

Les modèles bio-économiques en halieutique : démarches et limites

Bernard GILLY

*Économiste, Institut Mérieux, Département des Opérations internationales,
58, av. Leclerc, 69007 Lyon, France*

RÉSUMÉ

Les techniques de modélisation bio-économique des pêcheries, développées à partir de la fin des années cinquante, font essentiellement appel à la théorie économique néo-classique. Leur utilisation a permis d'importantes avancées théoriques dans le domaine de l'aménagement des pêches, mais leurs vertus opérationnelles restent faibles en particulier parce que les hypothèses qui les sous-tendent sont éloignées de la réalité. Les principaux types de modèles économiques sont présentés (modèles statiques ou dynamiques, déterministes ou aléatoires, modèles d'optimisation ou de simulation) et leurs limites sont précisées.

MOTS-CLÉS : Pêcheries — Bio-économie — Modèles — Aménagement.

ABSTRACT

The bio-economic models in fishing : approaches and limits

Bio-economic modelling technics for fisheries have been developed from the late fifties. They are currently based on neo-classic economic theory. Their use has led to strong theoretical development in the field of fisheries management, but they are utterly lacking of practical sense because the basic assumptions are not sufficiently close to the reality. The main types of models are presented (static and dynamic, determinist and random, simulation and optimization) and their bounds are discussed.

KEY WORDS : Fisheries — Bio-economy — Models — Management.

L'état biologique et économique d'une pêcherie dépend de l'état d'équilibre qui s'établit entre les facteurs de la production (ressources, capital, main-d'œuvre) et de l'environnement (marchés, institutions, mécanismes de régulation). La production (volume débarqué et valeur de captures), les rendements et les profits varient en fonction de l'abondance de la ressource, des capacités de capture déployées (définies comme une combinaison de main-d'œuvre et de capital) et des relations fonctionnelles entre ces paramètres. La représentation en termes de modèle est destinée à comprendre le mode de fonctionnement simultané de ces relations et la dynamique qui conduit les pêcheries à des situations d'exploitation déséquilibrée. Les cas les plus fréquents sont ceux de la surexploitation ou du surinvestissement. Cette démarche est susceptible de permettre de prédire les

évolutions d'un système sous l'effet des différents mécanismes, endogènes ou non, qui l'affectent.

Les analyses économiques relatives à l'exploitation des ressources renouvelables ont été développées surtout après la Seconde Guerre mondiale. Jusqu'alors, l'objectif de gestion des stocks de poissons était de permettre l'obtention du maximum de captures, sans affecter l'aptitude du stock à croître et à se reproduire. Les modèles bio-économiques d'exploitation des pêcheries ont été développés à partir des travaux de GORDON (1954), mais des précurseurs comme WARMING (1911) ou BARANOV (1917) avaient déjà énoncé les principes de la « théorie des pêches ».

Cette publication n'abordera pas la question de la pertinence des modèles bio-économiques. Les modèles de dynamique des populations, qui constituent leur fondement biologique, font l'objet d'un large consensus méthodologique parmi les biologistes (POPE, 1978) et sont couramment utilisés par les organismes internationaux (ICES, NAFO, ICCAT, etc.) (1). Les analyses et les concepts économiques qui sous-tendent la formalisation économique des modèles ne bénéficient pas d'une pareille unanimité. La presque totalité des modèles bio-économiques actuellement développés repose sur les démarches et hypothèses de base de la théorie néo-classique. D'autres théories économiques se fondent sur des analyses différentes de la valeur et des rapports sociaux, les concepts utilisés n'ayant alors pas la même signification. L'utilisation de ces autres théories n'a pas encore conduit à des formalisations utilisables dans les modèles.

Les principaux problèmes qui se posent à l'analyste pour la formalisation des modèles bio-économiques sont analysés et les modèles les plus courants sont présentés dans la première partie, en évitant d'entrer dans des démonstrations trop complexes (2). Les principales propriétés des modèles sont ensuite envisagées, puis, sans aborder la question de leur validation, on discutera des limites qu'ils présentent ainsi que de leur caractère opérationnel. La conclusion sera consacrée aux développements attendus à court et moyen terme.

FONDEMENTS ÉCONOMIQUES DES MODÈLES

Les spécificités de la pêche

Les analyses des systèmes d'exploitation des ressources vivantes de la mer se fondent sur les règles qui régissent les rapports entre les facteurs de production. Les interactions obéissent à trois caractéristiques fondamentales :

1. La première, biologique, relève de la dynamique des populations. La capacité de régénération des stocks d'animaux marins est limitée. Leur taux de croissance est fonction de leur taille et de leur structure, qui dépendent à leur tour de caractéristiques endogènes (mortalité naturelle, vitesse de croissance) et exogènes (mortalité par pêche). Les premiers étant donnés et généralement invariants, le total des captures est déterminé par l'effort total.

