



CENTRE DE DROIT ET D'ECONOMIE DE LA MER

LES PUBLICATIONS AMURE



SÉRIE DOCUMENT DE TRAVAIL

N° D-30-2011

Analyse bioéconomique des effets
halieutiques des aires marines
protégées.

PROJET ANR GAIUS

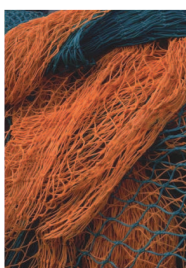
Jean Boncoeur*, Frédérique Alban*
& Olivier Thébaud**

* Université de Brest, UMR_M101 AMURE

** Ifremer, UMR_M101 AMURE

D
O
C
U
M
E
N
T

ISSN 1951-641X
Publications électroniques Amure
Série Document de travail
www.umr-amure.fr



PROJET ANR GAIUS

Analyse bioéconomique des effets halieutiques des aires marines protégées

Jean Boncoeur*, Frédérique Alban* et Olivier Thébaud**

*Université de Brest, UMR_M101 AMURE
CS 93837, 29238 Brest cedex 3, France

**Ifremer, UMR_M101 AMURE
BP 70, 29280 Plouzané cedex, France

Ce document a été réalisé dans le cadre du projet ANR GAIUS et constitue la version préliminaire d'un chapitre d'ouvrage collectif en langue anglaise à paraître aux éditions Cambridge University Press¹



¹ Boncoeur J., Alban F., Thébaud O. (2011) "Bioeconomic analysis of MPA fisheries effects " in Claudet J. (Ed.) "Marine Protected Areas: effects, networks and monitoring – A multidisciplinary approach", Cambridge University Press (sous presse).

Introduction

L'analyse bioéconomique peut se définir simplement comme étant l'analyse économique appliquée aux activités humaines opérant sur des processus biologiques, telles que la foresterie, l'agriculture ou la pêche. Dans la même veine, on peut définir un modèle bioéconomique comme une représentation simplifiée et formalisée de processus biologiques et économiques en interaction. Un tel modèle est habituellement composé de trois modules :

- un module biologique décrivant les processus bio-écologiques à l'œuvre ;
- un module technique décrivant la façon dont les activités humaines interagissent avec ces processus ;
- un module économique décrivant les résultats de ces activités en termes de coûts et bénéfices (marchands et non-marchands) et les conséquences de ces résultats sur les comportements humains.

Historiquement, l'économie des pêches a joué un rôle moteur dans le développement de la modélisation bioéconomique (Gordon, 1954; Schaefer, 1957; Clark, 1976). Diverses questions relatives à la pêche ont été étudiées avec l'aide de modèles bioéconomiques et, depuis une quinzaine d'années, ces modèles ont constitué un outil analytique majeur pour l'analyse économique du rôle des aires marines protégées (AMP) comme outil d'aménagement des pêcheries².

Dans un premier temps, nous présentons les principaux types de modèles bioéconomiques qui ont été utilisés pour l'analyse des incidences des AMP sur la pêche. Dans un deuxième temps, nous illustrons une partie des questions relatives au rôle potentiel des AMP dans l'aménagement des pêcheries à l'aide d'un modèle bioéconomique simple. Après une présentation du modèle et de son principe de fonctionnement, nous comparons ses résultats dans le cadre de différents scénarios de gestion d'une pêcherie.

1. La modélisation bioéconomique des AMP

Les modèles bioéconomiques d'AMP peuvent être classés en deux catégories. Nous caractérisons tout d'abord chacune de ces deux catégories, puis nous considérons leurs résultats et les questions qu'ils soulèvent.

1.1. Une typologie des modèles bioéconomiques d'AMP

Les modèles de la première catégorie sont directement dérivés des modèles bioéconomiques standards représentant le fonctionnement d'une pêcherie en termes spatialement non-explicites. Il s'agit le plus souvent de modèles d'équilibre considérant un seul stock et un seul métier, et fondés sur une hypothèse implicite d'homogénéité spatiale. Leur objet principal est de caractériser la façon dont la pêche est impactée par la mise en réserve d'un espace représentant une proportion donnée d'une zone antérieurement ouverte aux pêcheurs. Ces modèles incluent généralement une fonction de transfert de biomasse, reposant sur la différence de densité entre réserve et zone de

² Cette situation contraste fortement avec l'analyse des autres fonctions des AMP, pour laquelle la modélisation bioéconomique est beaucoup moins développée.

pêche et permettant de décrire un effet de déversement (*spillover*) de l'une vers l'autre. Les modèles de ce type peuvent être plus ou moins complexes, mais ils mettent généralement l'accent sur le fait que les effets biologiques et économiques de la création d'une AMP dépendent essentiellement d'un petit nombre de facteurs, tels que la taille de la réserve, la mobilité spatiale des poissons et le degré de contrôle du gestionnaire de la pêcherie sur l'effort de pêche. Ainsi, Holland et Brazee (1996), faisant usage d'un modèle structural, montrent que la création d'une AMP peut élever le niveau de capture d'équilibre dans une pêcherie surexploitée, à condition que la tendance spontanée à l'accroissement de l'effort de pêche puisse être limitée. Hannesson (1998) et Anderson (2002) utilisent quant à eux un modèle global de type logistique pour questionner l'utilité d'une réserve dans un contexte déterministe, et sous hypothèse de libre accès à la zone restant ouverte à la pêche. Sumaila (1998a) et Conrad (1999) caractérisent les bénéfices que peut procurer une réserve dans un contexte stochastique. Grafton *et al.* (2009) appliquent un modèle stochastique de contrôle optimal avec un processus de diffusion discontinu à la pêcherie de morue de Terre-Neuve et du Labrador.

Dans de tels modèles, les hypothèses habituelles de pêcherie monospécifique et d'homogénéité spatiale apparaissent souvent trop restrictives. Des modèles prenant en compte la complexité de la dynamique des écosystèmes conduisent à raffiner les conclusions relatives à l'incidence des AMP sur les pêcheries. Le modèle bioéconomique plurispécifique développé par Holland (2000) montre que cet impact peut varier fortement selon les espèces. Boncoeur *et al.* (2002) montre que l'introduction d'une relation proie-prédateur peut conduire à des résultats contre-intuitifs lorsque le prédateur n'est pas une espèce commerciale. Introduisant l'hétérogénéité spatiale dans son modèle bioéconomique sous la forme de « points chauds » (*hot spots*), Schnier (2005) montre que la taille optimale de l'AMP dépend, non seulement de la capacité productive de la réserve et de celle des zones de pêche, mais aussi du degré d'hétérogénéité entre les deux zones. Armstrong (2007) présente un modèle incorporant un effet-habitat positif de la mise en réserve d'une zone.

Les modèles spatialement explicites forment la seconde catégorie de modèles bioéconomiques d'AMP³. Le papier séminal est dû à Sanchirico et Wilen (1999)⁴. Le principe de ces modèles est de représenter un ensemble de « métapopulations » réparties dans des zones distinctes (*patches*) mais interconnectées par des relations biologiques et écologiques. Les modèles spatialement explicites sont le plus souvent plurispécifiques. Ils mettent l'accent sur la *localisation* et la *forme* des AMP, autant sinon plus que sur leur taille. Le choix de la localisation et de la forme de l'AMP doit intégrer les principaux processus océanographiques à l'œuvre dans la zone, les caractéristiques écologiques des habitats, l'échelle spatiale de la dispersion larvaire, mais aussi des facteurs socio-économiques. Simuler l'impact d'une AMP dans une zone déterminée à l'aide d'un modèle spatialement explicite, plutôt qu'à l'aide d'un modèle non explicite, est un choix qui n'est pas anodin, par exemple en ce qui concerne les niveaux d'effort de pêche optimaux, car les deux types de modèles ont des comportements qualitativement différents (Loisel et Cartigny, 2009). Pour le gestionnaire d'une pêcherie souhaitant

³ En 2004, un numéro special de la revue *Marine Resource Economics* (vol. 19(1), 2004) a été consacré au thème en croissance rapide de la modélisation spatiale appliquée à l'économie des pêches.

⁴ Des développements ultérieurs, par les mêmes auteurs, se trouvent dans Sanchirico et Wilen (2001), Sanchirico et Wilen (2002). Voir également Wilen et al. (2002), Smith et Wilen (2003), Holland *et al.* (2004), Smith et Wilen (2004), Sanchirico (2004), Sanchirico (2005), Sanchirico *et al.* (2006), Smith *et al.* (2009).

connaître le rôle potentiel d'une AMP dans une zone déterminée, il est critique de savoir si, dans le cadre de la simulation, la zone a été artificiellement divisée en une réserve et une zone de pêche, ou si elle a été décomposée en entités dotées d'une dynamique écologique propre.

Le développement de modèles spatialement explicites requiert une description réaliste des comportements microéconomiques, non seulement en termes temporels mais aussi en termes spatiaux, afin d'expliquer la mobilité des flottilles de pêche (Holland, 2000; Chakravorty et Nemoto 2001; Smith et Wilen, 2003; Holland *et al.*, 2004; Valcic, 2009). Plusieurs techniques peuvent être mises en oeuvre à cette fin. Les plus couramment utilisées sont les modèles de gravité (Caddy, 1975) et les modèles RUM (*random utility models* - Holland and Sutinen, 1999; Wilen *et al.*, 2002; Curtis and McConnell, 2004; Hutton *et al.*, 2004). D'autres outils analytiques, tels que la théorie des jeux (Beattie *et al.*, 2002) ou la modélisation multi-agents (Soulié et Thébaud, 2006) peuvent également être utilisés pour simuler le comportement des pêcheurs.

1.2. Résultats et questions

La littérature bioéconomique a jusqu'ici fourni peu d'évidences concernant les bénéfices des AMP pour les pêcheurs. En revanche, elle a permis de clarifier certaines questions importantes.

En théorie, les bénéfices en termes de conservation dérivés d'une AMP bien conçue et correctement mise en oeuvre devraient se traduire par une augmentation des captures dans la zone de pêche limitrophe de la réserve, l'emportant sur l'incidence négative de la réduction de la zone ouverte à la pêche. De plus, ils devraient améliorer la stabilité temporelle des captures, en rendant les stocks halieutiques moins vulnérables à la surpêche. Cet « effet-tampon » peut être considéré comme un bénéfice net pour les pêcheurs, sous réserve qu'ils aient une aversion au risque (Conrad, 1999; Strand, 2004). Ce n'est pas nécessairement le cas, au vu d'études sur la façon dont les pêcheurs choisissent leurs lieux de pêche (Holland et Sutinen, 1999; Dalton et Ralston, 2004; Smith et Wilen, 2004). Selon ces études, les bénéfices résultant de l'effet-tampon ne sont pas considérés comme suffisamment importants par les pêcheurs pour contrebalancer la perte d'une partie de leurs zones de pêche traditionnelles.

En ce qui concerne les prix au débarquement, la mise en oeuvre d'une AMP peut avoir des conséquences diverses : un impact dû à la variation des quantités débarquées (si le marché est étroit), et un impact qualitatif, dû à un changement de composition par taille et par espèce des débarquements (Pauly *et al.*, 1998), ainsi qu'à une meilleure mise en marché. Les pêcheurs peuvent aussi tirer avantage de l'image « écologiquement correcte » de l'AMP pour vendre leurs captures à de meilleurs prix (Charles, 2001). Cependant, ces éventuels effets-prix des AMP ont été peu étudiés, et les modèles font le plus souvent l'hypothèse de prix exogènes.

La création de l'AMP se traduit normalement par un transfert spatial de l'effort de pêche. En vue de maintenir leur niveau antérieur de capture, les pêcheurs sont incités à intensifier leur effort dans les zones restant ouvertes à la pêche. Une concentration de l'effort de pêche en bordure de réserve est susceptible de neutraliser une part substantielle des bénéfices attendus de l'AMP (Rijnsdorp *et al.*, 1996). A plus long terme, une AMP peut susciter un déplacement de l'effort vers d'autres pêcheries, ce qui peut entraîner diverses conséquences négatives pour ces pêcheries. Les effets des réserves sur la pêche dépendent fortement de la façon dont les pêcheurs réallouent spatialement

leur effort (Sanchirico et Wilen, 1999 ; Soulié et Thébaud, 2006). On peut supposer que les pêcheurs ont tendance à rediriger leur effort vers des zones qui génèrent, selon leur perception, les plus hauts niveaux de rente par unité d'effort. Appliquant cette hypothèse à la pêche d'oursins de Californie, Smith et Wilen (2004) montrent que la prise en compte du comportement spatial des pêcheurs produit des résultats de nature à décevoir une bonne partie des attentes concernant l'amélioration des revenus générés par la pêche dans une zone fortement exploitée. La rentabilité anticipée de la pêche est influencée par la connaissance de la localisation de la ressource, estimée par exemple par les captures passées. Elle est aussi influencée par les prix au débarquement et les coûts de l'effort, incluant le coût de déplacement jusqu'au lieu de pêche. Grafton *et al.* (2005b) concluent que ce type d'effet suscite des « gradients économiques » qui peuvent être assez différents des « gradients biologiques » résultant de l'exportation larvaire et des transferts de biomasse adulte.

La redistribution spatiale de l'effort de pêche induite par une AMP influence directement et indirectement les coûts de la pêche. Si les pêcheurs sont contraints d'exercer leur activité plus loin de leur port d'attache, cela se traduit par une augmentation de leur coût d'exploitation. De plus, si les pêcheurs doivent aller pêcher dans des zones qui leur sont moins familières, cela augmentera le temps qu'ils doivent consacrer à la recherche du poisson. Une autre conséquence possible de l'AMP est d'accroître la dangerosité de la pêche, lorsque des pêcheurs sous-équipés et à faible expérience sont conduits à pêcher plus loin en mer (Holland, 2000). Les coûts résultant des transferts spatiaux de l'effort varient selon le degré de dépendance des pêcheurs vis-à-vis de la zone considérée. Ayant peu d'alternatives, les petits bateaux sont habituellement les plus concernés par la fermeture d'une zone à la pêche. S'intéressant aux effets distributifs que pourrait avoir la mise en œuvre hypothétique d'une AMP dans le cas de la pêche de cabillaud de l'Atlantique Nord-Est, Sumaila et Armstrong (2006) concluent que cette mise en œuvre risque d'être fortement conflictuelle. Une telle analyse contredit la vision optimiste selon laquelle les réserves marines réduisent les conflits entre groupes d'utilisateurs par le biais d'une séparation spatiale des activités (Bohnsack, 1993).

