard, des modèles statistiques ont été développés pour apporter des éléments de réponse à cette question. Nous avons ajusté un modèle d'utilité aléatoire pour décrire, quantifier et prédire le comportement de choix du métier à l'échelle de la marée pour la pêcherie de petits poissons pélagiques du golfe de Gascogne (Vermard *et al.*, 2008). Ce

modèle repose sur des métiers identifiés par une méthode de classification hiérarchique appliquée à des profils de débarquement en valeur. Il a été ajusté aux observations issues des journaux de bord des pêcheurs à l'échelle de la marée sur la période 2001-2004. Les résultats montrent une différence de comportement selon le métier pratiqué au cours de la marée précédente. Ils ont ensuite été utilisés dans un modèle de simulation du choix de marée pour prédire les choix de marée en 2005, année caractérisée par la fermeture de la pêche à l'anchois (*Engraulis encrasicolus*). Les résultats ont été comparés aux observations et témoignent d'une bonne performance de prédiction du modèle. Pour affiner la description de la tactique de pêche à l'échelle de la marée, un modèle markovien bayésien hiérarchique a été ajusté sur les données de positionnement géographiques. Les modèles markoviens sont très largement utilisés dans de nombreux domaines de recherche (par ex. en télécommunication Mahévas, 1997, Mahévas *et al.*, 1998 et Carrasco *et al.*, 2000). Leurs nombreuses propriétés mathématiques en font un outil intéressant pour étudier le comportement moyen du pêcheur à l'échelle de la marée. Les propriétés et le domaine de validité du modèle au regard des hypothèses faites sur les paramètres de vitesse et de changement d'angle au cours de la trajectoire ont été étudiés par simulation. Ce modèle markovien à états cachés a permis de caractériser les états de pêche et de recherche sur des trajectoires observées de chalutiers pélagiques du golfe de Gascogne (Vermard *et al.*, 2009).

Figure 7. Carte des zones de pêche obtenue à partir d'une classification hiérarchique des effets spatiaux estimés par un modèle linéaire ajusté aux temps de pêche pour la flottille française des chalutiers pêchant sur le plateau de la mer Celtique. Tous les rectangles appartenant à une même zone de pêche sont de même couleur et ont le même numéro (Mahévas *et al.*, 2008).



5. Démarche qualité de l'observatoire halieutique – le projet MEQUAPRO

La fiabilité des diagnostics et des expertises halieutiques est tributaire de la qualité des estimations, qui elle-même dépend pour une grande part de la qualité des observations et des

plans d'échantillonnage. C'est pourquoi je me suis intéressée à l'analyse des plans d'échantillonnage et à la qualité des observations.

En 2005 m'a été confiée la responsabilité de construire le projet MEQUAPRO (Méthodes-qualité-produits), avec l'objectif de mettre en place une démarche qualité du Système d'Information Halieutique (SIH) de l'Ifremer, ainsi que la coordination des développements méthodologiques pour assurer la qualification des données de ce système. La démarche vise à une exploitation optimale des données du SIH.

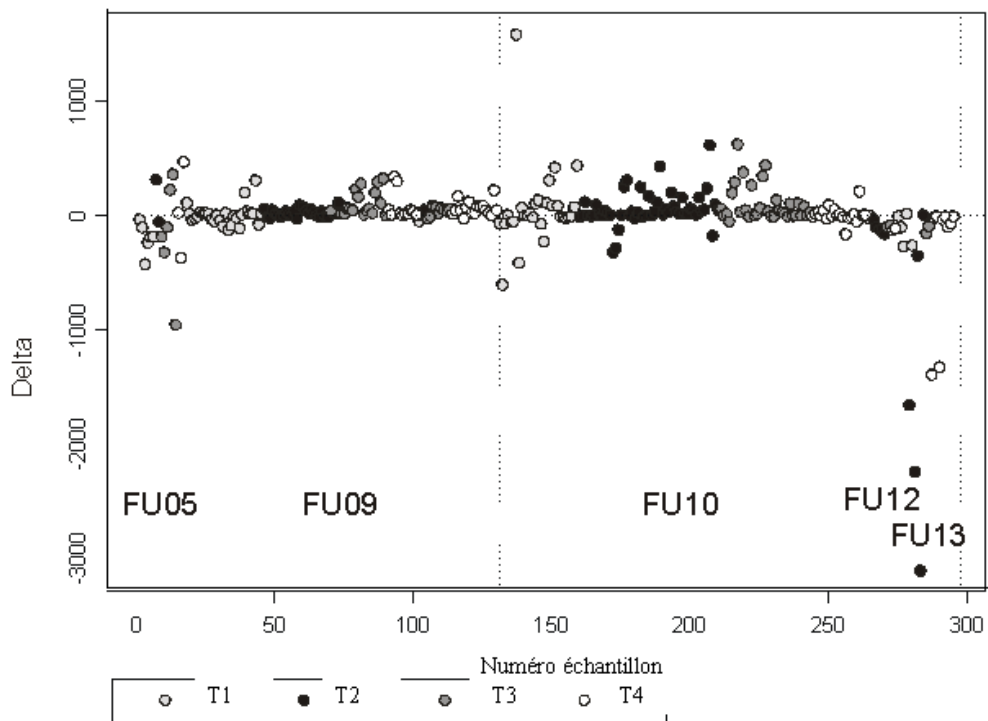
Le projet MEQUAPRO répond à des questions concernant la qualité des données recueillies, stockées, extraites et des « produits » de la valorisation de leur traitement (Mahévas, 2005). L'approche choisie pour mettre en place la démarche qualité est pragmatique. Les étapes opérationnelles de ce travail sont i) identifier les objectifs de chaque collecte d'informations, ii) préciser les plans et protocoles d'échantillonnage, iii) associer à chaque observation sa méthode d'observation, iv) assurer la traçabilité des observations depuis le choix de l'unité d'échantillonnage jusqu'au stockage des informations dans la base de données et v) développer des indicateurs de qualité. Nous avons dans un premier temps réalisé une cartographie des processus du SIH, à partir de laquelle nous avons organisé 5 groupes de travail correspondant aux cinq familles de données collectées en halieutique (Campagnes, Economies, Statistiques de pêche, Echantillonnages biologiques, Observations à la mer). Le groupe « Observations à la mer » a été désigné comme groupe pilote pour tester et valider la démarche (Tuffery *et al.*, 2006). Les avancées sont significatives pour les objectifs i), ii), iii) et iv) et sont une contribution forte pour le développement de l'outil de saisie des observations (Allegro) pour un stockage dans la base de données « Harmonie » du SIH (Badts *et al.*, 2009a). Les observations à la mer sont réalisées à bord de navires professionnels volontaires. Pour valider le plan d'échantillonnage de la collecte il est nécessaire d'avoir un nombre critique de navires volontaires. Leur nombre fluctue selon le contexte économique, les décisions politiques, etc.. Avec mon collègue Vincent Badts, nous avons réalisé plusieurs produits de communication à destination des observateurs et des professionnels afin de renforcer la coopération professionnels/scientifiques pour limiter les refus d'embarquement (Badts *et al.*, 2009b, Badts *et al.*, 2009c).

Dans le cadre du développement des indicateurs de qualité de la donnée, nous avançons en parallèle avec le groupe « Echantillonnages biologiques » pour assurer une validation et une meilleure compréhension des données utilisées par les groupes d'évaluation du Conseil pour l'exploration de la mer (CIEM). Nous avons proposé une statistique « delta » (Table 3) mesurant l'adéquation des plans d'échantillonnage (Vigneau *et al.*, 2007). Le calcul de cette statistique ainsi que le calcul de la précision des estimations des captures en nombre par classe d'âge sont à présent réalisés en routine tous les ans lors d'un atelier Ifremer (Figure 8) que je co-anime avec Joël Vigneau, chercheur au département d'Halieutique Manche-Mer du Nord. Ce travail a été une forte contribution méthodologique à la mise en œuvre du règlement européen relatif à la collecte des données halieutiques (« Data Collection Regulation (DCR)»). C'est devenu une méthode de référence dans les groupes de travail du CIEM soutenant le développement méthodologique de la DCR (ICES, 2004a, ICES, 2004b, ICES, 2005a, ICES, 2005b, ICES, 2006).