2. La seconde ramène à la notion de propriété et concerne le caractère fugitif des ressources. L'appropriation des ressources n'existe qu'à partir de leur capture. Il est donc impossible de laisser des ressources dans la mer en ayant la certitude de les reprendre plus tard s'il n'y a pas d'engagement collectif entre tous les utilisateurs, ou d'allocation explicite de la ressource.

3. La troisième, en référence à l'économie, dérive des deux premières. Aucun exploitant individuel n'a un contrôle direct (ou entier) sur son propre niveau de production. Chacun est maître du choix de la combinaison de facteurs qu'il utilise (montant de l'investissement, engins utilisés, durée d'exploitation), mais c'est l'interaction entre la taille des stocks et l'agrégation des décisions individuelles

qui détermine la production moyenne de chaque exploitant. Cette mécanique est connue sous le nom générique d'externalité de production. L'ampleur de cette interaction varie selon les stocks et prend place dans un délai plus ou moins long. Son impact peut être dilué dans un « bruit de fond », selon les paramètres biologiques propres à chaque espèce (vitesse de croissance, longévité) ou l'importance des variations du recrutement.

A ces trois caractéristiques s'ajoute une particularité commune à la plupart des pêcheries : l'absence fréquente (ou la disparition) de mécanismes institutionnels destinés à contrôler et à limiter l'accès aux ressources. Même dans les pêcheries régies par des droits coutumiers, il est rare de trouver des mécanismes permettant de réduire l'effort de pêche ou de limiter sa croissance : l'attribution de droits d'usage exclusif ou de propriété est chose peu fréquente dans les systèmes d'exploitation halieutique.

Implications économiques et sociales

Les contraintes évoquées ont des conséquences économiques et sociales très importantes. En l'absence de mécanisme de régulation, le nombre des pêcheurs et leur efficacité auront tendance à croître, de telle manière que chacun d'entre eux essaye d'obtenir une part plus importante de la richesse créée sur la pêcherie (surplus des producteurs). Les captures par unité d'effort auront alors tendance à diminuer, alors que les coûts unitaires de l'effort vont augmenter. Cette évolution se fera jusqu'à dissipation totale du surplus des producteurs, et même au-delà dans la mesure où les ajustements ne sont pas instantanés (coûts de sortie, opportunité d'autres activités, délais de financement et de construction de nouveaux navires, etc.).

En référence à la ressource on définit la surexploitation comme la situation pour laquelle le taux d'exploitation est tel que le volume de production est inférieur au maximum de production biologique. En référence à l'économie, le surinvestissement se traduit par l'existence de surcoûts dus à la mise en œuvre

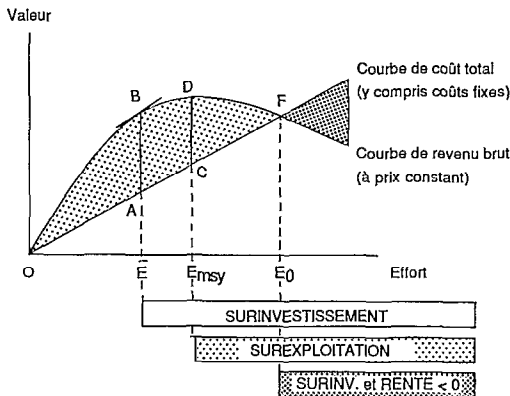


FIG. 1. — Représentation schématique de la dissipation du surplus

AB correspond à la situation de rente maximale. Pour les niveaux d'effort supérieur à E, la rente économique diminue (surinvestissement). Cette rente reste positive (aire OBDPCA) et s'annule en F, pour un effort E_0 . Au niveau de l'effort correspondant au MSY (maximum biologique de production), la rente CD est inférieure à la rente maximale. Au-delà de E_{msy} , la pêcherie est en surexploitation

d'un volume de facteurs trop important au regard des marchés (approvisionnement, débouchés). La figure 1 schématise l'évolution des conditions économiques d'exploitation des pêcheries. Divers cas existent qui combinent les deux dépassements ou décrivent des situations différentes. Dans le secteur de la pêche, les deux notions peuvent être considérées comme théoriquement indépendantes.