Ce n'est pas seulement la répartition spatiale de l'effort de pêche qui est susceptible d'être affectée par la création d'une réserve : si cette opération permet d'accroître la capture par unité d'effort (CPUE) dans la zone de pêche adjacente, et si l'effort de pêche n'est pas contrôlé dans la zone restant ouverte à la pêche, ce dernier augmentera normalement jusqu'à ce que la rente additionnelle générée par la création de la réserve soit totalement dissipée (Hannesson, 1998). Piet et Rijnsdorp (1996) illustre cet exemple avec le « box plie » de la Mer du Nord : l'effort de pêche a certes diminué à la suite de l'exclusion des grands chalutiers, mais les petits chalutiers en ont profité pour accroître leur propre effort à l'intérieur du box.

Les AMP sont souvent présentées comme une alternative aux outils « conventionnels » d'aménagement des pêcheries. Alors que ces outils (par exemple les TAC⁵ et quotas) reflètent le plus souvent une vision monospécifique, certains auteurs considèrent que les réserves marines favorisent une approche écosystémique de l'aménagement des pêcheries (Sumaila *et al.*, 2000; Palumbi, 2002). Ludwig *et al.* (1993) soutiennent que la création d'AMP constitue une assurance contre les échecs de l'aménagement des pêcheries. Dans le contexte des pêcheries côtières, généralement caractérisées par une grande complexité (pêcheries multi-spécifiques et multi-engins), les outils

⁵ Acronyme pour *total allowable catch*, ou « total autorisé de capture ».

conventionnels d'aménagement se révèlent souvent peu efficaces. De plus, les pressions socio-politiques rendent souvent difficile toute réduction de l'effort de pêche (Sumaila, 1998b; Roberts, 2000). Le choix des outils est souvent davantage influencé par des considérations politiques que par des arguments scientifiques (Guénette *et al.*, 1998).

Si les outils conventionnels d'aménagement permettent un contrôle strict de la mortalité par pêche, on peut soutenir qu'il n'y a pas de motivation véritable pour la création d'une réserve, du point de vue de l'aménagement des pêcheries. Selon le modèle de Hannesson (1998), l'optimum de premier rang (représenté par l'équilibre de la pêche maximisant la rente halieutique) est atteint lorsque la part de la zone de pêche potentielle mise en réserve est égale à zéro⁶. Cependant, dans le cas où des considérations socio-politiques ne permettent pas de ramener l'effort de pêche en dessous d'un certain seuil, la création de la réserve peut produire un optimum de second rang, dans la mesure où les captures et la rente, pour un niveau donné d'effort, peuvent augmenter si l'on met en place une réserve (Holland et Brazee, 1996). Un tel résultat requiert que la mortalité par pêche ne soit pas laissée sans contrôle, c'est-à-dire que les AMP soient considérées comme des compléments, plutôt que comme des substituts à d'autres outils d'aménagement des pêcheries (White *et al.*, 2008).

Selon plusieurs auteurs, le contexte d'incertitude qui caractérise l'aménagement des pêcheries est la principale raison justifiant le recours aux AMP comme outil d'aménagement (Ludwig *et al.*, 1993 ; Clark, 1996 ; Lauck *et al.*, 1998 ; Sumaila, 1998a ; Conrad, 1999 ; Mangel, 2000 ; Grafton *et al.*, 2004 ; Grafton *et al.*, 2005a; Pitchford *et al.*, 2007 ; Grafton *et al.*, 2009). Les réserves servent de protection contre l'incertitude, en particulier les chocs associés à l'exploitation des espèces commerciales, caractérisée par une mesure des taux d'exploitation qui est entachée d'erreur et des captures qui ne sont pas parfaitement contrôlables. Utilisant un modèle dynamique « source-puits » comportant deux formes d'incertitude, Grafton *et al.* (2004) arrivent à la conclusion que le bénéfice essentiel des réserves est l'augmentation de la résilience, définie comme la rapidité à laquelle une population exploitée retrouve le niveau d'abondance qu'elle connaissait avant le choc. L'amélioration de la résilience peut aussi accroître la rente de ressource, même avec une exploitation gérée de façon optimale. Cette conclusion contredit l'idée selon laquelle les réserves n'ont pas d'intérêt si l'exploitation est gérée de façon optimale, comme le suggéraient les modèles antérieurs de type déterministe.

2. Un modèle illustratif simple

Le modèle que nous considérons maintenant à une ambition limitée : familiariser le lecteur, à l'aide d'un exemple théorique simple, avec la philosophie de la modélisation bioéconomique appliquée au cas des AMP, et illustrer, avec un degré de sophistication qui ne dépasse pas l'algèbre élémentaire, quelques-unes des questions qui ont été identifiées ci-dessus. Cette section est consacrée à la description du modèle ; la suivante présentera ses résultats concernant l'aménagement de la pêche, sous différents scénarios.

Le modèle que nous présentons incorpore un nombre restreint de variables et repose sur des hypothèses très simplificatrices. Son substrat est la théorie bioéconomique élémentaire et, dans leur majorité, les relations qui le constituent sont dérivées de

⁶ Armstrong et Reithe (2001) introduisent une fonction de coût de l'aménagement de la pêche dans le modèle de Hannesson, ce qui les conduit à modifier une partie de ses conclusions.

Hannesson (1998). Toutefois, à la différence cet auteur, nous prenons en compte l'hétérogénéité spatiale, ce qui rapproche notre modèle des modèles de méta-population initiés par Sanchirico et Wilen (1999). Afin de produire des solutions graphiques simples, nous ne considérons que deux zones, mais ces zones ne sont pas des portions arbitraires d'un espace supposé homogène comme chez Hannesson :

- leurs caractéristiques écologiques ne sont pas identiques, ce qui induit des conditions différenciées pour l'habitat de la ressource halieutique ;
- la connectivité entre les deux zones est plus ou moins forte, et la mobilité de la ressource entre les deux zones diffère de sa mobilité à l'intérieur de chaque zone⁷ ;
- Le coût de l'effort de pêche peut différer d'une zone à l'autre, du fait, par exemple, d'un éloignement plus ou moins important du port d'attache.

En conséquence, la taille relative des deux zones cesse d'être une variable instrumentale, contrairement à ce qui est généralement supposé par les modèles spatialement homogènes⁸. Cette caractéristique peut être considérée comme un point faible du modèle, étant donné qu'elle ne lui permet pas d'analyser la question importante de la taille de l'AMP. Pour surmonter cette limite, il faudrait augmenter le nombre de zones, ce qui permettrait de discuter non seulement de la taille de l'AMP, mais aussi de sa configuration. Ce champ d'investigation est clairement celui des modèles de méta-population à la Sanchirico.

Après avoir présenté les hypothèses du modèle et leur transcription en termes formalisés, nous décrivons son fonctionnement.

2.1. Description du modèle

L'objectif du modèle est de simuler, en termes stylisés, le fonctionnement d'une pêcherie en présence d'une AMP. Nous présentons ci-après ses variables et équations de base. Cette présentation débute par la dynamique du stock exploité et des composants de cette dynamique. Elle se poursuit par les conditions de l'équilibre biologique sous lesquelles nous faisons fonctionner le modèle, et s'achève avec la caractérisation de l'existence de l'AMP.

2.1.1. Dynamique du stock exploité

La ressource exploitée par les pêcheurs est supposée consister en un stock unique dont l'habitat est constitué de deux zones ($i = 1, 2$). Les différences entre les individus composant le stock sont négligées, et celui-ci est exprimé en termes de biomasse. Soit X_i la biomasse à l'intérieur de la zone i . En supposant que cette biomasse évolue de façon continue au cours du temps, on peut décrire sa dynamique au moyen de l'équation différentielle suivante :

⁷ On suppose que chaque zone est écologiquement homogène et que la mobilité de la ressource y est infinie, de sorte que celle-ci se répartit en permanence selon une densité uniforme à l'intérieur de la zone. Il en va différemment d'une zone à l'autre : d'une part les différences de densité ne sont pas le seul facteur gouvernant les transferts inter-zones, et d'autre part ces transferts s'effectuent à une vitesse finie, dépendant à la fois des caractéristiques de la ressource et de celles des deux zones.

⁸ Relevons au passage que, dans ces modèles, il y a quelque inconsistance à supposer que la taille de la réserve peut être arbitrairement modifiée par le régulateur, et que dans le même temps la mobilité spatiale intra-zone (généralement supposée infinie) est différente de la mobilité inter-zones (nécessairement supposée finie).

$$(1) \quad \frac{dX_i}{dt} = N_i - T_{ij} - Y_i \quad \begin{pmatrix} i = 1, 2 \\ j = 2, 1 \end{pmatrix}$$

où N_i représente le surplus instantané de biomasse produit par unité de temps à l'intérieur de la zone i , T_{ij} le transfert net instantané de biomasse par unité de temps de la zone i vers la zone j ($T_{ji} = -T_{ij}$), et $Y_i \geq 0$ le poids de la capture instantanée par unité de temps au sein de la zone i .

Décrivons maintenant chacun de ces composants.

2.1.2. Surplus de production de biomasse à l'intérieur de chaque zone

Soit A_i la superficie de la zone i , et D_i la densité maximale d'équilibre du stock à l'intérieur de cette zone. Le paramètre D_i dépend des caractéristiques physiques et écologiques de la zone i , et peut être appelé *productivité naturelle* de cette zone. En multipliant D_i par A_i , nous obtenons :

$$(2) \quad K_i = D_i A_i \quad (i = 1, 2)$$

où K_i représente la *capacité de charge* de la zone, c'est-à-dire la biomasse d'équilibre maximale que l'écosystème de la zone peut supporter.

Appelons x_i le ratio de la biomasse effective à la biomasse d'équilibre maximale dans la zone i :

$$(3) \quad x_i = \frac{X_i}{K_i} \quad (i = 1, 2)$$

Ce ratio mesure la pression exercée par la ressource sur l'écosystème local. Nous supposons que le surplus de biomasse produit au sein d'une zone suit une loi logistique, c'est-à-dire que son taux de croissance naturelle (N_i/X_i , ou $N_i/K_i x_i$) est une fonction linéaire décroissante de la pression exercée par le stock sur l'écosystème de la zone :

$$(4) \quad N_i = r K_i x_i (1 - x_i) \quad (i = 1, 2)$$

où r est le *taux de croissance intrinsèque* du stock, c'est-à-dire le taux de croissance naturel qui serait observé si l'écosystème n'était pas limitant.

2.1.3. Mobilité inter-zones du stock

A la suite de Conrad (1999), nous supposons que le flux instantané de biomasse quittant une zone est directement proportionnel à la pression exercée par la biomasse locale sur l'écosystème de la zone, de telle sorte que la mobilité inter-zones tend à égaliser les pressions exercées sur les écosystèmes des deux zones :

$$(5) \quad T_{ij} = s(x_i - x_j) \quad (i = 1, 2)$$

où s est un paramètre de connectivité, caractérisant la mobilité plus ou moins forte du stock d'une zone à l'autre. Dans le cas particulier où les deux zones sont également productives ($D_1 = D_2$), la relation ci-dessus implique que le transfert net de biomasse entre ces zones est proportionnel à l'écart des densités au sein de chacune d'elles (cf ; par exemple Hannesson, 1998).

2.1.4. Fonction de capture et profitabilité de la pêche

Nous supposons qu'au sein d'une zone donnée, l'usage des différents facteurs anthropiques (capital, travail) que mobilisent les pêcheurs peut être synthétisé par un

indice dit d'effort de pêche (E_i)⁹, et que la CPUE y est proportionnelle à la densité du stock (X_i/A_i , ou $D_i x_i$) :

$$(6) \quad Y_i = q D_i x_i E_i \quad (i = 1, 2)$$

où q est un paramètre positif reflétant l'efficacité technique de l'effort de pêche¹⁰. De façon alternative, la fonction de capture au sein de la zone i peut être décrite sous :

$$(7) \quad F_i = \frac{q D_i E_i}{K_i} \quad (i = 1, 2)$$

où F_i représente le *taux instantané de mortalité par pêche* au sein de la zone considérée :

$$(8) \quad F_i = \frac{Y_i}{K_i x_i} \quad (i = 1, 2)$$

La fonction de capture spécifiée par (6) ou (7) implique qu'au sein d'une zone donnée, l'effort de pêche (E_i) est proportionnel au taux de mortalité par pêche (F_i). Par suite, ces deux variables peuvent être utilisées comme des substituts, pourvu que E_i soit multiplié par la constante de proportionnalité appropriée ($q/A_i = q D_i/K_i$).

Le revenu net généré par l'exploitation du stock au sein d'une zone donnée se définit comme la différence entre la valeur débarquée et le coût de l'effort de pêche :

$$(9) \quad \pi_i = P Y_i - C_i E_i \quad (i = 1, 2)$$

où P et C_i sont des constantes positives représentant, respectivement, le prix unitaire du poisson débarqué et le coût unitaire de l'effort de pêche dans la zone i . Le caractère exogène de P et C_i traduit l'hypothèse selon laquelle la taille de la pêcherie est petite relativement à celle des marchés.

2.1.5. Equilibre biologique

Un état d'équilibre biologique est atteint lorsque les biomasses au sein de chaque zone sont stabilisées, c'est-à-dire lorsque :

$$(10) \quad \frac{dX_i}{dt} = 0 \quad (i = 1, 2)$$

Dans une telle situation, la variable π_i est appelée *rente halieutique* générée par l'exploitation de la biomasse au sein de la zone i ¹¹. Comme la biomasse d'équilibre au sein de chaque zone (X_i) ne peut dépasser la capacité de charge de la zone (K_i), on a nécessairement $x_i \leq 1$.