Table 3. Ecriture analytique de la statistique Δ pour différentes stratifications d'échantillonnage. On note d le nombre d'individus, w le poids des individus, j la classe de longueur, v l'échantillon et k la strate (Vigneau et Mahévas 2007).

	Une classe de longueur	Plusieurs ou toutes les classes de longueur
Une strate	$\Delta_{jkv} = d_{jkv} - \frac{\sum d_{jkv}}{\sum w_{kv}} w_{kv}$	$\Delta_{kv} = \sum_j \left(d_{jkv} - \frac{\sum d_{jkv}}{\sum w_{kv}} w_{kv} \right) = \sum_j \Delta_{jkv}$
Plusieurs ou toutes les strates	$\Delta_{jv} = d_{jv} - \frac{\sum_k \sum_v d_{jkv}}{\sum_k \sum_v w_{kv}} w_{kv}$	$\Delta_v = \sum_j \left(d_{jv} - \frac{\sum_k \sum_v d_{jkv}}{\sum_k \sum_v w_{kv}} w_{kv} \right) = \sum_j \Delta_{jv}$

Figure 8. Identification des échantillons aberrants selon la valeur de Δ . Les échantillons sont rangés par strate (FU). Le niveau de gris renseigne sur le trimestre de l'échantillon.



6. En conclusion

Au travers de ce travail, j'ai démontré que paramétrer un modèle complexe requiert non seulement de nombreux développements statistiques mais aussi la collecte de nouvelles observations. L'ensemble de ce travail a contribué très significativement à améliorer la connaissance sur les facteurs déterminants de la relation entre l'effort de pêche et la mortalité par pêche qui est un processus central de la dynamique des pêcheries. Ces avancées scientifiques m'ont permis d'avoir une reconnaissance dans le milieu européen de la recherche qui m'a fait confiance pour prendre la responsabilité de tâches méthodologiques dans deux projets européens travaillant sur l'amélioration de cette relation. La qualification du système d'information halieutique de l'Ifremer (SIH) est une démarche innovante et motrice dans le domaine de l'halieutique. Menée en parallèle des développements statistiques « alimentés » par les observations de ce système, elle est un gage de fiabilité des estimations des paramètres de pêche et par conséquent des diagnostics sur les pêcheries. Confronté à des connaissances pas toujours cohérentes ou inexistantes, il est indispensable de développer des stratégies de sélection d'hypothèses les plus probables et des méthodes de calibration pour obtenir au final un modèle paramétré décrivant de manière satisfaisante le système étudié. Cette démarche souvent peu explicitée dans une paramétrisation de modèle fait l'œuvre d'une première partie de la thèse de Sigrid Lehuta que j'encadre et une publication détaillant l'organisation et la mise en œuvre de cette approche est en phase d'être finalisé (Lehuta et al en prep).

IV. Les simulations : incertitudes et diagnostics/pronostics

Désirant fortement qu'ISIS-Fish ne soit pas utilisé comme un « outil presse-bouton » sans qu'aucun recul ne soit pris vis-à-vis des résultats des simulations, j'ai rapidement investigué le domaine des analyses de sensibilité. Malgré une littérature très abondante sur le sujet, on ne trouve en halieutique que des approches primitives essentiellement basées sur des analyses « paramètre par paramètre » (aussi communément appelée élasticité). Or il a été démontré qu'une telle méthode est inadaptée pour explorer/valider un modèle (Saltelli *et al.*, 2000). L'expérience montre que si les modélisateurs consacrent beaucoup de temps et d'énergie à l'écriture conceptuelle et informatique de leurs modèles, ils en réservent trop peu à l'analyse de leurs propriétés. Une première raison tient peut-être à la fatigue ou à un excès d'optimisme : « on a déjà passé beaucoup de temps à construire un modèle, et pourquoi diable ce modèle aurait-il un comportement différent de ce pourquoi il a été programmé ? » (Ginot, com. pers.). Une deuxième raison tient sans doute au fait que les modélisateurs ne sont pas toujours mathématiciens ou statisticiens. Or caractériser les propriétés d'un modèle demande soit de rechercher des solutions analytiques (mathématiques), soit de conduire des plans d'expérience couplés à des traitements statistiques. Mon objectif était de proposer une démarche rigoureuse d'utilisation des modèles de simulation en halieutique afin d'intégrer les sources diverses d'incertitude dans les diagnostics d'impact de mesures de gestion sur les pêcheries (Mahévas *et al.*, 2007). Le lancement des simulations selon des plans d'expériences et leur traitement statistique est le fondement des analyses de sensibilité, de propagation d'erreur, d'identifiabilité des paramètres, des comparaisons des sorties du modèle et des observations.

1. Incertitude des paramètres

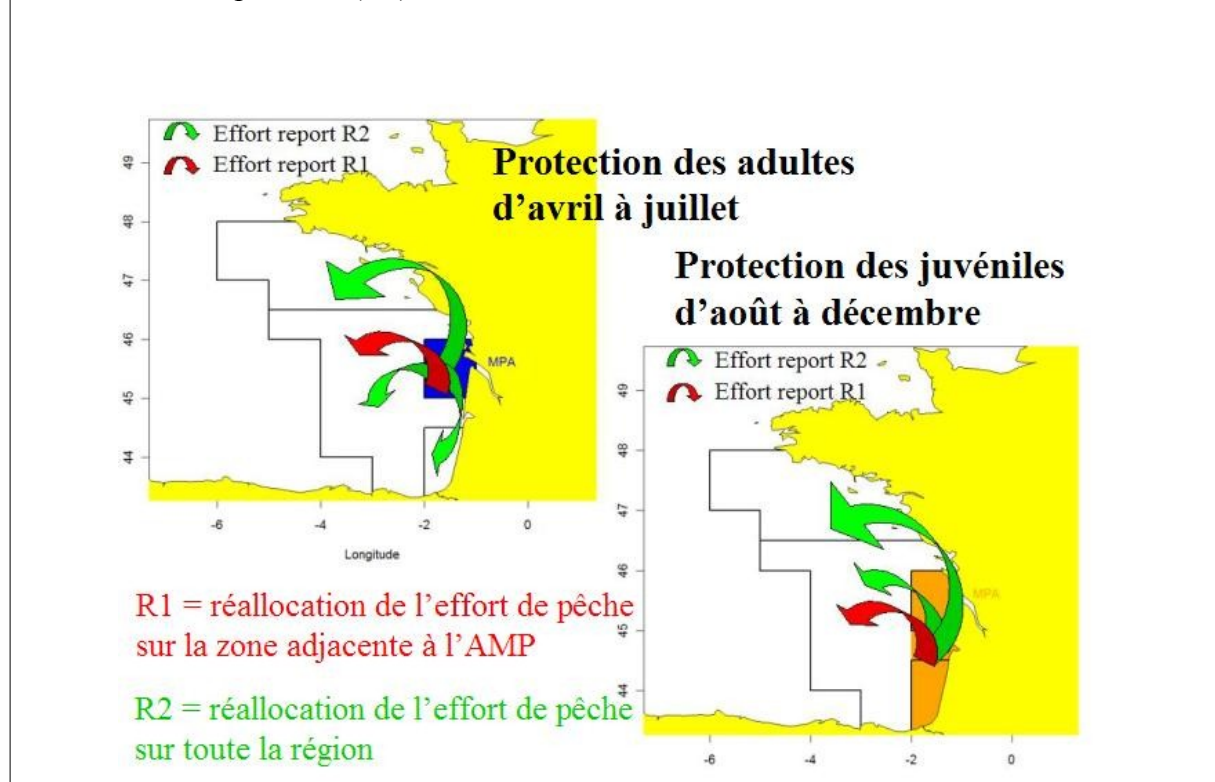
Nous avons exploré dans une première étude l'utilisation des plans de simulation lors du développement de la première application d'ISIS-Fish pour évaluer l'impact de mesures de gestion sur la pêcherie mixte française merlu (*Merluccius merluccius*) - langoustine (*Nephrops norvegicus*) du golfe de Gascogne (Drouineau *et al.*, 2006). Il s'agissait de calculer des coefficients de sensibilité des paramètres puis d'évaluer l'impact de l'incertitude sur les résultats du modèle. Dans un premier temps, un paramétrage des modèles dynamiques de population, d'exploitation et de gestion a été réalisé. Dans un second temps, une analyse de sensibilité a été faite à l'aide d'un plan d'expérience factoriel fractionnaire. Elle a permis de mettre en évidence l'influence importante (sur le calcul des captures et sur les abondances) de certains paramètres, notamment la mortalité naturelle, la fécondité de la langoustine et la capturabilité. Enfin, un second plan de simulation, cette fois-ci D-optimal, a permis d'évaluer l'effet des différents scénarios de gestion. Il a mis en évidence qu'une amélioration de la sélectivité des chaluts et la mise en place de certaines aires marines protégées permettaient d'obtenir une augmentation significative des abondances sur une période de 10 ans, en particulier pour la langoustine. Cette étude a aussi mis en évidence la nécessité d'une gestion pluri-spécifique dans l'évaluation et la gestion des pêcheries.