Le terme de rente économique, couramment utilisé dans la littérature, ne recouvre pas systématiquement la même réalité. Les confusions qui résultent de l'utilisation abusive des termes de rente ou profit peuvent être évitées en parlant de surplus des producteurs (3). Dans les modèles bio-économiques, c'est bien de ce surplus qu'il s'agit puisque la courbe de coûts représente les coûts totaux, incluant les coûts d'opportunité du travail et du capital. Cette notion est étrangère aux flux monétaires générés dans la pêcherie et le surplus diffère des gains (profits) des producteurs. De ce fait, la conservation du surplus ne constitue pas un objectif pour chaque producteur individuel. En revanche, éviter la dissipation du surplus constitue un enjeu pour l'État dans la mesure où cette situation implique des transferts et prive d'autres secteurs de l'économie de ressources rares, et parallèlement induit une réduction du surplus des consommateurs.

D'un point de vue économique, la situation de surinvestissement n'est pas souhaitable puisqu'elle correspond à un gaspillage des moyens de production (il est possible de générer plus de richesse avec moins de facteurs). La situation de surexploitation, jugée périlleuse par les biologistes, peut se justifier économiquement, par exemple quand les taux d'intérêt sont élevés (CLARK, 1985). De la même façon, selon le niveau du taux d'actualisation retenu, les producteurs choisiront de capturer des animaux jeunes ou de les laisser grossir.

Les conséquences sociales sont nombreuses. A court terme, cette analyse implique qu'un certain volume de main-d'œuvre doit quitter la profession, afin que les autres retrouvent des niveaux de rémunération considérés comme suffisants. A long terme, cela signifie que le développement des pêches ne peut s'envisager de façon analogue à celui des autres secteurs économiques. Les communautés de pêcheurs sont souvent dans des situations délicates dans la mesure où le coût d'opportunité du travail y est très faible et où peu de pêcheurs sont disposés à quitter la profession.

PRÉSENTATION DES MODÈLES USUELS

La démarche suivie dans l'élaboration des modèles bio-économiques se décompose en quatre phases (MEURIOT, 1987) :

1. Un postulat sur le comportement des producteurs, c'est-à-dire la définition d'une règle d'utilisation des ressources. Des hypothèses simplificatrices sont également établies.

2. Le mode d'utilisation des ressources est analysé. Le cadre d'analyse est celui de l'économie de marché, l'accès aux ressources étant supposé libre.

3. Le mode d'exploitation des ressources correspondant au postulat de comportement choisi est déterminé. A ce stade, le modèle permet de prédire dans quelles conditions l'on aboutit à une utilisation « optimale » (conforme à la règle) des ressources.

4. Les divergences entre le mode d'exploitation optimal et la situation d'accès libre sont examinées. Cette dernière phase conduit à énoncer les préceptes politiques permettant d'atteindre l'allocation optimale des ressources.

Les modèles bio-économiques sont souvent classés en fonction de leurs propriétés : les modèles statiques, qui ne font pas de distinction entre la valeur des surplus obtenue à des périodes différentes (en particulier ils ne reconnaissent

pas l'importance du rôle joué par les taux d'intérêt et/ou d'actualisation), et les modèles dynamiques qui permettent de pondérer la valeur des surplus obtenus à différentes périodes. La plupart des modèles développés, à la suite du modèle de GORDON (1954), peuvent être qualifiés de déterministes, dans la mesure où ils ne prennent pas en compte les sources de variabilité et d'incertitudes. Plus récemment, des modèles aléatoires ont été développés, en particulier pour tenir compte des fluctuations du recrutement ou des incertitudes sur les anticipations (sur les prix et les coûts). Les modèles analysent généralement des situations d'équilibre, c'est-à-dire des situations vers lesquelles tendent les systèmes. Les trajectoires de passage entre deux équilibres sont rarement envisagées dans les modèles bio-économiques, alors qu'elles sont souvent à l'origine des dysfonctionnements observés dans les pêcheries. Selon les hypothèses de base, les situations d'équilibre seront qualifiées de partielles ou générales.

Les modèles statiques

Le principal résultat du modèle de base est de montrer comment, dans le cadre des hypothèses formulées, le régime d'accès libre à une pêcherie entraîne une surcapacité de moyens par rapport à la situation optimale, dissipant ainsi le surplus global.