En rapprochant (1) et (9), on obtient :

$$(11) \quad Y_i = N_i - T_{ij} \quad \begin{pmatrix} i = 1, 2 \\ j = 2, 1 \end{pmatrix}$$

ce qui signifie que la capture d'équilibre au sein d'une zone est égale à la production naturelle de surplus de biomasse au sein de cette zone, diminuée du transfert net de

⁹ Pour une discussion de cette hypothèse qui, pour être extrêmement courante, n'en est pas pour autant anodine, cf. Hannesson (1983).

¹⁰ Ce paramètre est habituellement appelé *coefficient de capturabilité*. Il convient toutefois de remarquer que, dans le cas présent, il est défini *par unité de surface* : le coefficient q n'est pas ici le ratio de la CPUE à la biomasse (X_i), mais à sa densité (X_i/A_i).

¹¹ Tant que le stock n'est pas stabilisé, π_i correspond plutôt à une *quasi-rente*.

biomasse vers l'autre zone. Dans les développements qui suivent, nous ne considérerons que des situations d'équilibre (statique comparative). En conséquence, lorsque nous caractériserons une variable comme « croissante » ou « décroissante », ces expressions ne doivent pas être interprétées comme désignant des évolutions temporelles : ce sont de simples raccourcis sémantiques traduisant une comparaison entre différentes valeurs d'équilibre de cette variable, et signifiant que ces valeurs sont rangées selon un ordre croissant ou décroissant.

2.1.6. Régulation de la pêche

Nous supposons que les captures sont autorisées dans la zone 2, mais interdites dans la zone 1 (réserve de pêche) :

$$(12-1) \quad E_1 = 0$$

$$(12-2) \quad E_2 \geq 0$$

En conséquence, les relations d'équilibre biologique (11) peuvent être reformulées de la façon suivante :

$$(13-1) \quad N_1 = T_{12}$$

$$(13-2) \quad Y_2 = N_2 + T_{12}$$

L'égalité (13-1) exprime le fait que, dans des conditions d'équilibre biologique, le transfert net de biomasse depuis la réserve vers la zone de pêche compense juste la production de surplus de biomasse au sein de la réserve. Selon la relation (13-2), la capture d'équilibre dans la zone de pêche est égale à la production de surplus de biomasse au sein de cette zone, augmentée du transfert net en provenance de la réserve (effet de déversement). En combinant (13-1) et (13-2), on fait ressortir le fait que la capture d'équilibre dans la zone de pêche est égale à la production totale de surplus de biomasse au sein des deux zones.

2.2. Fonctionnement du modèle

Nous considérons maintenant les implications des conditions d'équilibre (13-1) et (13-2) sur l'état de la pêche, pour différents niveaux de l'effort de pêche (ou du taux de mortalité par pêche, supposé proportionnel à l'effort de pêche) au sein de la zone 2. Nous examinons l'incidence de cet effort sur les biomasses d'équilibre dans les deux zones, puis sur le volume de capture.

2.2.1. Incidence de l'effort de pêche sur les biomasses d'équilibre

Pour cette analyse, il est commode d'utiliser la variable x_i , qui représente la pression exercée par la biomasse sur l'écosystème de la zone i , comme proxy pour la biomasse locale X_i (selon la relation (3), ces deux variables sont proportionnelles).

En prenant en compte (4), (5) et (8), nous pouvons réécrire les relations d'équilibre au sein de chaque zone sous la forme suivante :

$$(14-1) \quad x_2 = x_1 \left(\frac{x_1 - v_1}{1 - v_1} \right)$$

$$(14-2) \quad x_1 = x_2 \left(\frac{x_2 - v_2 + F_2/r}{1 - v_2} \right)$$

où :

$$(15) \quad v_i = \frac{rK_i - s}{rK_i} \quad (i=1, 2)$$

est un indicateur de la capacité de la zone i à retenir le surplus de biomasse qu'elle génère¹²: pour cette zone, le surplus naturel de biomasse ($N_i = rK_i x_i (1 - x_i)$) est plus important que le flux brut de biomasse sortant ($s x_i$) dès lors que $x_i < v_i$. Par conséquent, si $v_i < 0$, la différence entre N_i et $s x_i$ est négative pour toute valeur admissible de x_i . A l'inverse, si $v_i > 0$, il existe une valeur positive admissible x_i (en l'occurrence, $x_i = v_i$), telle que N_i est juste compensé par $s x_i$. Cette propriété, comme nous le verrons, joue un rôle critique dans le fonctionnement de l'AMP (il convient de remarquer que $s x_i = T_{ij}$ si $x_j = 0$).

Lorsque les paramètres bio-écologiques du modèle et le taux de mortalité par pêche dans la zone 2 sont donnés, les équations (14-1) et (14-2) forment un système déterminant les pressions (et, par suite, les biomasses) d'équilibre dans chaque zone. Ce système non linéaire n'admet pas de solution simple, en dehors de la solution triviale ($x_1 = 0, x_2 = 0$), qui est valable pour tout niveau de F_2 ¹³. Cependant, les relations (14-1) et (14-2) procurent d'utiles informations concernant l'influence de F_2 sur x_1 et x_2 .

Considérons tout d'abord (14-1). Cette équation exprime x_2 comme une fonction quadratique de x_1 , non dépendante de F_2 . Soit f_1 cette fonction. La valeur de $f_1(x_1)$ est nulle pour $x_1 = 0$ et pour $x_1 = v_1$, cette dernière racine étant positive dès lors que $v_1 > 0$. Selon (15), ce cas a d'autant plus de chances de se produire que la réserve est de grande taille et fortement productive, que la connectivité des deux zones est limitée, et que le taux de croissance intrinsèque du stock est important. Remarquons que, dans tous les cas, $f_1(x_1) = 1$ lorsque $x_1 = 1$, et $f_1(x_1) < x_1$ lorsque $x_1 < 1$.

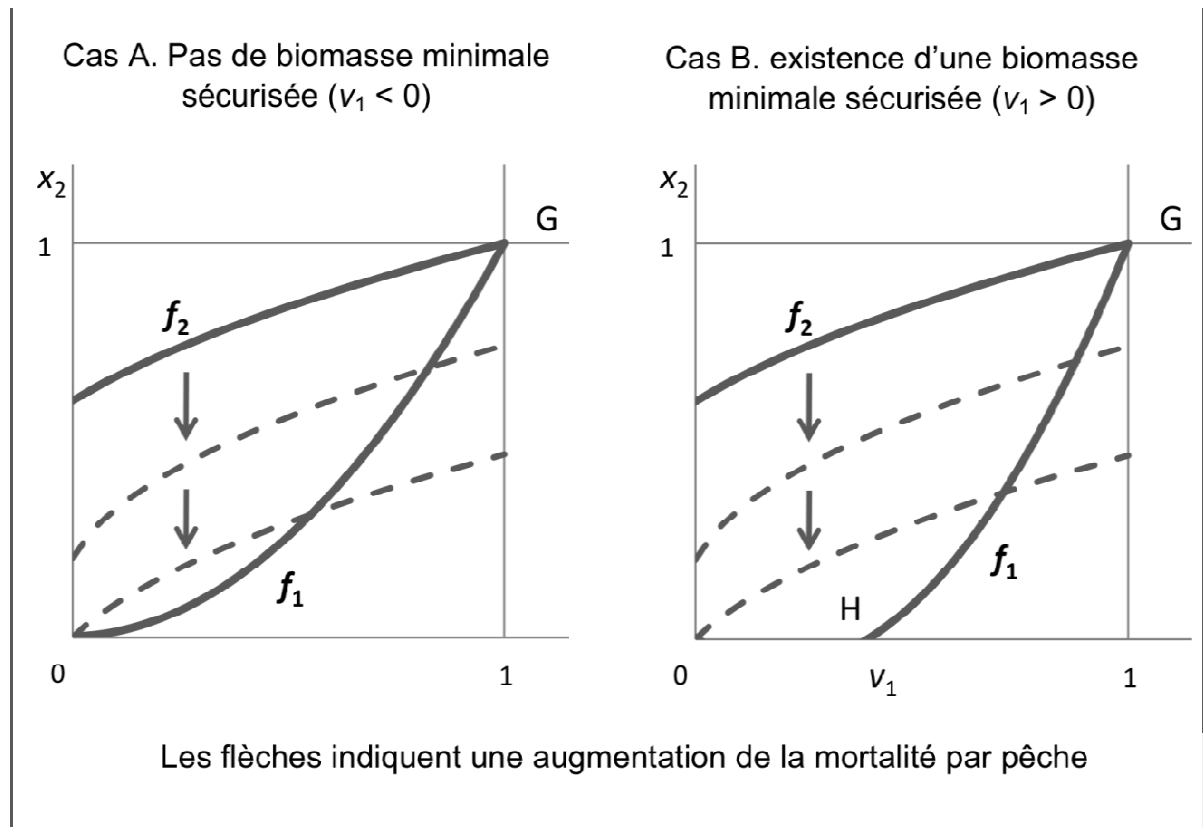
Tournons-nous maintenant vers (14-2). Cette équation exprime x_1 comme une fonction quadratique de x_2 , dépendante de F_2 . Soit f_2 cette fonction. La valeur de $f_2(x_2)$ est nulle pour $x_2 = 0$ et pour $x_2 = v_2 - F_2/r$, cette dernière racine n'étant positive que si F_2/r est inférieur à v_2 (ce qui requiert que cet indice soit positif). Remarquons que $f_2(x_2) = 1$ lorsque, simultanément, $F_2 = 0$ et $x_2 = 1$.

Figure 1.

Détermination des biomasses d'équilibre dans chaque zone de l'AMP, selon le taux de mortalité par pêche dans la zone de pêche (zone 1 = réserve ; zone 2 = zone de pêche)

¹² Cet indicateur est une fonction linéaire décroissante de s . Il a été standardisé de façon à ce que $\lim v_i = 1$ lorsque $s \rightarrow 0$. Par suite, $v_i < 1$ pour toute valeur positive de s .

¹³ Cependant, dans une perspective dynamique, si au moins une biomasse locale est initialement strictement positive, cette position d'équilibre ne peut être atteinte qu'asymptotiquement, c'est-à-dire pour $t \rightarrow \infty$. Rappelons que l'analyse conduite ici relève de la statique comparative, c'est-à-dire compare différentes positions d'équilibre sans étudier les processus transitoires qui mènent de l'une à l'autre de ces positions.



La figure 1 représente les relations $f_1(x_1)$ et $f_2(x_2)$. Le cas A correspond à la situation où $v_1 \leq 0$, et le cas B à la situation inverse ($v_1 > 0$). Sur chacun de ces deux graphiques, seules sont visualisées les portions des courbes f_1 et f_2 qui sont compatibles avec les contraintes de non-négativité auxquelles sont assujettis x_1 et x_2 . En ce qui concerne $f_2(x_2)$, plusieurs courbes, correspondant chacune à un niveau du taux de mortalité par pêche F_2 , sont représentées : la courbe en trait continu correspond à $F_2 = 0$, et les courbes en pointillé à des niveaux positifs de F_2 (plus F_2 est élevé, plus basse est la courbe correspondante). Pour une valeur donnée de F_2 , les coordonnées du point d'intersection des courbes f_1 et f_2 sont les valeurs d'équilibre des pressions au sein de chaque zone¹⁴. Le point G représente l'équilibre lorsque $F_2 = 0$: dans ce cas, la biomasse d'équilibre au sein de chaque zone est égale à la capacité de charge correspondante, et le transfert net de biomasse entre les deux zones est nul.

En partant du point d'équilibre G, augmentons progressivement le taux de mortalité par pêche dans la zone 2. La courbe f_2 se déplace vers le bas du graphique, et le point d'équilibre glisse le long de la courbe f_1 en direction du sud-ouest comme l'indiquent les flèches sur le graphique (étant donné la forme de la courbe f_1 , $x_2 < x_1$ dès lors que $F_2 > 0$). Ainsi donc les biomasses d'équilibre diminuent dans les deux zones : l'augmentation de la mortalité par pêche impacte directement la biomasse dans la zone de pêche, et la baisse de cette biomasse fait à son tour diminuer la biomasse dans la réserve, par le flux de transfert qu'elle génère.

Jusqu'où peut aller ce processus ? Cela dépend du signe du paramètre v_1 , comme il ressort de la comparaison des cas A et B sur la figure 1. Commençons par supposer que $v_1 < 0$ (Cas A). Dans cette configuration, lorsque F_2 devient positif et augmente progressivement, le point d'équilibre évolue depuis G jusqu'à l'origine des axes, c'est-à-

¹⁴ On fait ici référence à l'équilibre non trivial dans lequel au moins une des pressions est positive.

dire jusqu'à une situation où les deux biomasses d'équilibre sont nulles. Cette position est atteinte lorsque¹⁵ :

$$(16) \quad F_{2\text{lim}} = r \left(1 - \frac{1-v_2}{v_1} \right)$$

Il en ressort que, si v_1 est négatif, aucune biomasse d'équilibre positive n'est compatible avec un taux de mortalité par pêche égal ou supérieur à $F_{2\text{lim}}$: dans cette configuration, une augmentation illimitée de l'effort de pêche tend à épuiser la totalité de la ressource, non seulement dans la zone de pêche, mais aussi dans la réserve, du fait des transferts de biomasse de la seconde vers la première. L'explication de ce résultat est à chercher dans les caractéristiques de l'indice v_1 . Comme il a été remarqué précédemment, une valeur positive de cet indice implique que le surplus de biomasse généré par la réserve n'est pas suffisamment élevé pour contrebalancer le flux brut de biomasse en direction de la zone de pêche. Ce flux brut tend à s'identifier au flux net de transfert inter-zones T_{12} lorsque la biomasse dans la zone de pêche tend vers zéro, c'est-à-dire lorsque F_2 tend vers $F_{2\text{lim}}$. Par suite, cette valeur du taux de mortalité par pêche implique que les biomasses d'équilibre tendent à s'annuler dans les deux zones. Notons toutefois que, par construction, $F_{2\text{lim}}$ est plus grand que r . Dans les conditions de l'équilibre biologique, le paramètre r , qui représente le taux de croissance intrinsèque du stock, est la borne supérieure du taux de mortalité par pêche s'il n'y a pas de transfert de biomasse en provenance de la réserve.