Une analyse assez similaire a été réalisée par Sigrid Lehuta lors de son stage de Master 2 que j'ai encadrée en 2007, pour évaluer l'impact de mesures dites « alternatives au TAC¹² » dans

¹² *Total Allowable Catch*, mesure réglementaire de contingentement des captures. L'un des piliers traditionnels de la PCP (politique commune de la pêche), également largement employé en dehors de l'Union européenne.

la pêche pélagique du golfe de Gascogne. L'originalité méthodologique de ce dernier travail tient à l'utilisation d'une régression multiple des moindres carrés partiels pour intégrer les coefficients de sensibilité sur l'ensemble des variables de sortie (Lehuta *et al.*, soumis).

Figure 9. Réactions simulées des pêcheurs à la mise en place d'une aire marine protégée saisonnière dans le golfe de Gascogne. Deux AMP sont considérées : à gauche, une AMP sur la zone de reproduction (devant l'embouchure de la Gironde) pendant la saison de reproduction (avril-juillet) ; à droite, une AMP sur la zone de recrutement (à la côte le long des Landes) pendant la saison de recrutement (août-décembre). Deux types de réactions ont été évalués : ré-allocation de l'effort de pêche autour de l'AMP (R1) ou ré-allocation de sur l'ensemble de la pêche (R2).

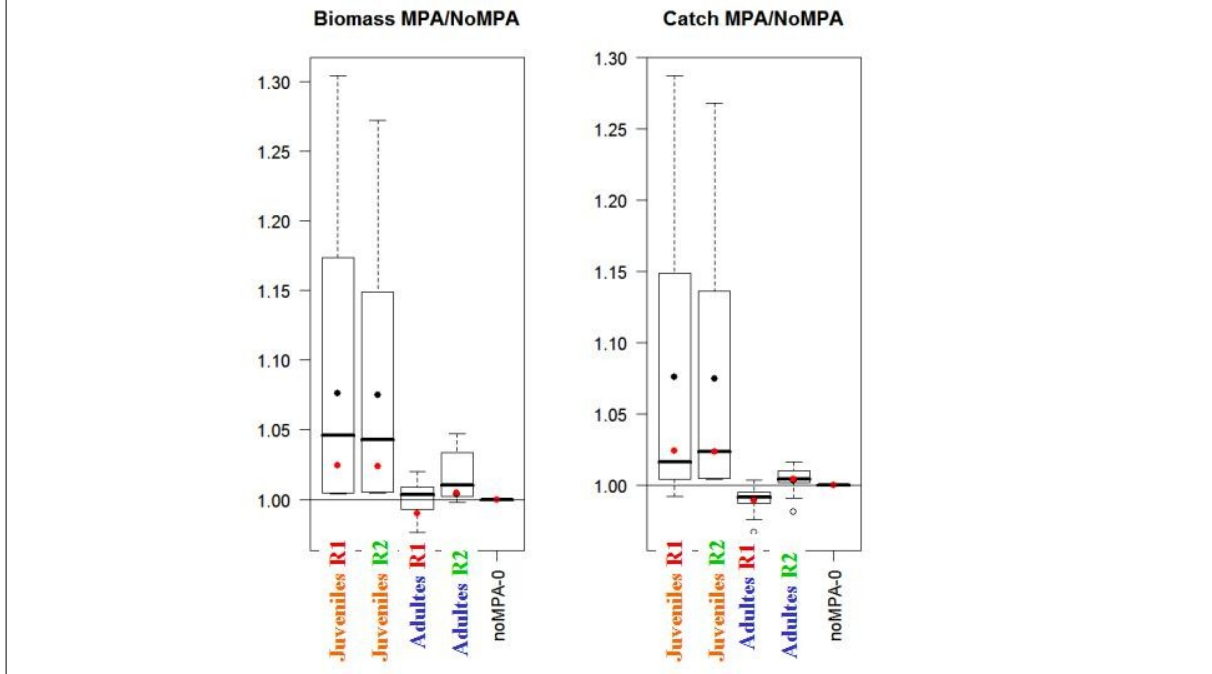


Elle a permis de mettre en évidence que la mortalité des juvéniles et la fécondité étaient des paramètres beaucoup plus sensibles sur les sorties du modèle (captures et biomasses) que la capturabilité dans cette pêche.

Dans la continuité de cette étude, je me suis intéressée à l'impact de la réaction des pêcheurs aux mesures de gestion sur l'efficacité des mesures de gestion. Contrairement aux analyses précédentes, un tel diagnostic s'élabore sur des variables hiérarchisées (réactions selon la mesure de gestion) et nécessite de construire un plan d'expériences s'analysant au travers d'un modèle hiérarchique. Considérant deux indicateurs construits sur la base des variables de sorties d'ISIS-Fish, nous avons évalué la robustesse de la mise en place d'une aire marine protégée à la réaction des pêcheurs et aux incertitudes sur paramètres influents et incertains du modèle (Mahévas *et al.*, 2008c). Cette démarche a été appliquée à la pêche d'anchois du golfe de Gascogne, testant l'impact de la mise en place de deux aires marines protégées protégeant respectivement les adultes regroupés à l'embouchure de la Gironde d'avril à juillet et les juvéniles se recrutant à la côte d'août à décembre (Figure 9). Cette étude prédit que 1) protéger les juvéniles augmente la biomasse et les captures d'anchois quelle que soit la réaction des pêcheurs; 2) protéger les matures entraîne une diminution de la biomasse et des

captures lorsque les pêcheurs réallouent leur effort de pêche autour de l'aire marine protégée alors que biomasse et captures augmentent s'ils reportent leur effort sur toute la partie accessible de la pêcherie (Figure 10). La conclusion est que la mise en place d'une AMP devant l'embouchure de la Gironde est plus risquée qu'une AMP le long des Landes, au regard des incertitudes tant sur la biologie de l'anchois que sur la réaction des pêcheurs.