Les modèles de type déterministe sont basés sur plusieurs hypothèses simplificatrices : la pêcherie est constituée d'une seule espèce exploitée selon un seul métier ; les producteurs travaillent en situation de concurrence parfaite ; les prix (facteurs et débarquements) sont supposés constants ; le coefficient de capturabilité est unique et constant. En outre, chaque producteur cherche à maximiser son surplus en utilisant deux décisions : entrée/sortie, niveau de l'effort individuel. La règle d'utilisation des ressources est la maximisation de la rente à l'équilibre. L'exploitation optimale s'obtient ainsi :

$$\text{Max } \Pi (n, E_j, B) = \sum \Pi_j \\ \text{ss contrainte : } B' = g(B) - q * n * E_j * B = 0$$

avec Π : surplus des producteurs ou rente ; n : nombre de navires ; E_j : intensité de pêche exercée par le bateau j ; B : biomasse instantanée du stock (B' est le taux de variation instantanée de la biomasse) ; q : coefficient de capturabilité ; * dénote la situation à l'équilibre.

Les techniques de maximisation utilisent la fonction de Lagrange, qui permet de déterminer le prix implicite (λ) de la ressource à l'optimum, c'est-à-dire la valeur d'une unité supplémentaire de biomasse :

$$\lambda = p - (C_j/q * B)$$

avec p : prix unitaire des captures ; C_j : coût moyen « privé » de l'effort.

La biomasse à l'optimum est supérieure à celle résultant d'un libre accès à la pêcherie (la situation de rente maximale se situe à un niveau d'effort inférieur à celui qui correspond au MSY (maximum biologique de production à l'équilibre)).

Le processus de dissipation des surplus des producteurs est illustré par la figure 2. Une description détaillée est présentée par ANDERSON (1976). La figure 2a représente le coût moyen $[C(E_j)/E_j]$ et le coût marginal $[C'(E_j)]$ de l'effort de pêche de chaque bateau. Ces courbes de coûts ne diffèrent en rien des courbes de coûts utilisées dans d'autres secteurs. La sommation des coûts marginaux de l'effort de pêche apparaît sur la figure 2b pour l'ensemble de la flottille considérée (n_1 ou n_2 navires). Cette agrégation admet l'hypothèse de l'absence d'externalités au niveau de l'offre de capacité de production et les courbes obtenues sont les courbes d'offre d'effort de pêche. Le revenu marginal et le revenu moyen de l'effort de pêche total sont représentés par des courbes, dérivées de la courbe de revenu total qui figure sur la figure 2c (si le modèle biologique de base utilisé était un modèle symétrique — SCHAEFER par exemple — les courbes