Considérons maintenant la situation lorsque $v_1 > 0$ (figure 1, cas B). Dans cette configuration, lorsque F_2 devient positif et augmente progressivement, le point d'équilibre évolue depuis G vers H , position dans laquelle la biomasse dans la zone de pêche est nulle, mais la biomasse dans la réserve reste positive, et est égale à v_1 . Là encore, ce résultat peut être expliqué en se référant aux caractéristiques de v_1 . Comme il a été noté précédemment, si v_1 est positif et x_1 égal à v_1 , le surplus de biomasse produit dans la réserve est juste compensé par le flux brut de biomasse quittant la réserve pour la zone de pêche. Par suite, v_1 ne peut être une position d'équilibre pour x_1 que si ce flux brut correspond au flux net de transfert T_{12} , ce qui requiert une biomasse nulle dans la zone de pêche¹⁶. Cette position d'équilibre représentée par le point H est asymptotique¹⁷, au sens où ses coordonnées sont les limites vers lesquelles tendent les pressions dans les deux zones lorsque F_2 augmente de façon infinie :

¹⁵ Cette valeur peut être déterminée de la façon suivante. En partant de G et en augmentant progressivement F_2 , on abaisse la courbe f_2 et on rapproche le point d'équilibre de l'origine des axes. Pour que celle-ci puisse être (asymptotiquement) atteinte, il faut que $x_2 = 0$. Cette condition, qui implique que $F_2/r \geq v_2$, n'est pas suffisante : si la tangente à la courbe f_2 a une pente plus forte que la tangente à la courbe f_1 au point origine, les deux points restent distincts (cf. Figure 1, Cas A). Ils se rejoignent lorsque les deux pentes à l'origine sont égales, c'est-à-dire lorsque : $f_1'(x_1) = [f_2'(x_2)]^{-1}$ pour $x_1 = 0$ et $x_2 = 0$. On obtient $F_{2\text{lim}}$ en résolvant cette équation en F_2 .

¹⁶ Cette propriété permet aussi de comprendre pourquoi x_1 ne peut être en équilibre à un niveau plus faible que v_1 : cela signifierait en effet que flux brut de biomasse sortant de la réserve est inférieur au flux net de transfert entre les deux-zones, c'est-à-dire que la biomasse d'équilibre dans la zone de pêche est négative.

¹⁷ Cette caractéristique se manifeste lorsque l'on essaie d'incorporer $x_1 = v_1$ et $x_2 = 0$ dans (14-2) : la relation n'est alors valide que pour F_2 infini.

$$(18) \quad v_1 > 0 \Rightarrow \begin{cases} \lim_{F_2 \rightarrow \infty} x_1 = v_1 \\ \lim_{F_2 \rightarrow \infty} x_2 = 0 \end{cases}$$

La valeur asymptotique correspondante de la biomasse d'équilibre au sein de la zone de pêche :

$$(19) \quad X_{1\lim} = K_1 v_1 = K_1 - s/r$$

est une expression du concept de « biomasse minimale de sécurité » (*safe minimum biomass level*, désignée ci-après par l'acronyme BMS), introduit par Anderson (2002) : aussi élevé soit le niveau de l'effort de pêche (et donc du taux de mortalité par pêche) dans la zone ouverte à la pêche, il subsiste une biomasse minimale positive dans la réserve, en dépit de l'effet de drainage vers la zone de pêche résultant du transfert inter-zones. Rappelons, toutefois, que cette biomasse minimale de sécurité n'existe que si $v_1 > 0$ ¹⁸.

2.2.2. Incidence de l'effort de pêche sur les captures

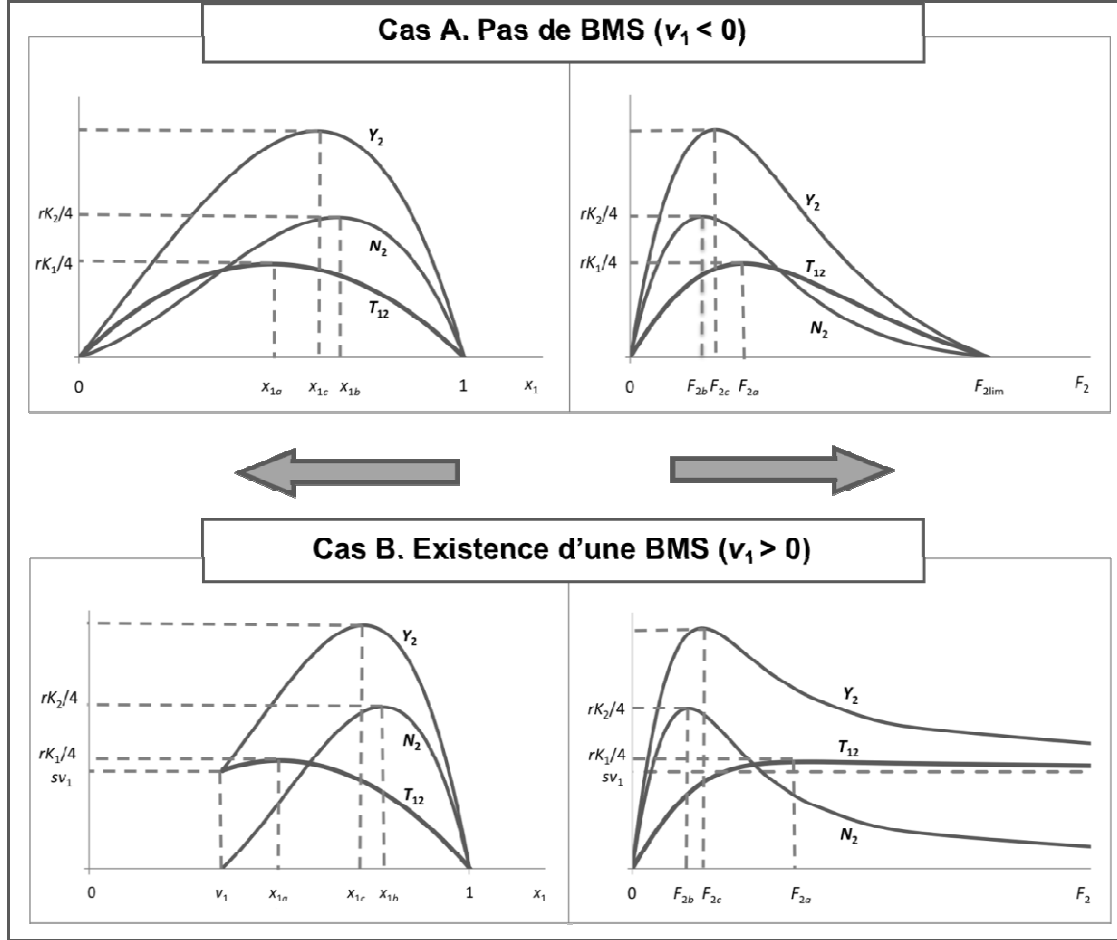
Selon la relation (13-2), la capture d'équilibre (Y_2) est composée de deux éléments : le surplus de biomasse produit par la zone de pêche (N_2) et le transfert net de biomasse depuis la réserve (T_{12}). Afin de caractériser l'influence de l'effort de pêche sur ces deux éléments, écrivons chacun d'eux comme une fonction de la pression exercée par la biomasse dans la réserve sur l'écosystème de cette zone (x_1), qui est elle-même une fonction monotone décroissante de F_2 ¹⁹. Si v_1 est négatif (pas de BMS), x_1 peut varier de 0 à 1. Si v_1 est positif, le domaine de variation admissible est plus restreint, étant borné inférieurement par la BMS v_1 (cf. figure 1).

Nous illustrerons notre analyse à l'aide des quatre graphiques composant la figure 2. Sur ces graphiques, les variables T_{12} , N_2 and Y_2 sont reportée en ordonnées. L'axe des abscisses est dédié à la variable x_2 sur les deux graphiques de gauche, et à F_2 sur les deux graphiques de droite. Les flèches en sens opposés illustrent le fait que ces deux variables varient en sens opposés : plus haut est le taux de mortalité par pêche dans la zone 2, plus basse est la biomasse d'équilibre dans la zone 1.

¹⁸ Si $v_1 = 0$, $X_{1\lim} = 0$, ce qui signifie en pratique qu'il n'y a pas de BMS.

¹⁹ Il n'est pas aisé d'exprimer analytiquement cette fonction. En revanche l'expression analytique de sa réciproque ne pose pas de problème, avec l'aide (14-1) de (14-2).

Figure 2.
Captures et composants des captures d'équilibre en fonction de la pression de la
biomasse sur l'écosystème de la réserve (graphiques de gauche) et du taux de
mortalité par pêche dans la zone de pêche (graphiques de droite)



A l'instar de la figure 1, la figure 2 distingue deux cas, selon le signe du paramètre v_1 : le couple de diagrammes figurant dans la partie supérieure de la figure 2 est consacré au cas où v_1 est négatif (cas A), ce qui implique l'inexistence de BMS ; à l'inverse, le couple de diagrammes en position inférieure illustre le cas où v_1 est positif (cas B), ce qui implique l'existence d'une BMS au sein de la réserve.

Nous examinerons successivement l'influence de l'effort de pêche sur les variables T_{12} et N_2 . Ensuite, agrégeant ces deux variables, nous caractériserons la relation entre effort de pêche et capture.

Exprimer T_{12} comme une fonction de x_1 est immédiat, étant donné que T_{12} est égal à N_1 , lui-même une fonction quadratique de x_1 , conformément à l'hypothèse logistique représentée par (4). Cette fonction prend une valeur nulle pour $x_1 = 0$ et $x_1 = 1$, et atteint son maximum, égal à $rK_1/4$, lorsque x_1 atteint :

$$(20) \quad x_{1a} = 0.5$$

Si $v_1 > 0$ (cf. cas B sur la figure 2), lorsque x_1 se rapproche de la borne inférieure de son domaine de variation (BMS v_1), T_{12} converge vers sv_1 .

En utilisant les propriétés de la relation entre x_1 et F_2 , nous pouvons maintenant exprimer T_{12} en termes de F_2 . En l'absence de pêche ($F_2 = 0$), x_1 est égal à 1, et T_{12} est nul.

Lorsque F_2 devient positif, x_1 devient inférieur à 1, et T_{12} devient lui-même positif. Si $v_1 < 0$ (cas A), T_{12} atteint son maximum pour $F_2 = F_{2a}$ correspondant à $x_1 = x_{1a}$, et converge vers zéro lorsque F_2 se rapproche de F_{2lim} (correspondant à $x_1 = 0$). Si $v_1 > 0$ (cas B), lorsque F_2 tend vers l'infini, x_1 et T_{12} convergent vers v_1 et sv_1 respectivement²⁰. Dans ce cas, il peut exister une valeur finie F_{2a} maximisant T_{12} , comme dans le cas précédent (cf. cas B sur la figure 2). Toutefois, cela requiert que v_1 ne soit pas trop important : si ce paramètre dépasse 0,5 (la valeur de x_1 maximisant T_{12}), la relation entre F_2 et T_{12} devient monotone croissante, rendant F_{2a} infiniment grand²¹.

Tournons-nous maintenant vers N_2 . Selon la loi logistique incorporée dans (4), N_2 est une fonction quadratique concave de x_2 , s'annulant pour $x_2 = 0$ et $x_2 = 1$, et atteignant son maximum, égal à $rK_2/4$, pour $x_2 = 0,5$. Afin d'exprimer N_2 en termes de x_1 , nous combinons (4) avec (14-1). Le résultat, une fonction polynômiale du 4^{ème} degré en x_1 , est peu attractif, mais on peut obtenir les principales propriétés de cette fonction en combinant les informations véhiculées par (4) et (14-1). Tout comme T_{12} , N_2 s'annule pour $F_2 = 0$ (c'est-à-dire pour $x_1 = 1$), et commence à croître lorsque F_2 devient positif, c'est-à-dire lorsque x_1 devient inférieur à 1. La variable N_2 atteint son maximum lorsque x_1 est égal à :

$$(21) \quad x_{1b} = 0,5 \left[v_1 + \sqrt{1 + (1 - v_1)^2} \right]$$

Cette valeur de la pression exercée par la biomasse dans la réserve est positive et supérieure à v_1 . Elle correspond à un niveau F_{2b} du taux de mortalité par pêche, lui-même positif, et inférieur à F_{2lim} si v_1 est négatif. La comparaison de (20) et (21) indique que x_{1b} est supérieur à x_{1a} , et que, par suite²² :

$$(22) \quad F_{2b} < F_{2a}$$

Si v_1 est négatif (cas A), N_2 tend vers zéro lorsque F_2 tend vers F_{2lim} , faisant tendre x_1 lui-même vers zéro (pas de BMS). Si v_1 est positif (cas B), N_2 tend vers zéro lorsque x_1 se rapproche de v_1 , c'est-à-dire lorsque F_2 tend vers l'infini.

En rappelant que la capture d'équilibre est égale à la somme du surplus de biomasse produit dans la zone de pêche et du transfert net de biomasse depuis la réserve, nous pouvons maintenant synthétiser l'information obtenue à travers l'analyse de chacun de ces deux éléments.

Si v_1 est négatif (cas A), T_{12} et N_2 tendent tous deux vers zéro lorsque F_2 tend vers zéro, faisant tendre x_1 lui-même vers zéro. La capture Y_2 tend donc elle aussi vers zéro dans cette configuration. Les variables T_{12} et N_2 sont alors maximales pour $x_1 = x_{1a}$ et $x_1 = x_{1b}$ respectivement, ou, en d'autres termes, pour $F_2 = F_{2a}$ et $F_2 = F_{2b}$ respectivement. Par suite, Y_2 est maximale pour une valeur x_{1c} de x_1 qui est comprise entre x_{1a} et x_{1b} , ou, en d'autres termes, pour une valeur F_{2c} de F_2 qui est comprise entre F_{2b} et F_{2a} .

Si v_1 est positif (cas B), lorsque F_2 tend vers l'infini, x_1 , N_2 et T_{12} convergent vers v_1 , zéro et sv_1 respectivement. Dans ce cas, Y_2 converge lui-même vers sv_1 : lorsque l'effort de pêche est suffisamment élevé, la biomasse dans la zone de pêche devient proche de zéro, celle de la réserve devient proche de la BMS, et le transfert de biomasse depuis la

²⁰ Si v_1 est juste égal à 0, les valeurs asymptotiques de x_1 et T_{12} sont toutes deux nulles.