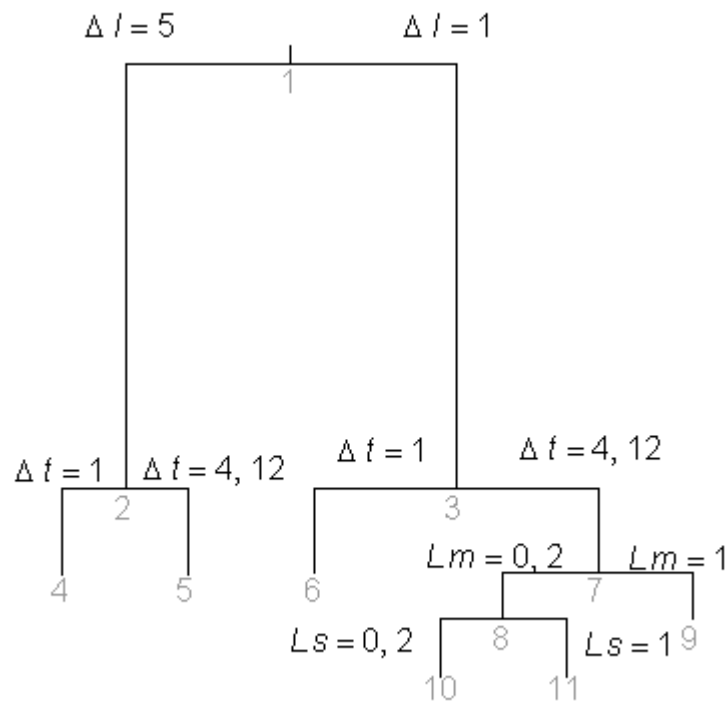
Figure 10. Diagnostic d'impact des deux aires marines protégées envisagées pour restaurer la pêcherie pélagique anchois du golfe de Gascogne. A gauche rapport biomasse simulée en 2008 selon le scénario mesure*réaction divisée par la biomasse simulée en 2008 sans aire marine protégée. A droite rapport captures simulées en 2008 selon le scénario mesure*réaction divisée par les captures simulées en 2008 sans aire marine protégée. Pour chaque scénario (mesure*r'ac-tion) en abscisse, une incertitude de 10% sur la mortalité naturelle et la fécondité a été prise en compte. Le point correspond à la simulation avec les valeurs de référence de fécondité et de mortalité naturelle. La barre est la médiane sur l'ensemble des simulations.



2. Incertitude des processus et sensibilité des échelles d'étude

Différentes sources d'incertitude cohabitent en modélisation : l'incertitude sur les processus, l'incertitude sur les échelles d'étude du modèle (pas de temps et largeur des classes de taille) et les incertitudes sur les variables ou paramètres du modèle. Nous avons été confrontés aux deux premiers types d'incertitude lors du développement d'un modèle de croissance de population structuré en longueur. La matrice de transition décrivant la croissance moyenne des individus et la variabilité de cette croissance est un élément clé des modèles matriciels structurés en longueur. Or la construction de cette matrice n'est pas triviale et il est primordial de pouvoir quantifier l'impact des différentes hypothèses envisageables pour pouvoir construire un modèle robuste. Par conséquent, nous avons évalué l'impact de la discrétisation du temps et des classes de longueur, de la distribution des individus au sein des classes de longueur, et de la loi de distribution utilisée pour décrire la variabilité de la croissance, en ajustant un modèle matriciel de croissance à des données individuelles quasi-continues simulées de croissance (Mahevas *et al.*, 2003).

Figure 11. Arbre de régression multiple des statistiques de qualité des ajustements du modèle de croissance de population aux jeux de trajectoires de croissance individuelles simulés. Les nombres en gris indiquent le numéro du nœud (ordre de la partition). Δt désigne le pas de temps du modèle (en mois), Δl la largeur des classes de longueur du modèle (en cm), L_m la loi de distribution des incréments de croissance (0=gamma, 1=normale, 2=lognormale), L_s la loi de distribution des incréments de croissance du jeu de trajectoires de croissances individuelles (0=gamma, 1=normale, 2=lognormale).



Cette analyse de sensibilité a été menée en mettant en œuvre un plan d'expérience complet. Les résultats (Figure 11) ont été analysés par un doctorant que j'ai encadré avec des modèles de régression mono-variée et des arbres de régression multiple (Drouineau H *et al.*, 2008). Cette analyse a mis en évidence l'impact prédominant des choix des classes de longueur et du pas de temps, choix qui sont hautement interdépendants. Elle montre également que supposer une loi gamma des incréments de croissance, et supposer que les individus sont uniformément distribués au sein des classes de longueur tend à rendre plus robuste le modèle.

3. En conclusion

La prise en compte des incertitudes dans les diagnostics/pronostics sur les populations marines n'est pas nouvelle. Lorsque le diagnostic/pronostic est basé sur l'utilisation d'un modèle complexe, des précautions particulières doivent être portées à l'analyse d'incertitude. Or en halieutique ces approches sont très peu formalisées et la simplicité des méthodes avec laquelle l'analyse d'incertitude était abordée ne permettait pas d'évaluer conjointement l'impact des différentes sources (observations, connaissance incomplète du système étudié, ...) et natures (paramètres, variables, processus, ...) d'incertitude. Pour utiliser ISIS-Fish à des fins de quantification de l'impact de mesures de gestion sur la dynamique de pêcherie, je me suis orientée vers une approche statistique d'exploration numérique des modèles. Etant donné un ensemble de facteurs incertains, cette approche consiste à simuler un plan d'expériences construit en faisant varier chacun des facteurs dans son domaine d'incertitude.

Les sorties du modèle sont alors analysées par analyse de variance ou par modèles de régression multivariés. La complexité de l'analyse d'incertitude est fonction du nombre de facteurs, de leur nature, du nombre de variables de sortie et du temps de simulation du modèle.

ISIS-Fish fait partie des modèles de la catégorie « temps de simulation long, nombreux facteurs, qualitatifs et quantitatifs avec plusieurs variables de sorties ». Ces contraintes nous ont amené à nous intéresser aux méthodes de « screening » afin de regrouper dans un premier temps des facteurs sans interaction ayant des influences de même effet sur les sorties pour identifier les groupes de facteurs influents. Des analyses plus fines sont ensuite menées sur ces groupes de facteurs en utilisant des plans complets lorsque le nombre de facteurs n'excèdent pas 4, 5 ou sinon des plans optimisés tels que les plans factoriels fractionnaires ou D-optimaux. Plusieurs types de modèles statistiques ont alors été mis en œuvre pour analyser les sorties de ces plans, depuis les modèles d'analyse de variance aux modèles PLS. Dans tous ces cas de figure, des indices de sensibilité sont calculés pour quantifier le poids des diverses incertitudes sur le diagnostic/pronostic. Enfin des tendances générales faisant ressortir la part certaine des variations dans les sorties malgré toutes les incertitudes pour dégager une conclusion exploitable. Nous avons néanmoins rencontré un certain nombre de difficultés pour la quantifier l'impact de ces incertitudes. La première concerne le regroupement des facteurs pour l'exploration complète du modèle. La méthode utilisée ne permet pas d'assurer l'absence d'interaction entre les facteurs. De nouvelles méthodes restent à développer, basées sur une exploration type plan de Morris mais intégrant à la fois des facteurs continus et discrets. Une deuxième grande difficulté est l'estimation du domaine d'incertitude des paramètres. Pour les paramètres estimés sur la base d'un modèle statistique ajusté à des observations qualifiées la précision de l'estimateur permet de construire un domaine d'incertitude. Dans tous les autres cas (dire d'expert, hypothèse pour combler une méconnaissance, observations non qualifiées, etc.), construire le domaine d'incertitude est très délicat. La piste envisagée pour pallier cette difficulté est l'adaptation de la théorie du fossé de l'information aux modèles non analytiques.