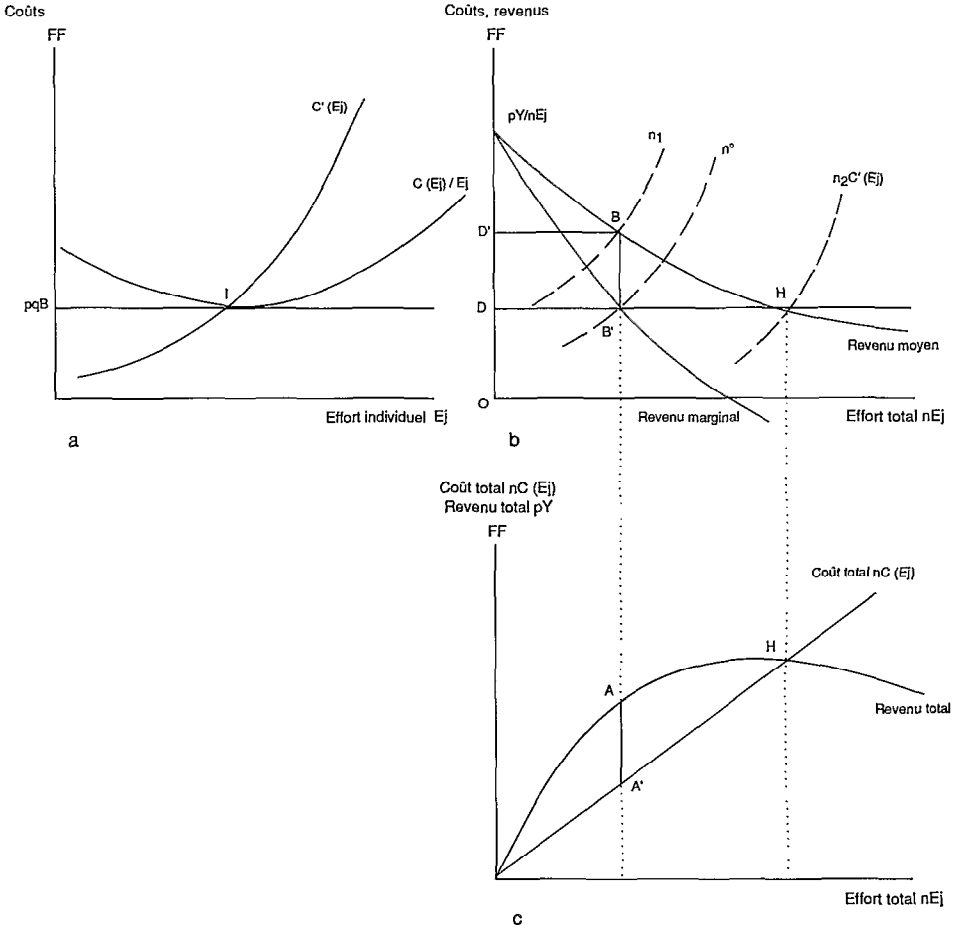


FIG. 2. — Dissipation de la rente et optimum statique (d'après ANDERSON, 1976).

de revenus seraient des droites). Pour tout niveau de revenu moyen, chaque navire est susceptible d'accroître ses profits ou de limiter ses pertes en modifiant sa combinaison de facteurs de manière à opérer avec un niveau d'effort correspondant au coût moyen minimum. Par construction, ce minimum correspond à l'intersection avec la courbe de coût marginal. Si n_1 navires exploitent la pêcherie (fig. 2c) le niveau d'effort est représenté sur la figure 2b par le point B, intersection de la courbe d'offre d'effort de pêche et de celle de revenu moyen. Pour ce niveau d'effort total, le revenu moyen est figuré par le segment OD'' . Le bénéfice individuel moyen de chaque navire est positif, puisque le revenu moyen est supérieur au coût moyen. Le surplus AA' étant positif, en l'absence de mécanismes de limitation, d'autres navires vont entrer dans la pêcherie, jusqu'à ce que le surplus s'annule (point H), correspondant à n_2 navires; à ce niveau d'effort total, le revenu moyen est égal au coût moyen minimum de l'effort. En réalité, les délais d'ajustement du système permettent souvent d'aller au-delà du surplus nul, à des niveaux d'effort total pour lesquels le

coût moyen est supérieur au revenu moyen. Il faut souligner que le surplus maximum est obtenu lorsque le coût marginal de l'effort est égal au revenu marginal (point B' de la figure 2b). Le segment AA' représente le surplus maximum unitaire de l'effort de pêche, le surplus total étant représenté par la surface BB'DD'.

Les instruments d'ajustement définis à partir du modèle de base sont ceux qui visent à limiter la croissance de la capacité de pêche ou à réduire son ampleur : quotas individuels, licences, redevances. De nombreux auteurs ont analysé ces instruments de régulation et leurs implications sociales et économiques (CRUTCHFIELD, 1979; SCOTT, 1979).

Ce modèle de base a été largement utilisé et transformé, afin de le rendre adaptable à des situations plus concrètes. En particulier, les modifications apportées aux hypothèses de base visaient à rendre le volume des captures dépendant de l'âge à la première capture (modèles analytiques), à introduire des prix variables, à multiplier les stocks et à introduire des flottilles polyvalentes (ANDERSON, 1985). Mais l'hypothèse de comportement du producteur est maintenue.

Les sources de variabilité et d'incertitudes étant multiples, des modèles statiques aléatoires ont été formulés. Les hypothèses de base restent les mêmes, mais une fonction aléatoire est introduite sur un des paramètres. Développés surtout après 1975, ces modèles reposent fréquemment sur le postulat d'un centre unique de décision, contrôlant totalement l'ensemble des choix d'investissement et d'allocation de l'effort dans une pêcherie (ANDERSEN et SUTINEN, 1984). Ils ne permettent pas de tester les réactions des entreprises de pêche aux fluctuations des prix ou de l'abondance non plus que l'impact des modes de régulation en cas d'incertitudes sur les prix, les coûts ou l'abondance.

Les modèles dynamiques

La dynamique de ces modèles doit s'entendre à long terme. Les stocks et les flottilles sont toujours supposés en situation d'équilibre, les situations de transition n'étant pas envisagées.