²¹ Dans cette hypothèse, non représentée sur la figure 2, T_{12} reste toujours inférieur à sa limite asymptotique (sv_1).

²² Rigoureusement, cette règle s'applique lorsque $v_1 < 0,5$. Dans le cas inverse, F_{2a} devient infini, ce qui rend l'inégalité triviale.

réserve constitue l'essentiel des captures. Dans le cas illustré par le couple de graphiques figurant dans la partie basse de la figure 2, v_1 est positif mais inférieur à 0,5. Il en résulte que T_{12} et N_2 sont maximisés pour F_{2a} et F_{2b} respectivement, et Y_2 pour une valeur F_{2c} de F_2 qui est comprise entre F_{2b} et F_{2a} . Si v_1 est supérieur à 0,5 (cas non représenté sur la figure 2), T_{12} est une fonction monotone croissante de F_2 , et il peut en résulter que Y_2 soit aussi une fonction monotone croissante de F_2 .

3. Scénarios de gestion

Dans cette section, nous faisons usage du modèle simple présenté à la section précédente pour comparer deux systèmes de gestion des pêcheries, désignés respectivement sous les termes « gestion conventionnelle » et « gestion avec AMP ». Dans les deux systèmes, différents mécanismes de régulation peuvent être mise en œuvre, avec la différence suivante : dans le cas de la gestion conventionnelle, les zones 1 et 2 sont ouvertes à la pêche gérées de façon homogène, alors que dans la gestion avec AMP, seule la zone 2 est ouverte à la pêche²³.

Les avantages et inconvénients de chaque système seront discutés successivement sous trois hypothèses alternatives, concernant la capacité du régulateur à contrôler la mortalité au sein de la (ou des) zone(s) ouverte(s) à la pêche :

- contrôle absolu ;
- absence de contrôle ;
- contrôle limité.

Afin de distinguer les valeurs des variables correspondant à chaque système de gestion, nous utiliserons les exposants suivants : *I* pour la gestion conventionnelle (ou régime *I*), et *II* pour la gestion par AMP (ou régime *II*).

3.1. Hypothèse de contrôle complet de la mortalité par pêche

Différents outils ont été élaborés pour aider le régulateur à contrôler la mortalité par pêche, par exemple les limitations imposées au temps de pêche ou aux engins mis en œuvre, les systèmes de licence avec entrée limitée, les TAC et les quotas individuels de capture. Nous supposons ici qu'au moins une partie des éléments de cette boîte à outils fonctionne correctement et que le régulateur de la pêcherie a la capacité de les utiliser, de façon discrétionnaire, pour contrôler la dynamique du stock exploité²⁴.

L'élaboration d'un plan de gestion pour la pêcherie requiert au préalable que soient définis les objectifs de cette gestion. Nous considérerons ici deux objectifs alternatifs, qui sont probablement les plus couramment évoqués dans la littérature sur l'aménagement des pêcheries : la maximisation de la capture d'équilibre (objectif de *MSY*, pour *maximum sustainable yield*), et maximisation de la rente halieutique. En dépit du fait qu'il néglige totalement les coûts de la pêche, le *MSY* a été internationalement adoubé comme objectif central de l'aménagement des pêcheries (Caddy et Mahon,

²³ Pour les besoins de cet exercice, nous adoptons une définition très simplifiée de la notion d'AMP : nous considérons qu'une AMP est constituée d'une réserve de pêche sur une partie de la zone formant l'habitat de la ressource ciblée par les pêcheurs.

²⁴ Cette hypothèse est particulièrement forte puisqu'elle suppose non seulement la capacité à contrôler la mortalité par pêche mais, en outre, la stabilité des paramètres écologiques gouvernant la variation naturelle du stock.

1995). La maximisation de la rente est souvent préférée par les économistes car elle prend en compte, non seulement les résultats de la pêche, mais aussi ses coûts²⁵.

Si le régulateur exerce un contrôle parfait sur la mortalité par pêche, la gestion avec AMP peut difficilement faire mieux que la gestion conventionnelle de la pêche, que l'objectif soit la maximisation de la capture d'équilibre ou la maximisation de la rente. Exprimé en termes formels, le passage de la gestion conventionnelle à la gestion avec AMP consiste alors simplement, dans les deux cas, à ajouter une contrainte supplémentaire au problème de maximisation à résoudre (en l'occurrence la relation (12-1) annulant la mortalité par pêche dans la zone 1) : cette opération ne permet pas d'améliorer la valeur optimale de la fonction-objectif. En fait, il est probable qu'elle la détériore.

Cet effet négatif de la gestion avec AMP peut être facilement mis en évidence dans le cas où l'objectif de la gestion est le MSY. Soit Y la valeur globale de la capture d'équilibre, et $\hat{Y}$ la valeur maximale de Y (MSY). En combinant (11) avec (4), nous pouvons exprimer Y en termes de x_1 et x_2 :

$$(23) \quad Y = r \sum_{i=1}^2 K_i x_i (1 - x_i)$$

Dans le cas de la gestion conventionnelle, la contrainte (12-1) ne s'applique pas. Par suite, les variables x_1 et x_2 sont indépendantes l'une de l'autre tant que les efforts de pêche dans les deux zones n'ont pas été fixés. Par ailleurs, selon (23), la fonction reliant Y à ces deux variables est strictement concave. Aussi, en dérivant Y relativement à x_1 et x_2 , nous obtenons les niveaux de ces variables qui maximisent la capture globale en gestion conventionnelle :

$$(24) \quad \hat{x}_i = 0.5 \quad (i = 1, 2)$$

Le MSY s'écrit alors :

$$(25) \quad \hat{Y} = \frac{r(K_1 + K_2)}{4}$$

Ce calcul simple ne peut être transféré au cas de la gestion avec AMP car, dans ce cas, x_1 et x_2 ne peuvent plus être traitées comme des variables indépendantes : le fait d'interdire la pêche dans la zone 1 crée un lien entre x_1 et x_2 , comme il ressort de (14-1). Dans cette situation, le problème de la maximisation de la capture d'équilibre n'admet pas de solution analytique simple. Cependant, les propriétés mises en évidence à la section 2 permettent de caractériser le MSY en cas de gestion avec AMP. Nous avons vu que T_{12} , qui représente le flux de transfert net de biomasse depuis la réserve vers la zone de pêche, et N_2 , qui représente le surplus de biomasse produit dans la zone de pêche, sont maximisés pour des niveaux différents du taux de mortalité par pêche dans cette zone (F_2)²⁶. La capture Y_2 (qui se confond ici avec Y) est maximisée pour un niveau

²⁵ Toutefois, certains économistes considèrent que la maximisation de la rente à l'équilibre n'est valide que dans les conditions très particulières d'un taux d'actualisation nul. Quand ce taux est positif, un programme de commande optimale à horizon infini maximisant le flux intertemporel de quasi-rentes actualisées peut déboucher sur un équilibre bioéconomique dont les caractéristiques sont intermédiaires entre celles de la maximisation de la rente non actualisée et celles du libre accès. Plus le taux d'actualisation est élevé, plus l'équilibre atteint par la pêche se rapproche du libre accès (voir par exemple Clark, 1990).

²⁶ Si $v_1 > 0,5$, le niveau de F_2 maximisant T_{12} devient infini. Cela est sans incidence sur la conclusion concernant le MSY.

intermédiaire, et sa valeur maximale est inférieure à la somme des valeurs maximales de ses deux composants T_{12} et N_2 . Considérant ces deux valeurs, nous pouvons écrire :

$$(26) \quad \hat{Y}'' < \frac{rK_1}{4} + \frac{rK_2}{4}$$

et, rapprochant (26) de (25), nous obtenons :

$$(27) \quad \hat{Y}'' < \hat{Y}'$$

ce qui confirme l'influence négative de la gestion par AMP sur l'objectif de MSY.

Si l'objectif est de maximiser la rente, cet effet n'est pas aussi simple à établir formellement car, dans les deux systèmes de gestion, le problème de maximisation de la rente n'admet pas de solution analytique simple. Cependant, il est clair qu'en cas de gestion conventionnelle, un effort nul dans une des deux zones ne peut être optimal que si des conditions particulières sont réunies, telles qu'un coût particulièrement élevé de l'effort de pêche dans cette zone, ou encore une productivité naturelle particulièrement basse de l'écosystème de la zone. Dans cette hypothèse, les outils de gestion conventionnels utilisés pour maximiser la rente conduiront les pêcheurs à éviter de pêcher dans la zone où il est optimal de ne pas pêcher, sans qu'il soit nécessaire d'y instituer une réserve.

3.2. Hypothèse d'absence de contrôle de la mortalité par pêche dans la zone où celle-ci est autorisée

Les conclusions qui précèdent ne sont guère favorables à l'utilisation des AMP comme outils de gestion halieutique. Cependant, si l'on considère le caractère héroïque de l'hypothèse sur lesquelles elles reposent, les conséquences pratiques que l'on peut en tirer apparaissent très limitées. Même dans les cas, qui sont loin d'être la règle, où le régulateur possède une assez bonne capacité à contrôler la mortalité par pêche, cela ne leur permet de contrôler que très partiellement la dynamique des stocks exploités, du fait de la fréquente instabilité des paramètres écologiques qui agissent sur cette dynamique. La prise en compte de ces considérations négligées dans le scénario qui précède est clairement de nature à renforcer la cause des AMP comme outils de gestion halieutique.

Notre modèle est beaucoup trop simple pour les intégrer toutes. Dans les développements qui suivent, nous nous limiterons à la question de la mortalité par pêche. Abandonnant l'hypothèse du contrôle parfait, nous considérons maintenant l'hypothèse symétrique de l'absence totale de contrôle sur la mortalité par pêche dans la zone où cette activité est autorisée, ce qui revient à supposer que cette zone est en libre accès. Même si cette hypothèse semble contredite par la masse considérable de régulations qui s'appliquent dans le monde actuel à de très nombreuses pêcheries, elle est sans doute beaucoup moins irréaliste que l'hypothèse du contrôle complet. Il en est ainsi, non seulement parce que le contrôle de l'application de ces régulations est souvent défaillant, mais aussi parce que le statut de l'effort de pêche comme variable de contrôle est très discutable (particulièrement à long terme), une difficulté qui est probablement une cause significative d'échec de nombreux systèmes de gestion fondés sur un prétendu contrôle de l'effort de pêche.

Dans le cas d'une gestion avec AMP, nous supposons que la pêche est interdite dans la zone 1 (et que cette interdiction est effective), alors que le libre accès prévaut dans la zone 2. Lorsqu'il n'y a pas de réserve, nous supposons que les deux zones sont en libre

accès (il est préférable d'éviter ici l'expression « gestion conventionnelle », manifestement inappropriée quand la mortalité par pêche est totalement incontrôlée dans toute zone).

Quand une pêcherie est en libre accès, son équilibre est caractérisé par l'annulation de la rente (si la rente était positive, cela attirerait de nouveaux pêcheurs ; si elle était négative, des pêcheurs quitteraient la pêcherie). Comme le souligne Hannesson (1998), il est irréaliste d'espérer que la création d'une AMP est de nature à modifier durablement cette situation, tant que la zone ouverte à la pêche reste en libre accès : si la réserve génère un effet de déversement suffisant pour accroître le volume capturable à effort inchangé, la quasi-rente qui résultera temporairement de cette situation ne manquera pas d'attirer de nouveaux pêcheurs dans la zone ouverte à la pêche, ce qui accroîtra l'effort jusqu'au point où la quasi-rente sera totalement dissipée.

Aussi, compte tenu de la définition de la rente (9) et en utilisant le symbole de la tilde pour caractériser les niveaux d'équilibre des variables endogènes du modèle en situation de libre accès, nous pouvons écrire :

$$(28) \quad P\tilde{Y}_i^I = C\tilde{E}_i^I \quad (i = 1, 2)$$

lorsqu'il n'y a pas d'AMP, et :

$$(29) \quad P\tilde{Y}_2^{II} = C\tilde{E}_2^{II}$$

lorsqu'une interdiction de pêche est mise en œuvre dans la zone 1.

Si la création d'une AMP n'est pas de nature à générer de la rente halieutique en cas de libre accès à la zone de pêche, cela ne signifie pas que l'AMP puisse influencer favorablement d'autres variables qui sont fréquemment considérées comme importantes pour la gestion des pêcheries. Nous examinons ci-après l'influence de l'AMP sur la capture d'équilibre de libre accès dans la zone de pêche.

Considérons tout d'abord la situation lorsque la pêche est autorisée dans les deux zones (régime I). En combinant (28) avec (6), on obtient le niveau d'équilibre de libre accès de la biomasse dans chaque zone :

$$(30) \quad \tilde{X}_i^I = \frac{C_i}{DqP} \quad (i = 1, 2)$$

De façon équivalente, nous pouvons écrire :

$$(31) \quad \tilde{x}_i^I = c_i \quad (i = 1, 2)$$

où c_i représente le coût réel de la capture d'une unité de biomasse dans la zone i , dans les conditions d'un stock vierge²⁷ :

$$(32) \quad c_i = \frac{C_i}{DqP} \quad (i = 1, 2)$$

Etant donné le prix au débarquement, l'efficacité technique de la pêche et la productivité naturelle de la zone i , c_i est proportionnel à C_i , et sera utilisé comme un proxy pour cette dernière variable dans les développements qui suivent.

²⁷ Selon (2), D_i représente la densité de biomasse lorsque $X_i = K_i$. Le terme « réel » indique que le coût correspondant n'est pas exprimé en termes monétaires, mais en termes de poisson capturé, dont l'unité de biomasse est prise comme numéraire.