V. Conclusions et perspectives de recherche

Lorsque je suis arrivée à Ifremer, il y a 10 ans, je ne connaissais de la pêche que les images des chalutiers dans les ports, des sorties familiales dans les rochers pour ramasser des chèvres et des bigorneaux et des parties de pêche à la ligne. Le mot recrutement signifiait pour moi « embauche »... Modéliser la dynamique des pêcheries a été un tremplin efficace pour rentrer dans le monde de l'halieutique. Durant ces 10 années, j'ai contribué 1) à la formalisation de la dynamique de pêche dans toute sa complexité spatio-temporelle, 2) au développement de méthodes statistiques pour qu'à partir d'observations (disponibles dans les bases de données ou collectées sur le terrain pour le besoin) on puisse disposer d'estimations des paramètres du modèle et enfin 3) à la mise en place d'une méthode de simulation pour aboutir à des diagnostics/pronostics quantitatifs exploitables d'impact de mesures de gestion sur les pêcheries en prenant en compte les sources sensibles d'incertitude.

Mes perspectives de recherche s'articulent autour de trois axes :

1. Le développement d'indicateurs d'état et d'évolution des pêcheries

À ce jour, la construction d'indicateurs de dynamique et d'état des pêcheries intégrant les composantes ressource, pêche et gestion du système reste un champ peu exploré en halieutique. Ces indicateurs sont pourtant des outils d'aide à la décision indispensables à la gestion des usages des écosystèmes. Actuellement la plupart des indicateurs de l'effet de la pêche concernent les ressources et peu l'exploitation. Ils sont plus souvent des indicateurs de l'état que des indicateurs de la dynamique. De plus, ils sont en général obtenus exclusivement à partir de d'observations « de terrain ».

Ce développement devrait plus particulièrement mettre l'accent sur les métriques appropriées à l'évaluation de l'impact des mesures de gestion spatialisées sur les pêcheries. Les indicateurs pertinents dépendront des objectifs de gestion inhérents à la pêche étudiée, et de la qualité des informations disponibles. On considèrera au départ les indicateurs couramment utilisés pour l'évaluation des stocks halieutiques (p. ex. biomasse féconde, mortalité par pêche) ou pour l'évaluation de stratégies de gestion (p. ex. chiffre d'affaire, profit, niveaux d'investissement), mais également des métriques visant à décrire l'effort de pêche effectif, le degré de mélange des captures, le niveau de rejets, la durabilité de la pêche, la viabilité d'une ressource, la viabilité de l'exploitation, etc.. En fonction des objectifs poursuivis, on cherchera à calculer ces indicateurs à différentes échelles spatio-temporelles. À titre d'exemple, le profil de capture d'une pêche, et donc l'évaluation de l'impact de cette pêche sur la biodiversité ichtyologique peut différer substantiellement selon que l'on se situe à l'échelle de l'opération de pêche, de la marée ou de l'année. De même, on évaluera différemment les résultats économiques d'une pêche selon que ceux-ci sont calculés à court, moyen ou long termes. Dans certaines situations, on sera amené à considérer les tendances, ou le gradient, plutôt qu'une valeur absolue.

Des analyses empiriques devront identifier des hypothèses de sensibilité des métriques mesurables à partir des observations disponibles: quelles sont les raisons des variations estimées ? Pour les autres, des conjectures pourront être faites sur la base d'enquêtes auprès de différents experts (chercheurs, gestionnaires, professionnels,...).

En complément de ces approches empiriques, le modèle ISIS-Fish sera utilisé pour explorer les propriétés statistiques des métriques proposées à l'aide de plans de simulation prenant en

compte les incertitudes sur les paramètres du modèle. Plus particulièrement, les hypothèses de sensibilité des métriques identifiées seront testées et des indicateurs seront sélectionnés selon leur sensibilité aux différents facteurs.

La simulation de divers scénarios de gestion (taille minimale, période de fermeture de la pêche...) dans diverses situations (environnementales, réponse aux mesures de gestion, état des populations) non encore observées devrait alors permettre de statuer sur la pertinence de ces indicateurs. Il est envisagé de tester ces indicateurs sur différentes pêcheries contrastées (démersales, pélagiques, régionales et internationales), et ce afin de généraliser les résultats. On cherchera à proposer un panel (« tableau de bord ») d'indicateurs validés dont l'utilisation systématique pourrait permettre d'améliorer les diagnostics fournis pour l'évaluation et l'aide à la gestion des pêcheries. Ce travail nécessitera des collaborations étroites avec nos partenaires européens et de fortes interactions sont attendues avec les économistes des pêches du Département d'Economie et plus généralement du Groupement De Recherche AMURE (AMénagement des Usages des Ressources et des Ecosystèmes marins et littoraux). Sigrid Lehuta a démarré une thèse (fin 2007) sur ce sujet avec comme pêcherie d'application la pêcherie pélagique du golfe de Gascogne. A plus long terme ce travail devra se positionner dans un cadre d'analyse plus général tel que DPSIR (Driving forces, Pressure, State, Impact, response) (Smeets *et al.*, 1999).

2. L'évaluation de l'impact de la réaction des pêcheurs vis-à-vis des diagnostics et des mesures de gestion – plans d'expérience

Les méthodes d'analyse de sensibilité et d'incertitude nous ont permis de proposer un mode d'emploi d'ISIS-Fish afin de produire des diagnostics quantitatifs en intégrant les incertitudes sur les paramètres et les processus. Jusqu'alors la réaction des pêcheurs aux mesures de gestion est restée très peu étudiée et, dans la plupart des applications développées avec ISIS-Fish, nous nous sommes jusqu'à présent limité à formuler une hypothèse jugée réaliste, sans analyser en profondeur l'impact de ce choix. Il est cependant reconnu que ce processus est particulièrement sensible au bénéfice de la mesure de gestion sur la pêcherie. Je souhaite approfondir cette question en travaillant de nouveaux plans de simulation et méthodes d'analyse statistiques des résultats de simulation. Cette question ne pourra en effet être abordée qu'en envisageant des approches hiérarchiques qui permettent de tester et comparer statistiquement des effets imbriqués comme par exemple « tester/comparer l'impact d'une aire marine protégée en fonction de son étendue spatiale, de sa durée conditionnellement à la ré-allocation de l'effort de pêche des pêcheurs impactés par la mesure ». La participation au réseau MEXICO (Méthode d'exploration numérique des modèles complexes, réseau INRA associant des chercheurs de l'INRA, de l'IFREMER, du CIRAD, du CEMAGREF et de l'université de Lille) me permet d'avancer dans ce domaine grâce aux collaborations étroites nouées avec des statisticiens de l'INRA spécialisés dans ces techniques.

Un autre aspect est la prise en compte des non linéarités des effets dans les analyses d'incertitude. Jusqu'à présent on s'est contenté de traiter les incertitudes en considérant les limites du domaine d'incertitude. Ce choix au départ lié aux difficultés à mettre en œuvre un grand nombre de simulations, est discutable. En effet il suppose que l'impact d'une petite variation autour du facteur incertain sur la sortie du modèle pourra être approché par une relation linéaire. Or il a été clairement montré que cette hypothèse était fautive et menait à des intervalles de confiance sur les variables de sorties mal estimés. Il sera par conséquent nécessaire de considérer d'autres méthodes d'analyse de sensibilité comme les surfaces de réponses.

Enfin dans l'introduction, j'ai mentionné une approche récente « info-gap » pour prendre en compte les incertitudes. D'un point de vue conceptuel, cette méthode oppose connaissance à incertitude. Il s'agit non pas de décrire l'incertitude par des distributions probabilistes mais par un fossé de l'information. Récemment appliqué dans le domaine de l'évaluation de l'impact d'aires marines protégées, à ma connaissance cette méthode n'a été envisagée que pour des modèles analytiques. Je souhaite explorer la construction d'un modèle de fossé de l'information pour ISIS-Fish et le résoudre en appliquant des méthodes d'exploration numériques.