Les hypothèses simplificatrices utilisées pour le modèle de base restent identiques, de même que la règle de comportement des producteurs. La différence essentielle provient de l'utilisation du taux d'actualisation, qui pondère la valeur de la rente selon les périodes. Plus ce taux est élevé moins la valeur de la rente dans le futur est forte. La valeur de la ressource à la fin de la période considérée est donc d'autant plus faible. Cette analyse est souvent source de polémiques, le raisonnement poussé à l'extrême autorisant une exploitation des stocks jusqu'à leur extinction. En théorie, le choix du taux d'actualisation est toujours pondéré par un indice *social* qui dérive de l'aspect patrimonial des ressources de poissons. Le coût d'opportunité du capital naturel devient fonction du taux d'actualisation.

La règle d'exploitation est transformée en analyse dynamique, l'objectif devenant la maximisation de la valeur actualisée de la rente au terme de la période d'exploitation. En situation d'accès libre, le résultat est analogue à celui du modèle statique, aucun producteur n'ayant intérêt à limiter son prélèvement dans les premières périodes pour le reporter sur les suivantes : l'existence d'un surplus potentiel au cours des premières périodes attirerait de nouveaux entrants qui prélèveraient sur la part *épargnée*.

La valeur choisie pour le taux d'actualisation est essentielle pour caractériser la solution optimale. Les solutions se positionnent entre les deux cas extrêmes suivants : dans le cas où le taux d'actualisation est nul, l'optimum statique et l'optimum dynamique sont identiques, les surplus n'étant pas pondérés différemment selon les périodes; dans le cas où le taux d'actualisation tend vers l'infini, l'optimum tend vers le résultat obtenu en situation d'accès libre et la

valeur implicite de la ressource λ est nulle. L'optimum dynamique se situe ainsi entre la situation d'accès libre et l'optimum statique renouvelable (à l'équilibre). Les principales relations sont indiquées dans le tableau I pour un taux d'actualisation strictement positif.

TABLEAU I

	Optimum statique	Optimum dynamique	Accès libre
Nombre de navires	N	< N^0	< NAL
Biomasse	B	> B^0	> BAL
Valeur implicite	λ	> λ^0	> 0

Les instruments d'ajustement issus de ces modèles sont identiques. Les extensions du modèle de base ont surtout porté sur la façon d'envisager les variations des prix au débarquement (élasticité, saisonnalité) et l'absence de mobilité des facteurs de production. En cas d'accroissement permanent des prix, l'accès libre conduit non pas à une intensité de pêche constante mais à un accroissement continu de celle-ci, puisque l'augmentation des prix entraîne l'apparition d'une rente; la taille du stock a donc tendance à diminuer.

L'hypothèse de mobilité des facteurs est prise en défaut par la réalité. Il existe souvent peu d'alternatives d'emploi dans les régions de pêche; dans ce cas, avec un coût d'opportunité du travail presque nul, la maximisation des revenus nets se rapproche de celle de la valeur ajoutée nette. La mobilité du capital est également loin d'être parfaite. Plusieurs contraintes peuvent peser sur les investissements, comme leur irréversibilité (navires très spécialisés), l'absence de possibilités de revente avec un taux positif de dépréciation du capital, etc.

L'introduction d'aléas dans les modèles dynamiques ne pose pas de problèmes majeurs, sauf celui de la taille des matrices à traiter. Il faut d'ailleurs souligner à cet égard que la multiplication des variables aléatoires introduites dans un modèle complexifie l'interprétation des résultats dans la mesure où les interactions entre celles-ci et la variable analysée deviennent très nombreuses.

Optimisation et simulation

L'évolution des connaissances et des concepts économiques de l'aménagement des pêches doit beaucoup aux techniques d'optimisation. Ces techniques permettent de déterminer, de façon purement mathématique, la meilleure solution théorique (ou la pire) correspondant à la fonction objectif choisie. En mode dynamique, les techniques d'optimisation permettent également de déterminer la meilleure trajectoire pour rejoindre la solution optimale.

Les techniques de simulation, même si elles peuvent être utilisées pour la recherche de solutions optimisantes, relèvent d'une autre démarche, qui examine de façon systématique les différentes stratégies possibles. Elles permettent de traiter de problèmes plus complexes que ceux traités par optimisation, et n'impliquent pas une simplification trop importante.

Sans nier le rôle fondamental des techniques d'optimisation dans la compréhension des phénomènes (en particulier en matière d'optimisation dynamique), le développement actuel de l'utilisation de la simulation répond en grande partie à des impératifs d'applicabilité. En particulier, les modèles de simulation permettent d'inclure plus facilement des hypothèses non homogènes de comportement des producteurs (Groupe Mer Celtique, 1987) et des contraintes d'ordres institutionnel et politique. L'aménagement des pêches ne nécessite pas une connaissance précise de la trajectoire optimale de l'évolution

d'une pêcherie mais plutôt des réactions du système à des modifications exogènes des conditions d'exploitation. Il est de fait peu probable que l'on puisse un jour gérer des pêcheries selon une dynamique optimale.