En combinant (4), (5) et (11) avec (31), nous obtenons les valeurs d'équilibre de libre accès dans chaque zone :

$$(33) \quad \tilde{Y}_i^I = rK_i c_i (1 - c_i) - s(c_i - c_j) \quad \begin{pmatrix} i=1,2 \\ j=2,1 \end{pmatrix}$$

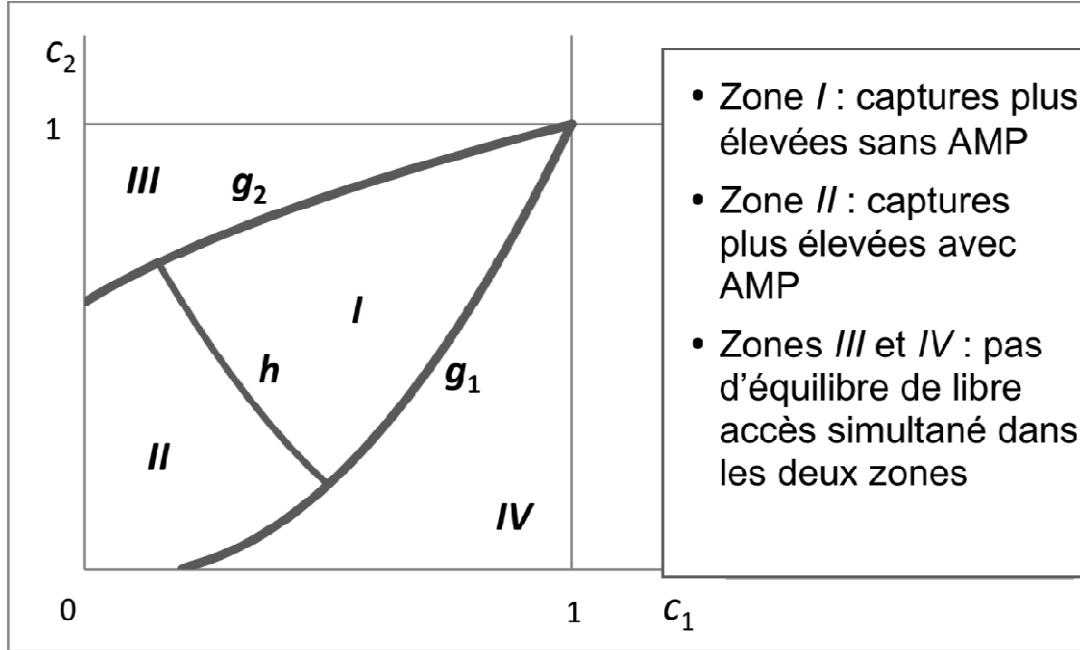
Selon (31), la biomasse locale est proportionnelle à c_i : le coût de l'effort de pêche influence négativement sur l'exploitation, et est donc favorable à la biomasse. La validité de cette relation de proportionnalité n'est pas illimitée, car la biomasse d'équilibre est bornée supérieurement par la capacité de charge de la zone considérée. Par suite, l'égalité (31) ne tient que si c_i n'est pas supérieur à 1, et une capture positive requiert que c_i soit inférieur à 1²⁸. Toutefois, lorsque les poissons peuvent se déplacer d'une zone à l'autre, cette condition ne suffit pas à assurer que la ressource sera effectivement exploitée dans la zone i , car la connectivité entre les deux zones crée un lien entre la situation qui prévaut dans la zone i et celle qui prévaut dans la zone j . Par suite, les bornes supérieures de c_i et c_j sont interdépendantes. Ces bornes supérieures peuvent être dérivées des contraintes de non-négativité sur les captures. Selon (33) :

$$(34) \quad \tilde{Y}_i^I \geq 0 \Leftrightarrow c_j \geq c_i \frac{c_i - v_i}{1 - v_i} \quad \begin{pmatrix} i=1,2 \\ j=2,1 \end{pmatrix}$$

Ce jeu de contraintes définit le domaine admissible des coûts pour une pêche simultanée dans les deux zones. La figure (3) visualise ce domaine.

²⁸ Si $c_i = 1$, la biomasse d'équilibre de libre accès dans la zone i est égale à la capacité de charge de l'écosystème local, ce qui implique une capture nulle

Figure 3.
Captures d'équilibre en libre accès, selon les coûts de la pêche
dans chaque zone



Sur cette figure, la courbe g_1 , qui constitue la frontière inférieure du domaine, représente l'équation $g_1(c_1) = c_1(c_1 - v_1)/(1 - v_1)$ et correspond à la contrainte de non-négativité sur $\tilde{Y}_1'$. Symétriquement, la frontière supérieure (courbe g_2) a pour équation $g_2(c_2) = c_2(c_2 - v_2)/(1 - v_2)$, et est associée à la contrainte non-négativité sur $\tilde{Y}_2'$. Par suite, la zone délimitée par les deux courbes représente l'ensemble des structures de coût qui sont compatibles avec l'exercice simultané de la pêche dans les deux zones, sous des conditions d'équilibre de libre accès. Dans ce qui suit, nous supposons que (c_1, c_2) est un point intérieur de cette zone, c'est-à-dire que l'inégalité (34) est vérifiée de façon stricte. Dans ces conditions, les deux zones sont effectivement exploitées en libre accès, lorsqu'il n'y a pas d'AMP.

Nous passons maintenant au cas où la pêche est interdite en zone 1 (régime II). La méthode permettant d'obtenir la biomasse d'équilibre dans la zone 2, où prévaut le libre accès, est la même que dans le cas précédent, et produit le même résultat. En termes de pression exercée par la biomasse sur l'écosystème local, nous pouvons écrire ce résultat sous la forme suivante :

$$(35) \quad \tilde{x}_2'' = c_2$$

Nous obtenons ensuite la pression d'équilibre exercée par la biomasse sur l'écosystème de la zone 1 en combinant (35) avec (14-1), qui relie les pressions d'équilibre dans les deux zones :

$$(36) \quad \tilde{x}_1'' = 0,5 \left[v_1 + \sqrt{v_1^2 + 4(1 - v_1)c_2} \right]$$

Finalement, en combinant (4), (5) et (13-2) avec (35) et (36), nous obtenons la capture d'équilibre de libre accès dans la zone 2 :

€

$$(37) \quad \tilde{Y}_2'' = s \left[c_2 \frac{c_2 - v_2}{1 - v_2} + 0,5 \left(v_1 + \sqrt{v_1^2 + 4(1 - v_1)c_2} \right) \right]$$

Pour que cette capture soit non-négative, il suffit que les conditions (34) soient valides dans les deux zones : si un équilibre de libre accès peut exister simultanément dans les deux zones, il peut aussi exister dans l'une d'elles si la pêche est interdite dans l'autre zone.

Ayant caractérisé chacun des deux régimes, nous pouvons maintenant comparer leurs performances respectives. Commençons par comparer les biomasses d'équilibre. Nous avons vu que la biomasse d'équilibre dans la zone 2, laissée en libre accès dans les deux régimes, est la même quel que soit le régime considéré. Une différence possible est donc confinée à la zone 1. Intuitivement, la biomasse locale devrait être plus importante lorsque la zone est fermée à la pêche (régime *II*) que lorsque la pêche y est autorisée (régime *I*). La comparaison de (31) et (36) permet de confirmer ce résultat. En réarrangeant les termes de ces deux relations, nous pouvons écrire :

$$(38) \quad \tilde{x}_1'' > \tilde{x}_1' \Leftrightarrow 2c_1 - v_1 > \sqrt{v_1^2 + 4(1 - v_1)c_2}$$

Comme l'équilibre de libre accès ne peut exister que si l'expression $2c_1 - v_1$ est positive²⁹, l'élévation au carré des deux côtés de l'inégalité ci-dessus donne :

$$(39) \quad \tilde{x}_1'' > \tilde{x}_1' \Leftrightarrow c_2 > c_1 \frac{c_1 - v_1}{1 - v_1}$$

Selon (34), l'inégalité figurant du côté droit de (39) est équivalente à l'existence d'un équilibre positif de libre accès dans la zone 1, lorsqu'il n'y a pas d'AMP. Nous pouvons donc conclure que, si les zones ouvertes à la pêche sont en libre accès, la création d'une AMP a pour effet d'augmenter la biomasse totale ($X_1 + X_2$). Ce résultat serait trivial si la création de l'AMP s'accompagnait d'une diminution de la capture d'équilibre totale, mais nous allons voir maintenant que ce n'est pas nécessairement le cas.

Sous les deux régimes, la capture totale est égale à la somme des surplus de biomasse produits dans les zones 1 (N_1) et 2 (N_2). La biomasse d'équilibre dans la zone 2 étant la même dans les deux régimes, cette propriété s'étend au surplus de biomasse produit par cette zone. Par suite, une différence éventuelle entre les captures d'équilibre des deux régimes est confinée à N_1 . Dans le cas du régime *I* (pas d'AMP), ce composant de la capture totale peut être obtenu en combinant (31) avec (4) :

$$(40) \quad \tilde{N}_1' = rK_1c_1(1 - c_1)$$

Lorsque la zone 1 est fermée à la pêche (régime *II*), N_1 est égal à T_{12} , qui représente le transfert net de biomasse de la réserve vers la zone de pêche. Par suite, en combinant (35) et (36) avec (5), nous obtenons :

$$(41) \quad \tilde{N}_1'' = s \left[0,5 \left(v_1 + \sqrt{v_1^2 + 4(1 - v_1)c_2} \right) - c_2 \right]$$

Afin de comparer $\tilde{N}_1'$ et $\tilde{N}_1''$, regardons d'abord ce qui se passe lorsque ces deux termes sont égaux. En supposant l'égalité de $\tilde{N}_1'$ et de $\tilde{N}_1''$, si nous combinons (40) et (41), et si nous résolvons l'équation ainsi en c_2 , nous obtenons deux racines distinctes. Seule la

²⁹ En libre accès, $\tilde{x}_1'$ est égal à c_1 , et nous avons vu que la biomasse d'équilibre dans la zone 1 ne peut être inférieure à v_1 . Par suite, si l'équilibre de libre accès est possible en zone 1, $c_1 \geq v_1$, et donc $2c_1 > v_1$.

plus grande de ces racines est compatible avec les contraintes (34). Sa valeur est une fonction de c_1 :

$$(42) \quad \begin{cases} h(c_1) = (1 - c_1) \left(1 - \frac{c_1}{1 - v_1} \right) & \text{for } c_1 \leq 0.5 \\ h(c_1) = c_1 \left(\frac{c_1 - v_1}{1 - v_1} \right) & \text{for } c_1 \geq 0.5 \end{cases}$$

Par construction, si $c_2 = h(c_1)$, $\tilde{N}_1^I = \tilde{N}_1^{II}$ et, par suite, $\tilde{Y}^I = \tilde{Y}^{II}$. si $c_2 > h(c_1)$, alors $\tilde{N}_1^I > \tilde{N}_1^{II}$ et $\tilde{Y}^I > \tilde{Y}^{II}$. Inversement, $c_2 < h(c_1)$ implique que $\tilde{N}_1^I < \tilde{N}_1^{II}$ et $\tilde{Y}^I < \tilde{Y}^{II}$. Dans ce cas, interdire la pêche dans la zone 1 entraîne une augmentation de la capture d'équilibre totale, nonobstant la réduction de la zone de pêche et l'augmentation de la biomasse totale qui résulte également de cette mesure de gestion.

La figure 3 permet de préciser la compatibilité de cette configuration avec les contraintes délimitant le domaine des structures de coût (c_1, c_2) admissibles. Selon (34) et (42), lorsque $c_1 \geq 0.5$, la courbe représentant $h(c_1)$ se confond avec la frontière inférieure du domaine $g_1(c_1)$, et lui est supérieure lorsque $c_1 < 0.5$ (seule la partie de la courbe $h(c_1)$ qui est compatible avec les contraintes de non négativité a été représentée sur le graphique). Par suite, si c_1 devient inférieur à 0,5, il existe une zone de valeurs admissibles de c_2 qui rendent $\tilde{Y}^{II}$ plus important que $\tilde{Y}^I$ (zone II de la figure 3). Il convient de remarquer que cette zone est localisée dans le coin sud-ouest du graphique : de faibles coûts de la pêche sont un argument en faveur de la création d'une AMP.

3.3. Hypothèse de contrôle limité de la mortalité par pêche

Après les deux cas polaires du contrôle complet de la mortalité par pêche et du libre accès à la zone de pêche nous considérons maintenant un cas intermédiaire, et sans doute plus réaliste dans de nombreuses circonstances. Dans l'hypothèse retenue maintenant, le régulateur de la pêcherie exerce un contrôle limité sur la mortalité par pêche là où cette activité est autorisée. Plus précisément, nous supposons qu'il peut plafonner à un niveau $\bar{E}$ l'effort total déployé au sein de la pêcherie, mais que ce plafond est plus élevé que l'optimum de premier rang, en termes de captures ou de rente. Cette situation a de fortes chances de se produire, par exemple, lorsqu'un système de licences à entrée limitée est mis en place. Dans de telles circonstances, il arrive fréquemment que, pour des raisons de caractère socio-politique, tous les pêcheurs pouvant faire état d'une antériorité au sein de la pêcherie se voient accorder une licence, même si leur nombre est notoirement trop important³⁰.

En ce qui concerne la gestion avec AMP (régime II), nous incorporons cette hypothèse de contrôle limité dans notre modèle en rendant l'effort E_2 exogène et égal à $\bar{E}$. Naturellement, cette égalisation n'a de sens que si $\bar{E}$ n'excède pas $\tilde{E}_2^{II}$, le niveau d'équilibre de libre accès dans la zone ouverte à la pêche.