3. Vers un projet intégré pour aborder la question de l'impact des scénarios spatialisés à l'échelle du golfe de Gascogne – aide à la décision

Ce dernier axe ambitionne d'intégrer l'ensemble des méthodes développées autour d'ISIS-Fish, et est encore à l'état prospectif. Les enjeux d'un tel projet pourraient se résumer au travers de questions : quelle compréhension avons nous du fonctionnement des pêcheries du golfe de Gascogne ? quels impacts sur les pêcheries auraient des scénarios de gestion spatialisée ? Quels scénarios serait-il pertinent de mettre en place ?

Pour progresser dans la compréhension de ces systèmes complexes que sont les pêcheries, il est indispensable d'affiner et valider la connaissance. Cette connaissance n'émane pas uniquement des scientifiques, tous les acteurs du système contribuant à son enrichissement. Il est par conséquent nécessaire de faire échanger et débattre sur la perception du système l'ensemble de ces groupes. Il est tout aussi indispensable d'impliquer les pêcheurs professionnels pour les sensibiliser au besoin de qualité de leurs observations pour établir un diagnostic fiable qui permette d'assurer une pêche durable. Enfin la mise en place d'une nouvelle réglementation augmente ses chances de succès à partir du moment où toutes les personnes impactées par son application sont motrices dans l'établissement de son adéquation pour atteindre des objectifs validés par tous. Il me semble qu'ISIS-Fish arrive à un stade de maturité qui nous ouvre la possibilité de travailler non seulement avec des modélisateurs mais aussi avec des pêcheurs et des gestionnaires. Les expériences d'approches pluridisciplinaires réunissant des partenaires scientifiques et gestionnaires menées dans les écosystèmes côtiers (par exemple le projet Aires Marines Protégées (AMP) Liteau 2) pour évaluer la performance des AMP se sont révélées très fructueuses. Certes les échelles spatiales et humaines ne sont pas les mêmes entre une réserve comme le parc marin de la Côte Bleue dirigé par un gestionnaire et une éventuelle AMP dans le golfe de Gascogne à gérer à l'échelle européenne. Cependant, la création d'instances européennes régionales consultatives (Comité régional consultatif) et de l'agence des AMP devraient créer un contexte favorable pour élaborer un tel projet à l'échelle du golfe de Gascogne. Un projet similaire a été lancé en Australie dans le cadre d'une collaboration franco-australienne. Il vise à évaluer l'impact de différents scénarios de gestion spatialisée de la pêcherie côtière de Tasmanie. Cette pêcherie multi-spécifiques et multi-flottille s'étendant sur l'ensemble de la côte tasmanienne est assez petite en valeur mais extrêmement importante en terme de nombre de navires impliqués et d'espèces capturées. L'outil choisi pour leur évaluation quantitative et la comparaison des diagnostics de la pêcherie est ISIS-Fish. Ce choix a été guidé par la complexité de la pêcherie et ses caractéristiques spatiales. Le projet devrait permettre d'évaluer l'outil de modélisation, sa pertinence et son adéquation pour soutenir un choix de stratégie de gestion d'une pêcherie. Le contexte de gestion des pêcheries australiennes est très différent de celui des pêcheries européennes. La plupart des pêcheries sont nationales et peu d'interactions existent avec les flottilles des pays voisins. Les pêcheurs, l'industrie de la pêche, les gestionnaires et les scientifiques sont impliqués dans toutes les étapes du processus de gestion, depuis la collecte

des données, l'évaluation des stocks, l'évaluation des stratégies de gestion et le choix de la mesure de gestion. Les expériences et les sorties de ce projet seront des atouts pour un projet golfe de Gascogne.

A ce jour deux grandes pêcheries du golfe de Gascogne ont été modélisées avec ISIS-Fish : la pêche pélagique anchois et la pêche démersale merlu-langoustine de la grande vasière. Un enjeu considérable pour ces deux pêcheries est la mise en place de scénarios de gestion spatialisés en faisant des cas d'étude pertinents.

Bibliographie

- Allen, P. & McGlade, J. (1987). Modelling complex human systems : a fisheries example. *European Journal of Operational Research* 30 (2): pp. 147-167.
- Arkes, H. & Ayton, P. (1999). The sunk cost and Concorde effects: Are humans less rational than lower animals? . *Psychological Bulletin* 125: p. 591-600..
- Badts, V. & Mahévas, S. (2009a). Fisheries data qualification: a procedure in progress at Ifremer. *ICES annual science conference, CM 2008/R:20* : .
- Badts, V. & Mahévas, S. (2009b). Fiche de l'observation des captures à bord des navires professionnels (Obsmer). Action communication observateurs/professionnels du projet MEQUAPRO. Ifremer. En presse.
- Badts, V. & Mahévas, S. (2009c). Fiche de l'observation halieutique à l'Ifremer. Action communication observateurs/professionnels du projet MEQUAPRO. Ifremer. En presse.
- Bastardie, F., Pelletier, D., Mahévas, S., Santurtun, M., Prellezo, R., Thébaud, O. & Guyader, O. (2008). ISIS-FLR: a spatially- and seasonally-explicit bioeconomic model for mixed fisheries: application to the Northern Hake/Nephrops fisheries of the Bay of Biscay. Rapport Interne Ifremer.
- Ben-Haim, Y. (2006). Info-Gap decision theory. Academic Press (Ed.). Elsevier.
- Carrasco, J., Suñé, V., Mahévas, S. & Rubino, G. (2001). Model of the leaky bucket ATM generic flow control mechanism: a case study on solving large cyclic models. *IEE Proc.-Commun* 148: pp. 188-196.
- Casey, J. & Myers, R. (1998). Diel Variation in trawl catchability: is it as clear as day and night?. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: p. 2329-2340..
- Cochrane, K.L. (1999). Complexity in fisheries and limitations in the increasing complexity of fisheries management. *ICES J. Mar. Sci.* 56: pp. 917-926.
- Costanza, R. & Maxwell, T. (1994). Resolution and predictability: An approach to the scaling problem. *Landscape Ecology* 9: pp. 47-54.
- Deroba, J. & Bence, J. (2008). A review of harvest policies: Understanding relative performance of control rules. *Fisheries Research* 94: pp. 210 – 223.
- Doray, M., Petitgas, P., Nelson, L., Mahévas, S., Josse, E. & Reynal, L. (2009). The influence of the environment on the variability of monthly tuna biomass around a moored, fish-aggregating device. *ICES Journal of Marine Science* 66.
- Doray, M., Mahévas, S. & Trenkel, V. (soumis). Estimation of gear efficiency in a combined acoustic-1 trawl survey, 2 with reference to demersal fish spatial distribution. *Ices Journal of Marine Science*.
- Drechsler, M. (1998). Sensitivity analysis of complex models. *Biological Conservation* 86: pp. 401–412.
- Drouineau, H., Mahévas, S., Bertignac, M. & Duplisea, D. (soumis). A length-structured and spatialised model for the Northern stock of European hake (*Merluccius merluccius*). *Ices Journal of Marine Science*.
- Drouineau, H. (2008). Développement et ajustement d'un modèle de dynamique des populations structuré en longueur et spatialisé appliqué au stock Nord de merlu (*Merluccius merluccius*). Université de Rennes 1 - Ecole Doctorale Vie-Agro-Santé.
- Drouineau, H., Mahévas, S., Pelletier, D. & Beliaeff, B. (2006). Assessing the impact of different management options using ISIS-Fish: the French Hake-Nephrops mixed fishery of the Bay of Biscay. *Aquatic living resource* 19: pp. 15-29.
- Drouineau, H., Mahévas, S., Bertignac, M. & Fertin, A. (2008). Analysis of the impact of the discretisation process in a growth model with individual variability. *Fisheries Research* 90(2-3): pp. 160-167.