L'applicabilité des solutions issues des modèles bio-économiques est difficile à évaluer dans le cadre de ce chapitre. Dans la plupart des pêcheries aménagées ou en cours d'aménagement, les décisions ne résultent que de façon très indirecte des résultats des modèles, et la conséquence en est que les systèmes de pêche n'évoluent que rarement de la façon prédite par les solutions génériques. Dans la pratique, les formalisations bio-économiques ont permis de dériver un certain nombre de postulats de base sur les méthodes les plus efficaces pour contrôler l'évolution des pêcheries. C'est à elles que se réfèrent les mécanismes de licences, les quotas individuels, les limitations de capture, mais la quantification de ces mesures (nombre de licences octroyées, niveau des quotas...) relève bien souvent de considérations non scientifiques. Par ailleurs, les difficultés sont nombreuses pour passer des résultats à la pratique. Ainsi, s'il est commode de définir l'effort de pêche par une puissance, un tonnage ou une combinaison quelconque de facteurs, sa traduction en termes de capacités physiques de capture est plus délicate. Dans le cas de la Méditerranée française par exemple, malgré une stricte limitation de la puissance individuelle des navires et de leur nombre, l'effort de pêche a doublé en dix ans (MEURIOT et DREMIERE, 1987). Des situations analogues s'observent dans de nombreuses pêcheries. En Mauritanie, les résultats de la modélisation bio-économique de la pêcherie industrielle de céphalopodes suggéraient une situation de surinvestissement et les recommandations allaient dans le sens d'une réduction des capacités; pourtant l'accroissement très important des prix des céphalopodes sur le marché international continue à masquer cette situation et ne permet pas de faire accepter la réduction par les armateurs (GILLY et MAUCORPS, 1987).

CONCLUSION

Les économistes de la pêche ont privilégié, dans les dernières années, les approches dynamiques. L'absence de fiabilité des prévisions au-delà du court terme (une à deux années) et les contraintes d'applicabilité des mesures d'aménagement limitent la portée de ce type d'analyse. Les difficultés rencontrées pour la collecte des données hypothèquent largement les résultats des modèles les plus complexes, et en particulier des modèles dynamiques.

Les principaux développements actuels concernent la recherche d'une plus grande applicabilité des modèles et l'amélioration de leur validité :

1. L'existence de phénomènes aléatoires complique à la fois la prévision et le contrôle des systèmes. Leur prise en compte est sans doute plus aisée dans le cadre des processus de simulation, en particulier parce que les systèmes évoluent de façon discrète. Les mécanismes de régulation (limitation directe de l'effort — licences, droits d'usage — ou indirecte — quotas, quotas individuels —) sont dérivés des modèles bio-économiques, mais leur impact ne peut pas être estimé à partir de ces modèles. Ainsi par exemple, tous influent, directement ou non, sur la répartition des richesses et sur l'équité des conditions d'exploitation; et les modèles ne sont pas conçus pour évaluer les conséquences de la transférabilité des droits ou de leurs modes de cession et de tarification. Alors que les techniques d'optimisation ont permis la définition d'un cadre théorique adapté à l'aménagement, c'est le recours aux techniques de *simulation* qui devrait, à terme, permettre aux pêcheries de ne plus être exploitées de façon définitivement sous-optimale.

2. L'amélioration de la validité des modèles passe par une extension ou une modification des hypothèses de base. L'homogénéité supposée des comporte-

ments des producteurs est sans doute une des plus limitantes. Même lorsqu'ils utilisent des degrés de régulation et/ou de complexité variés, les modèles considèrent que les producteurs sont inéluctablement enfermés dans des motivations homogènes, prenant des décisions en univers incertain sans considérer les conséquences globales de leurs stratégies individuelles. Les travaux récents montrent que l'hypothèse d'homogénéité est fautive, non seulement à court terme pour les stratégies de pêche (Groupe Mer Celtique, 1987) mais aussi pour les décisions d'investissement. Les travaux réalisés sur les pêcheries de mer Celtique suggèrent que les stratégies de court terme semblent conditionnées par des adhérences sociales et culturelles; en Mer du Nord, BJORN DAL et CONRAD (1987) mettent en évidence un délai de réaction de l'investissement supérieur à deux années par rapport aux variations des résultats économiques. Ces exemples soulignent l'importance de l'étude des situations de transition générées par la mise en place des mécanismes de régulation. A moyen terme, la pratique montre que les degrés de liberté qu'il faut laisser au système entraînent toujours des contournements de la réglementation. L'intégration des différences stratégiques entre les acteurs (dont les implications vont au-delà des comportements et dérogent à d'autres hypothèses de base comme la mobilité parfaite des facteurs) devrait rapidement permettre de développer des représentations plus fidèles des pêcheries sur lesquelles agissent plusieurs flottilles. Le développement de nouveaux modèles biologiques pluri-spécifiques pourrait alors déboucher sur une formalisation plus réaliste des modèles bio-économiques.