Dans le cas de la gestion conventionnelle (régime I), l'effort de pêche total E est la somme des efforts locaux E_1 and E_2 . En supposant que $\bar{E}$ n'excède pas le niveau $\tilde{E}^I$ d'équilibre de libre accès de l'effort total, nous rendons E égal à $\bar{E}$. Pour pouvoir

³⁰ Le fait de limiter le nombre de pêcheurs ne suffit pas à limiter l'effort de pêche. Nous supposons ici que les régulations additionnelles qui sont habituellement à cet effet à cet effet lors de l'instauration d'un système de licences fonctionnent correctement.

déterminer l'effort dans chaque zone, nous devons considérer le comportement des pêcheurs. Si ces derniers sont rationnels (ce qui est probablement une hypothèse moins forte que l'hypothèse inverse), ils auront tendance à aller pêcher là où cette activité est la plus rentable. En conséquence, l'effort de pêche devrait, à l'équilibre, être également rentable dans les deux zones. Cette condition est la clé de la répartition de $\bar{E}$ entre E_1 et E_2 . Plus précisément, nous écrivons que la valeur d'équilibre des captures par unité de coût d'effort (un équivalent économique du concept bio-technique de CPUE) est la même dans les deux zones :

$$(43) \quad \frac{PY_i}{C_i E_i} = \alpha \quad (i = 1, 2)$$

où α dépend de $\bar{E}$. Comme nous le verrons ultérieurement, des restrictions s'appliquent à cette égalité. Supposant provisoirement qu'elle est vérifiée, nous pouvons en faire usage pour exprimer les variables endogènes du modèle en termes de α . Commençons avec les variables x_i qui, rappelons-le, représentent les valeurs d'équilibre exercées par les biomasses locales sur les écosystèmes des zones, et sont utilisées comme des proxys pour ces biomasses. En combinant (43) avec (32) et (36), nous pouvons écrire ces variables comme des fonctions linéaires de α :

$$(44) \quad x_i = \alpha c_i \quad (i = 1, 2)$$

Passons maintenant aux captures. En combinant (44) avec la condition d'équilibre biologique (11), et en prenant en compte (4), (5) et (15), nous obtenons :

$$(45) \quad Y_i = rK_i \alpha c_i \left[v_i + (1 - v_i) \frac{c_j}{c_i} - \alpha c_i \right] \quad (i = 1, 2)$$

Finalement, nous exprimons les niveaux locaux d'effort en termes de α par combinaison de (45) avec (2), (6) et (44) :

$$(46) \quad E_i = \frac{rA_i}{q} \left[v_i + (1 - v_i) \frac{c_j}{c_i} - \alpha c_i \right] \quad (i = 1, 2)$$

Ces égalités peuvent être utilisées pour clarifier la relation entre α et $\bar{E}$. En additionnant les expressions des efforts locaux fournies par (46) et en rendant la somme égale à $\bar{E}$, nous obtenons :

$$(47) \quad \alpha = \frac{1}{\sum_i A_i c_i} \left[\sum_i A_i \left(v_i + (1 - v_i) \frac{c_j}{c_i} \right) - \frac{q\bar{E}}{r} \right] \quad \begin{pmatrix} i = 1, 2 \\ j = 2, 1 \end{pmatrix}$$

Selon (47), une diminution du niveau de l'effort de pêche global au sein de la pêcherie a pour effet d'accroître la valeur des captures par unité de coût d'effort. Cependant, il existe deux restrictions³¹. Tout d'abord, comme mentionné précédemment, $\bar{E}$ ne devrait pas excéder $\tilde{E}^I$, le niveau d'équilibre de libre accès de l'effort total. Cette restriction implique que $\alpha \geq 1$: si $\bar{E} = \tilde{E}^I$, les rentes sont nulles au sein de la pêcherie et, par suite, $\alpha = 1$; si $\bar{E} < \tilde{E}^I$, des rentes positives apparaissent dans les deux zones et, en conséquence, $\alpha > 1$. En second lieu, les contraintes de non-négativité sur les niveaux

³¹ Ces deux restrictions sont mutuellement compatibles dès lors que (34) est satisfaite, c'est-à-dire que la structure des coûts permet une exploitation simultanée de la ressource dans les deux zones sous condition d'équilibre de libre accès.

locaux d'effort impliquent que α ne dépasse pas un plafond α_{lim} , qui peut être déterminé à l'aide de (46) :

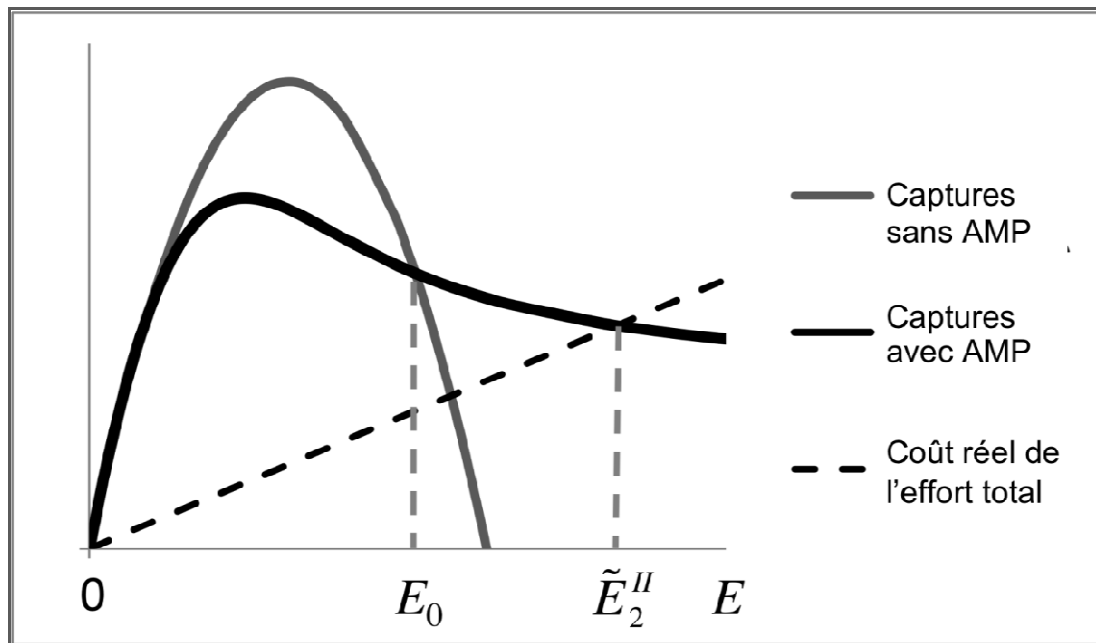
$$(48) \quad \alpha_{\text{lim}} = \min \left[\frac{v_i + (1 - v_i)c_j / c_i}{c_i} \right] \quad \begin{matrix} (i = 1, 2) \\ (j = 2, 1) \end{matrix}$$

Selon (47), cette limitation du domaine des valeurs admissibles de α génère une borne inférieure pour $\bar{E}$. Soit $\bar{E}_{\text{lim}}$ la valeur de $\bar{E}$ générant α_{lim} à travers (47). Si $\bar{E}$ était fixé à un niveau inférieur à $\bar{E}_{\text{lim}}$, les relations (43) à (47) ne pourraient être vérifiées, car cela impliquerait que l'effort de pêche est négatif au sein d'une zone. Dans cette hypothèse, l'effort serait nul au sein d'une zone, et la pêcherie fonctionnerait comme si une AMP y avait été créée : les pêcheurs concentreraient d'eux-mêmes leur effort dans l'autre zone, du fait de sa meilleure rentabilité.

Si l'effort de pêche global est fixé entre $\bar{E}_{\text{lim}}$ et $\tilde{E}^I$, les relations (43) à (47) sont vérifiées. Utilisant (47), nous pouvons réécrire les valeurs d'équilibre de x_i , Y_i et E_i qui sont données par (44) à (46) en termes de $\bar{E}$. Cette réécriture est immédiate étant donné que, selon (48), la relation entre $\bar{E}$ et α est linéaire. A l'aide de (9), nous pouvons aussi exprimer les rentes π_i comme des fonctions de $\bar{E}$.

Il est maintenant possible de comparer les performances de la gestion conventionnelle et de la gestion avec AMP, en supposant que l'effort global est fixé au niveau exogène $\bar{E}$. Pour cela, nous faisons usage du graphique de la figure 4, qui représente le coût réel de l'effort total et la capture totale sous chaque régime comme des fonctions de l'effort total E .

Figure 4.
Relations effort-coût et effort-capture



Par simplicité, le graphique a été construit en faisant l'hypothèse que les coûts unitaires d'effort de pêche étaient égaux dans les deux zones ($C_1 = C_2$)³². En conséquence, pour un

³² En revanche, nous avons maintenu l'hypothèse d'hétérogénéité écologique des deux zones : dans l'exemple numérique représenté sur le graphique de la figure 4, nous avons supposé que la zone de pêche

niveau donné d'effort total, la rente réelle dans un régime donné est égale à la différence verticale entre la courbe représentant la capture totale dans ce régime et la ligne droite en trait discontinu représentant le coût réel de l'effort total. Pour chaque régime, l'intersection entre la courbe de capture correspondante et la droite représentant le coût réel de l'effort total représente l'équilibre de libre accès.

Le graphique illustre le fait que la gestion avec AMP procure une capture d'équilibre plus élevée que la gestion conventionnelle si $\bar{E}$ est plus important que E_0 , l'abscisse du point d'intersection des courbes de capture propres à chaque régime. Pour que E_0 existe, il suffit qu'il existe une BMS positive dans la réserve ($v_1 > 0$), ce qui implique que les captures convergent vers une limite positive lorsque l'effort augmente indéfiniment dans la zone ouverte à la pêche. Dans ce cas, la supériorité de la gestion avec AMP concerne aussi le critère plus économique de la rente, à condition que $\bar{E}$ soit fixé à un niveau plus faible que $\tilde{E}_2''$, le niveau d'effort correspondant à l'équilibre de libre accès dans la zone 2 lorsque la zone 1 est mise en réserve. La gestion avec AMP peut ainsi être considérée comme un optimum de second rang pour des pêcheries soumises à une forte pression de pêche, lorsqu'il n'est en pratique pas possible, ou socialement désirable, de ramener l'effort de pêche au niveau correspondant à l'optimum de premier rang. Toutefois, en ce qui concerne la rente, cette possibilité est conditionnée par l'existence d'un certain degré de contrôle de l'effort dans la zone ouverte à la pêche.

Conclusion

Le modèle que nous avons présenté visait deux objectifs : familiariser le lecteur avec les concepts de base de l'analyse bioéconomique appliquée à la gestion des pêcheries avec AMP, et illustrer une partie des débats qui ont accompagné le développement de cette technique dans la période récente. Le caractère hautement simplificateur des hypothèses sur lesquelles il repose limite naturellement la portée explicative de ce modèle. Les hypothèses simplificatrices concernent l'écosystème de l'AMP (on n'a considéré qu'un seul stock, réparti sur deux zones), la dynamique de la ressource (une loi déterministe simple gouvernant la dynamique naturelle d'une biomasse homogène), et les services écosystémiques rendus par l'AMP (seuls les aspects halieutiques de ces services ont été considérés). De plus, l'analyse de ce modèle s'est limitée à la comparaisons d'état d'équilibre alternatifs, sans prendre en compte la question des étapes transitoires. En dépit de toutes ces limites, le modèle capture certains aspects important de la gestion d'une pêcherie avec AMP, en particulier l'hétérogénéité spatiale. Cette caractéristique le rattache à la seconde famille de modèles bioéconomiques d'AMP, les modèles de métapopulation.

L'analyse du fonctionnement du modèle a permis de mettre en lumière quelques déterminants majeurs de l'impact des AMP sur la situation des pêcheries. Ces déterminants peuvent être rangés en deux catégories :

- les facteurs biophysiques influençant la capacité de la réserve à abriter une biomasse minimale de sécurité (taille et productivité de la réserve, connectivité avec la zone de pêche, taux de croissance intrinsèque de la ressource) ;

était plus productive que la réserve ($D_2 > D_1$). Par suite, $c_2 < c_1$ et, en cas de faible niveau d'effort total ($E < E_{lim}$), seule la zone 2 est exploitée en gestion conventionnelle.

- les facteurs anthropiques d'ordre technique, économique et institutionnels qui influencent la mortalité par pêche dans la zone ouverte à cette activité (capturabilité, coût de l'effort, prix au débarquement, mesures de régulation).

Les trois scénarios qui ont été décrits à l'aide du modèle ont permis d'illustrer le rôle joué par les mécanismes de régulation de l'accès à la ressource dans la zone restant ouverte à la pêche. Si le libre accès prévaut dans cette zone, la création d'une AMP n'est pas de nature à restaurer la rente halieutique, mais elle peut, dans certaines circonstances, améliorer le volume de capture d'équilibre. Le scénario peut-être le plus intéressant, d'un point de vue empirique, est celui d'un contrôle limité de la mortalité par pêche au sein de la zone de pêche. Selon ce scénario, lorsque la pression de pêche est forte, la création d'une AMP peut améliorer l'état de la pêcherie non seulement en termes de capture d'équilibre, mais aussi en termes de rente.

La modélisation bioéconomique des AMP va bien au delà de l'illustration très simplifiée que nous avons proposée. Aujourd'hui, le facteur limitant l'application de ce type de modèle aux situations du monde réel n'est pas d'ordre conceptuel, mais d'ordre empirique. En ce qui concerne la pêche, la limite principale est généralement constituée par la faiblesse des connaissances empiriques sur la mobilité spatiale des ressources exploitées (mobilité des adultes et dispersion larvaire). Dans le cas des valeurs d'usage non extractives (écotourisme), on manque souvent de connaissances précises sur les relations existant entre les mesures de conservation et la fréquentation des AMP. Enfin, l'intégration des valeurs de non-usage dans la modélisation bioéconomique des AMP est souvent limitée par l'absence d'évaluations réalistes des bénéfices procurés par les AMP. Un récent panel d'experts a mis en garde contre un recours incontrôlé à la méthode dite des « transferts de bénéfices » en vue de pallier ce déficit de connaissances (EPA, 2009).