- Duplisea, D.E. (2000). The ecology hierarchy, model complexity, redictive ability and robust management. In *ICES Cooperative Research Report N°240*. 2000.
- Fowler, C.W. (1999). Management of multi-species fisheries: from overfishing to sustainability. *ICES J. Mar. Sci.* 56: pp. 927-932.
- Fulton, E. (2000). Complexity : a help or a hindrance?. In *ICES Cooperative Research Report N°240*. 2000.
- Fulton, E., Smith, A. & Johnson, C. (2004). Effects of spatial resolution on the performance and interpretation of marine ecosystem models. *Ecological Modelling* 176: pp. 27-42.
- Fulton, E., Smith, A. & Johnson, C. (2003). Effect of complexity on marine ecosystem models. *Marine Ecology Progress Series* 253: pp. 1-16.
- Holland, D.S. (2000). A bio-economic model of marine sancturaies on Gorges Bank. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: pp. 1307-1319.
- Hollowed, A., Bax, N., Beamish, R., Collie, J.S., Fogarty, M., Livingston, P., Pope, J. & Rice, J. (2000). Are multispecies models an improvemeent on single-species models for measuring fishing impacts on marine ecosystems?. *ICES Journal of Marine Science* 57: pp. 707-719.
- ICES (2004a). WKSCMFD. Report of the Workshop on Sampling and Calculation Methodology for Fisheries Data. 26–30 January 2004, Nantes, France. ICES CM 2004/ACFM:12 .
- ICES (2004b). PGCCDBS. Report of the Planning Group on Commercial Catch, Discards and Biological Sampling. 1-4 March 2004, Palma de Majorca, Spain. ICES CM 2004/ACFM:13 .
- ICES (2005a).WKSDFD. Report of the Workshop on Sampling Design for Fisheries Data. 1-3 February 2005, Pasajes, Spain. ICES CM 2005/ACFM:11 .
- ICES (2005b). PGCCDBS. Report of the Planning Group on Commercial Catch, Discards and Biological Sampling. 1-4 March 2005, Oostende, Belgium. ICES CM 2005/ACFM:15.
- ICES (2006). PGCCDBS. Report of the Planning Group on Commercial Catch, Discards and Biological Sampling. 28 February -3 March 2006, Rostock, Germany. ICES CM 2005/ACFM:18.
- Iwasa, Y., Andreasen, V. & Levin, S. (1987). Aggregation in model ecosystems. I. Perfect aggregation. *Ecological Modelling* 37: pp. 287 - 302.
- Kairou,M., Mahévas, S. & Trenkel, V.M. (2006). Estimation de la capturabilité des chalutiers professionnels ciblant le merlu en mer Celtique et dans le golfe de Gascogne. Rapport interne Ifremer.
- Kleijnen, J. (1995). Verification and validation of simulation models. *European Journal of Operational Research* 82: pp. 145 - 162.
- Kleijnen, J. (1998). Experimental Design for Sensitivity Analysis, Optimization, and Validation of Simulations Models. In *Handbook of simulation. Principles, Methodology, Advances, Applications and Practise*. Banks J (Ed.).
- Kleijnen, J. (2005). An overview of the design and analysis of simulation experiments for sensitivity analysis. *European Journal of Operational Research* 164: pp. 287 - 300.
- Kolmogorov, A. (1965). Three approaches to the quantitative definition of information.. *Problems of Information Transmission* 1: pp. 1-11.
- Konikow, L.F. & Bredehoeft, J.D. (1992). Ground-water models cannot be validated. *Advances in Water Resources* 15: pp. 75 - 83.
- Kraak, S.B.M., Buisman, F.C., Dickey-Collas, M., Poos, J.J., Pastoors, M.A., Smit, J.G.P., van Oostenbrugge, J.A.E. & Daan, N. (2008). The effect of management choices on the sustainability and economic performance of a mixed fishery: a simulation study. *ICES J. Mar. Sci.* 65: pp. 697-712.

- Kraus, G., Pelletier, D., Dubreuil, J., Moellmann, C., Hinrichsen, H., Bastardie, F., Vermard, Y. & Mahévas, S. (2008). A model-based evaluation of Marine Protected Areas as fishery management tool for a stock facing strong environmental variability - the example of Eastern Baltic cod (*Gadus morhua callarias* L.). *ICES Journal of Marine Science* 66: pp. 109-121.
- Lawrie, J. & Hearne, J. (2007). Reducing model complexity via output sensitivity. *Ecological Modelling* 207: pp. 137 - 144.
- Lehuta, S., Mahévas, S., Petitgas, P. & Pelletier, D. (Soumis). Evaluating Marine Protected Areas impact using sensitivity analysis and simulation : the case of the Bay of Biscay Anchovy (*Engraulis encrasicolus*) fishery. *Ices Journal of Marine Sciences*.
- Lehuta, S., Petitgas, P. & Mahévas, S. (2006). Assessing the potential effect of management scenarios for Anchovy (*Engraulis encrasicolus*) fishery of the Bay of Biscay using ISIS-Fish simulation tool. In *ICES Annual Conference. ICES advice in a changing world. CM 2006/R:10*. 2006.
- Ludwig, D. & Walters, C. (1985). Are aged-structured models appropriate for catch-effort data?. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 42: pp. 1066-1072.
- MacArthur, R. (1955). Fluctuations of Animal Populations and a Measure of Community Stability. *Ecology* 36: pp. 533-536.
- Mahévas, S. (1997). Modèles markoviens de grande taille : calculs de bornes. Mémoire de thèse de l'université de Rennes 1. 1997.
- Mahévas, S. & Rubino, G. (2001). Bound Computation of Dependability and Performability Measures. *IEEE Trans. on Computers* 50: pp. 399-413.
- Mahévas, S. & Trenkel, V. (2002). Utilisation de modèles mixtes pour décrire la distribution spatio-temporelle du temps de pêche de la flottille française en mer Celtique. *Journal de la Société Française de Statistiques - Modèles Mixtes et Biométrie* 143: pp. 177-186.
- Mahévas, S., Bertignac, M. & Fertin, A.. (2003). A preliminary analysis of the impact of the growth process discretisation. Document de travail pour le groupe ciem « Study Group on Age-Length Structured Assessment Model, Bergen, Bergen. pp.15.
- Mahévas, S. & Pelletier, D. (2004a). ISIS-FISH, a generic and spatially explicit simulation tool for evaluating the impact of management measures on fisheries dynamics. *Ecological Modelling* 171: pp. 65-84.
- Mahévas, S., Sandon, Y. & Biseau, A. (2004b). 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: pp. 71-83.
- Mahévas, S. (2005). Projet méthode qualité et produit, MEQUAPRO. Rapport interne Ifremer.
- Mahévas, S., Pelletier, D., Marchal, P., Guyader, O., Prellezo, P. & Santurtún, M. (2005). Simulating with ISIS-Fish V2.0 the dynamics of a North-East Atlantic mixed fishery subject to spatial closures. *Communication in the North American Association of Fisheries Economists Conference* Vancouver, Canada. 25-27May.
- Mahévas, S. & Ulrich, C. (2006). Fishery system bio-economic simulation models : a comparaison of TEMAS and ISIS models.. Rapport du WP6 du projet Européen Technological developments and tactical adaptations of important EU fleets (TECTAC, no. Q5RS-2002-01291).
- Mahévas, S. & Pelletier, D. (2007). Elaborating reliable quantitative diagnostics of the impact of Marine Protected Areas on fisheries using ISIS-Fish.. In *European Symposium on Marine Protected Areas as a Tool for Fisheries Management and Ecosystem Conservation, Murcia, 25-28th September*. 2007.

- Mahévas, S., Vermard, Y., Hutton, T., Iriondo, A., Jadaud, A., Maravelias, C., Punzón, A., Sachi, J., Tidd, A. & Tsitsik, E. (2008a). Standardizing fishing effort according to technical characteristics requires an assessment of the fisher's skill contribution in catchability estimates. *ICES CM 2008/I:21*.
- Mahévas, S., Bellanger, L. & Trenkel, V. (2008b). Cluster analysis of linear model coefficients under contiguity constraints for identifying common spatial and temporal patterns. *Fisheries Research*. 91 (1-2): pp. 29-38.
- Mahévas, S., Lehuta, S., Monod, H. & Vermard, Y. (2008c). Running simulation designs to assess the sensitivity of management measures to fishers' reactions. In *ICES CM 2008/O:10*.
- Mahévas, S., Trenkel, V., Doray, M. & Peyronnet, A. (Soumis). Hake catchability by the French trawler fleet in the Bay of Biscay: estimating technical and biological components. *Ices Journal of Marine Sciences*.
- Marchal, P., Anderson, B., Bromley, D., Iriondo, A., Mahévas, S., Quirijns, F., Rackham, B., Tien, N. & 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: pp. 510-533.
- Marchal, P., Francis, C., Lallemand, P., Lehuta, S., Mahévas, S., Stokes, K. & Vermard, Y. (soumis). TAC allocation in mixed-fisheries: a bio-economic modelling approach applied to the New Zealand hoki fishery. *Aquatic Living Resource*.
- Mexico (2009). Méthode d'exploration informatique des modèles complexes. Convention de collaboration de recherche entre l'INRA, l'Ifremer, le Cemagref, le Cirad, l'Université du littoral de la côte d'opale et Code Lutin
- Morin, E. (2005). Introduction à la pensée complexe. Editions du seuil (Ed.). Points.
- Pastors, M., Poos, J., Kraak, S. & Machiels, M. (2007). Validating management simulation models and implications for communicating results to stakeholders. *ICES J. Mar. Sci.* 64: pp. 818-824.
- Payne, K. (1999). The VC dimension and ecological modelling. *Ecological Modelling* 118: pp. 249 – 259.
- Pelletier, D. & Mahévas, S. (2005). Fisheries simulation models for evaluating the impact of management policies, with emphasis on marine protected areas. *Fish and Fisheries* 6: pp. 307-349.
- Pelletier, D., Mahévas, S., Drouineau, H., Vermard, Y., Thebaud, O., Guyader, O. & Poussin, B. (2009). Evaluation of the bioeconomic sustainability of multi-species multi-fleet fisheries under a wide range of policy options using ISIS-Fish. *Ecological Modelling* 220 (7): pp. 1013-1033.
- Piqueira, J., deMattos, S. & Vasconcelos-Neto, J. (2009). Measuring complexity in three-trophic level systems. *Ecological Modelling* 220: pp. 266 - 271.
- Punt, A.E. & Donovan, G. (2007). Developing management procedures that are robust to uncertainty: lessons from the International Whaling Commission. *ICES J. Mar. Sci.* 64: pp. 603-612.
- Regan, H., Ben-Haim, Y., Langford, B., Wilson, W., Lundberg, P., Andelman, S. & Burgman, M. (2005). Robust decision making under severe uncertainty for conservation management. *Ecological Applications* 15(4): pp. 1471-1477.
- Rice, J.C. & Connolly, P.L. (2007). Fisheries Management Strategies: an introduction by the Conveners. *ICES Journal of Marine Science* 64: pp. 577-579.
- Ricotta, C. & Anand, M. (2006). Spatial complexity of ecological communities: Bridging the gap between probabilistic and non-probabilistic uncertainty measures. *Ecological Modelling* 197: pp. 59 - 66.

- RNSC. Réseau national des systèmes complexes : annexes scientifiques.
<http://rnsccsregistry.org/tiki-index.php?page=Annexe+Scientifique&bl=y>.
- Rosenberg, A.A. (2007). Fishing for certainty. *Nature* 449: p. 989.
- Saltelli, A. (2006). The critique of modelling and sensitivity analysis in the scientific discourse. An overview of good practises. Joint Research Center - Institute for the protection and security of the citizen.
- Saltelli, A., Tarantola, S. & Campolongo, F. (2000). Sensitivity analysis as an ingredient of modelling. *Statistical Science* 15(4): pp. 377-395.
- Saltelli, A., Tarantola, S., Campolongo, F. & Ratto, M. (2004). Sensitivity Analysis in Practise. A guide to Assessing Scientific Models. Sons JW& (Ed.).
- Sargent, R.S.. (2007). Verification and validation of simulation models. In *Proceedings of the 2007 Winter Simulation Conference*. 2007.
- Seber, G.(1982)The estimation of animal abundance and related parameters. LTD CG&C (Ed.). London and High Wycombe
- Shelton, P.A. & Lilly, G.R. (2000). Interpreting the collapse of the northern cod stock from survey and catch data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 57 : pp. 2230-2239.
- Smeets, E. & Weterings, R.,. (1999). Environmental Indicators: Typology and Overview. . European Environment Agency, Copenhagen. Report No. 25, 19 pp.
- Sparre, P. & William, R. (1993). Software for bio-economic analysis of fisheries. Beam4. Analytical bio-economic simulation of space-structured multispecies and multifleet fisheries. Description of model. Vol 1. FAO editions.
- Railsback, S. F. (2001). Concepts from complex adaptive systems as a framework for individual-based modelling. *Ecological Modelling* 139: pp. 47 - 62.
- Trenkel, V., Francis, R., Lorance, P., Mahévas, S., Rochet, M.-J. & Tracey, D. (2004b). Factors for differences in availability of deep-water fish to trawling and visual observation from an ROV. *Marine Ecology Progress Series* 284: pp. 293-303.
- Trenkel, V.M., Lorance, P. & Mahévas, S. (2004a). Do visual transects provide true population density estimates for deep-water fish?. *ICES Journal of Marine Science* 61: pp. 1050-1056.
- Trenkel V.M., Rochet, M.-J., Mahévas, S. (2008). Interactions between fishing tactics of Nephrops trawlers in the Bay of Biscay and Norway lobster diel activity patterns.. *Fisheries Management and Ecology*. 15(1): pp. 11-18.
- Tuffery, C. & Mahévas, S. (2006). Fisheries data quality management : toward quality indicators. In *ICES Annual Conference. CM 2006/M:20*. 2006.
- Van Nes, E. & Scheffer, M. (2005). A strategy to improve the contribution of complex simulation models to ecological theory. *Ecological Modelling* 185: pp. 153 - 164.
- Vermard, Y., Marchal, P., Mahévas, S. & Thébaud, O. (2008). A fleet dynamic model of the Bay of Biscay pelagic fleet simulating métiers' choice : predicting the fishing fleet response to the 2005 anchovy fishing ban. . *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 65(11) : pp. 2444-2453.
- Vermard, Y., Rivot, E., Mahévas, S., Marchal, P. & Gascuel, D. (soumis). Identifying fishing trip behavior and estimating fishing effort from VMS data using Bayesian Hidden Markov Models. *Ecological Modelling*.
- Vigneau, J. & Mahévas, S. (2007). Detecting sampling outliers and sampling heterogeneity when catch-at-length is estimated using the ratio estimator. *ICES Journal of Marine Science* 64: p. 1028–1032.
- Walters, C. & Bonfil, R. (1999). Multispecies spatial assessment models for the British Columbia groundfish trawl fishery. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56: pp. 601-628.