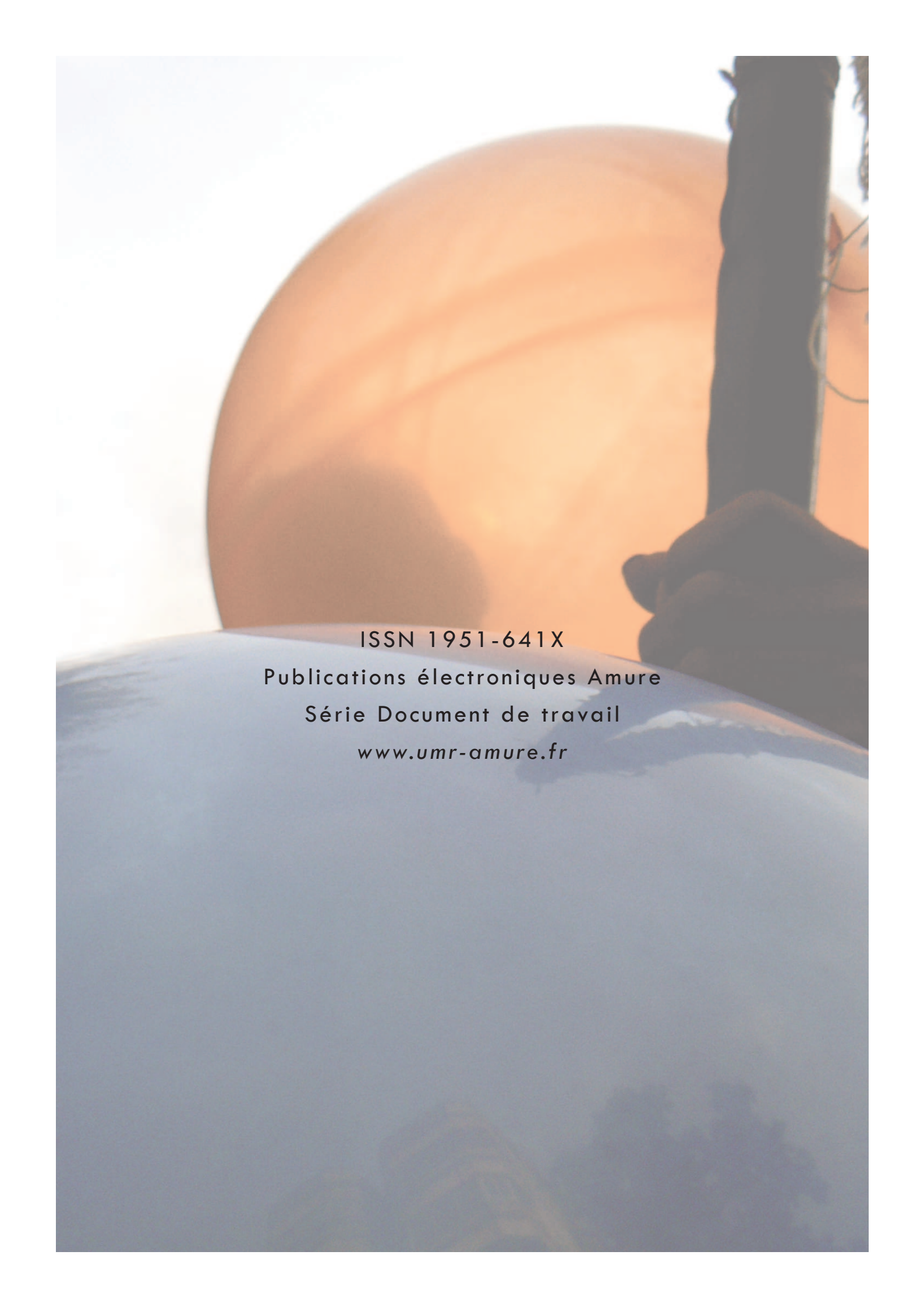
Références citées

- Anderson, L.G. (2002). A bioeconomic analysis of marine reserves. *Natural Resource Modeling*, **15** (3), 311-334.
- Armstrong C.W. (2007). A note on the ecological-economic modelling of marine reserves in fisheries. *Ecological Economics*, **62**(2), 242-250.
- Armstrong C.W. and Reithe, S. (2001). Comment, Marine reserves, will they accomplish more with management costs? *Marine Resource Economics*, **16**, 165-175.
- Beattie, A., Sumaila, U.R., Christensen, N.L. and Pauly, D. (2002). A model for the bioeconomic evaluation of marine protected area size and placement in the North Sea. *Natural Resource Modeling*, **15**(4), 413-437.
- Bohnsack J.A. (1993). Marine reserves, They enhance fisheries, reduce conflicts and protect resources. *Oceanus*, **36**(3), 63-71.
- Boncoeur J., F. Alban, Guyader, O. and Thebaud, O. (2002). Fish, fishers, seals and tourists, economic consequences of creating a marine reserve in a multi-species, multi-activity context. *Natural Resource Modeling*, **15**(4), 387-411.
- Caddy, J.F. (1975). Spatial model for an exploited shellfish population, and its application to the Georges Bank scallop fishery. *Journal of Fish Resource Board Canada*, **32**, 1305-1328.
- Caddy J.F. and Mahon, R. (1995). *Reference points for fisheries management*. FAO Fisheries Technical Paper n°347, Rome: FAO.
- Chakravorty U. and Nemoto, K. (2001). Modeling the effects of area closure and tax policies, a spatial-temporal model of Hawaii longline Fishery. *Marine Resource Economics*, **15**, 179-204.

- Charles, A.T. (2001). *Sustainable fishery systems*. Madden, MA: Blackwell Science.
- Clark, C.W. (1990). *Mathematical bioeconomics. The optimal management of renewable resources*. 2nd Edition New-York: Wiley.
- Clark, C.W. (1996). Marine reserves and the precautionary management of fisheries. *Ecological Applications*, **6**(2), 369-370.
- Conrad, J.M. (1999). The bioeconomics of marine sanctuaries. *Journal of Bioeconomics*, **1**, 205-217.
- Curtis R.E. and McConnell, K.E; (2004). Incorporating information and expectations in fishermen's spatial decisions. *Marine Resource Economics*, **19**(1), 131-143.
- Dalton, M.G. and Ralston, S. (2004). The California rockfish conservation area and groundfish trawlers at moss landing harbor. *Marine Resource Economics*, **19**(1), 67-83.
- Gordon, H.S. (1954). The economic theory of a common property resource: the fishery. *Journal of Political Economy*, **62**, 124-142.
- Grafton, R.Q., Ha, V.P. and Kompas, T. (2004). Saving the seas: the economic justification for marine reserves. Working Paper n°402. Economics and Environment Network. Australian National University.
- Grafton R.Q., Kompas, T. and Lindenmayer, D. (2005a). Marine reserves with ecological uncertainty. *Bulletin of Mathematical Biology*, **67**, 957-971.
- Grafton, R.Q., Kompas, T. and Schneider, V. (2005b). The bioeconomics of marine reserves: a selected review with policy implications. *Journal of Bioeconomics*, **7**, 161-178.
- Grafton, R. Q., Kompas, T. and Ha, V. P. (2009). Cod Today and None Tomorrow: The Economic Value of a Marine Reserve. *Land Economics*, **85**(3), 454-469.
- Guénette, S., Lauck, T. and Clark, C. (1998). Marine reserves: from Beverton and Holt to the present. *Reviews in the Fish Biology and Fisheries*, **8**, 251-272.
- Hannesson, R. (1983). Bioeconomic production functions in fisheries: theoretical and empirical analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **40**, 968-982.
- Hannesson, R. (1998). Marine Reserves: what would they accomplish? *Marine Resource Economics*, **13**, 159-170.
- Holland D.S. (2000). A bioeconomic model of marine sanctuaries on Georges Bank. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **57**, 1307-1319.
- Holland, D.S. and Brazee, R.J. (1996). Marine reserves for fisheries management. *Marine Resource Economics*, **11**, 157-171.
- Holland, D.S., Sanchirico, J.N., Curtis, R.E. and Hicks, R.L. (2004). An introduction to spatial modeling in fisheries economics. *Marine Resource Economics*, **19**(1), 1-6.
- Holland, D.S. and Sutinen, J.G. (1999). An empirical model of fleet dynamics in New England trawl fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **56**,: 253-264.
- Hutton, T., Mardle, S., Pascoe, S. and Clark, R. (2004). Modelling fishing location choice within mixed fisheries: English North Sea beam trawlers in 2000 and 2001. *ICES Journal of Marine Science*, **61**, 1443-1452.
- Lauck, T., Clark, C.W., Mangel, M. and Munro, G.R. (1998). Implementing the precautionary principle in fisheries management through marine reserves. *Ecological Applications*, **8**(Suppl. 1), S72-S78.
- Le Quesne, W. J. F. (2009). Are flawed MPAs any good or just a new way of making old mistakes? *ICES Journal of Marine Science*, **66**(1), 132-136.

- Loisel, P. and Cartigny, P. (2009). How to model marine reserves? Nonlinear Analysis: *Real World Applications*, **10**(3), 1784-1796.
- Ludwig D., Hilborn R. and Walters, C.J. (1993). Uncertainty, resource exploitation, and conservation, lessons from history. *Ecological Applications*, **3**(4), 547-549.
- Mangel, M. (2000). Irreducible uncertainties, sustainable fisheries and marine reserves. *Evolutionary Ecology Research*, **2**(4), 547-557.
- Palumbi, S.R. (2002). Marine Reserves: a tool for ecosystem management and conservation. PEW Oceans Commission.
- Pauly, D., Christensen V., Dalsgaard J., Froese R. and Torres, F. (1998). Fishing down the marine food webs. *Science*, **279**, 860-863.
- Piet, G. J. and Rijnsdorp, A. D. (1996). Changes in the demersal fish assemblage in the southeastern North Sea following the establishment of a protected area ('plaice box'). Mini-Symposium: Ecosystem Effects of Fisheries, ICES Annual Science Conference(Reykjavik, Iceland).
- Pitchford, J. W., Codling, E. A. and Psarra, D. (2007). Uncertainty and sustainability in fisheries and the benefit of marine protected areas. *Ecological Modelling*, **207**(2-4), 286-292.
- Rijnsdorp, A. D., Buijs, A. M., Storbeck, F., et al. (1996). Micro-scale distribution of beam trawl effort in the southern North Sea between 1993 and 1996 in relation to the trawling frequency of the sea bed and the impact on benthic organisms. Mini-Symposium: Ecosystem Effects of Fisheries, ICES Annual Science Conference (Reykjavik, Iceland).
- Roberts, C.M. (2000). Why does fishery management so often fail. In *Science and environmental decision-making*, ed M. Huxham and D. Sumner.. UK: Prentice Hall, pp. 170-192.
- Sanchirico, J.N. (2004). Designing a cost-effective marine reserve network: a bioeconomic metapopulation analysis. *Marine Resource Economics*, **19**(1), 41-65.
- Sanchirico, J.N. (2005). Additivity properties in metapopulation models: implications for the assessment of marine reserve. *Journal of Environmental Economics and Management*, **1**, 1-25.
- Sanchirico, J. N., Malvadkar, U., Hastings, A., and Wilen, J.E. (2006). When Are No-Take Zones an Economically Optimal Fishery Management Strategy ? *Ecological Applications*, **16**(5), 1643-1659.
- Sanchirico, J.N. and Wilen, J.E. (1999). Bioeconomics of spatial exploitation in a patchy environment. *Journal of Environmental Economics and Management*, **37**, 129-150.
- Sanchirico, J.N. and Wilen, J.E. (2001). A Bioeconomic Model of Marine Reserve Creation. *Journal of Environmental Economics and Management*, **42**(3), 257-276.
- Sanchirico, J.N. and Wilen, J.E. (2002). The impacts of marine reserves on limited entry fisheries. *Natural Resource Modeling*, **15**(3), 291-310.
- Schaefer, M.B. (1957). Some considerations of population dynamics and economics in relation to the management of marine fisheries. *Journal of the Fisheries research Board of Canada*, **14**, 669-681.
- Schnier, K.E. (2005). Biological "hot spots" and their effect on optimal bioeconomic marine reserve formation. *Ecological Economics*, **52**(4), 453-468.
- Sethi, S. A. and Hilborn, R. (2008). Interactions between poaching and management policy affect marine reserves as conservation tools. *Biological Conservation*, **141**(2), 506-516.

- Smith, M.D. and Wilen, J.E. (2003). Economic impacts of marine reserves: the importance of spatial behavior. *Journal of Environmental Economics and Management*, **46**, 183-206.
- Smith, M.D. and Wilen, J.E. (2004). Marine reserves with endogenous ports : Empirical bioeconomics of the California sea urchin fishery. *Marine Resource Economics*, **19**(1), 85-112.
- Smith, M. D., Sanchirico, J. N. and Wilen, J. E. (2009). The economics of spatial-dynamic processes: Applications to renewable resources. *Journal of Environmental Economics and Management*, **57**(1), 104-121.
- Soulié J.C., and Thébaud, O. (2006). Modelling fleet response in regulated fisheries: an agent-based approach. *Mathematical and computer modelling*, **44**, 553-564.
- Strand, I.E.J. (2004). Spatial variation in risk preferences among Atlantic and Gulf of Mexico pelagic longline fishermen. *Marine Resource Economics*, **19**(1), 145-160.
- Sumaila, U.R. (1998a). Protected marine reserve as hedges against uncertainty: an economist's perspective. In *Reinventing fisheries management*, ed. T.J. Pitcher, P.J.B. Hart and D. Pauly .. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, pp. 303-309.
- Sumaila, U.R. (1998b). Protected marine reserves as fisheries management tools: a bioeconomic analysis. *Fisheries Research*, **37**(1-3), 287-296.
- Sumaila, U.R., Guénette S., Alder J. and Chuenpadgee, R. (2000). Addressing ecosystem effects of fishing using marine protected areas. *ICES Journal of Marine Science*, **57**(3): 752-760.
- Sumaila, U. R. and Armstrong, C. W. (2006). Distributional and Efficiency Effects of Marine Protected Areas: a Study of the Northeast Atlantic Cod Fishery. *Land Economics*, **82**(3), 321-332.
- U.S. Environmental Protection Agency Science Advisory Board (2009). Valuing the protection of ecological systems and services. EPA-SAB-09-012. Washington, DC: EPA.
- Valcic, B. (2009). Spatial policy and the behavior of fishermen. *Marine Policy*, **33**(2), 215-222.
- White, C., Kendall, B. E., Gaines, S., Siegel, D. A. and Costello, C. (2008). Marine reserve effects on fishery profit. *Ecology Letters*, **11**(4), 370-379.
- Wilen, J.E., Smith, M.D., Lockwood D. and Botsford, L.W. (2002). Avoiding surprises: incorporating fisherman behavior into management models. *Bulletin of Marine Science*, **70**: 553-575.



ISSN 1951-641X

Publications électroniques Amure

Série Document de travail

www.umd-amure.fr