Le succès de cet objectif nous semble en grande partie lié à une modification profonde du raisonnement qui conduit à la formalisation des modèles. Sur la forme, le réalisme des modèles dépend en priorité d'un examen approfondi des comportements des agents individuels et des groupes. Sur le fond, il suggère de retrouver une démarche plus classique en économie de la production : la nécessité de prendre en compte les externalités de production a conduit à modéliser de façon globale les systèmes de pêche au lieu de réaliser des modèles individuels avant de procéder à leur agrégation pour comprendre le fonctionnement des systèmes. L'inversion de la démarche nécessite un travail théorique et pratique de fond — en particulier sur les contraintes d'agrégation de modèles individuels et la prise en compte des externalités à ce niveau — qui pourrait bénéficier des actuels développements de la modélisation des éco-systèmes littoraux (bassins conchylicoles par exemple). Elle permettra à terme de rendre aux modèles bio-économiques toute leur partie explicative et prédictive.

BIBLIOGRAPHIE

- ANDERSEN (P.) et SUTINEN (J.), 1984. — Stochastic bioeconomics : a review of basic methods and results. *Marine Resource Economics*, 1 : 117-136.
- ANDERSON (L.G.), 1977. — *The economics of fisheries Management*. John Hopkins Press, Baltimore.
- BARANOV (F.I.), 1918. — On the question of the biological basis of fisheries. *Nau. Issled. Ikht. Inst. Izves.*, 1 : 81-128.
- BJORN DAL (T.) et CONRAD (J.M.), 1987. — Capital dynamics in the North Sea Herring fishery. *Marine Res. Econ.*, 4 (1) : 63-74.
- Groupe Mer Celtique, 1987. — Étude d'une gestion optimale des pêcheries de langoustines et de poissons démersaux en mer Celtique. IFREMER-CEE, Contrat B.1.3841.

- CLARK (C.W.), 1976. — Mathematical bio-economics : the optimal management of renewable resources. A Wiley Intersciences Publication, New York.
- CLARK (C.W.), 1985. — Bio-economic modelling and fisheries management. A Wiley Intersciences Publication, 291 p.
- CRUTCHFIELD (J.A.), 1979. — Economic implications of the main policy alternatives for controlling fishing effort. *J. Fish. Res. Board Can.*, 36 : 720-744.
- CUNNINGHAM (S.), DUNN (M.R.) et WHITMARSH (D.), 1985. — *Fisheries economics : an introduction*. Mansell Publishing Limited, 372 p.
- GILLY (B.) et MAUCORPS (A.), 1987. — L'aménagement des principales pêcheries de la Mauritanie et le développement de la recherche halieutique. FAO Rome, FI, TCP/MAU/6655.
- GORDON (H.S.), 1954. — The economic theory of common property resources : the fishery. *J. Pol. Econ.*, 62 (2) : 124-142.
- MEURIOT (E.), 1987. — Les modèles bio-économiques d'exploitation des pêcheries. Démarches et enseignements. Rap. Eco. Jurid. IFREMER, Brest, 4, 103 p.
- MEURIOT (E.) et DREMIERE (P.-Y.), 1987. — Les systèmes de licences de pêche : le cas de la Méditerranée française. Rap. Eco. Jurid. IFREMER, Brest, 2, 93 p.
- POPE (J.), 1978. — Caractéristiques biologiques d'un stock de poissons exploité. ACIDI/FAO/COPACE, Lomé, Togo, Fev. 1978 : 258-294.
- SCOTT (A.D.), 1979. — Development of economic theory of natural resource regulation. *J. Fish. Res. Board Can.*, 36 : 725-741.
- WARMING (J.), 1911. — Om grundende af fiskegrunde. *Nat. Okon. Tidsskrift*, 69 : 499-505, traduit par ANDERSEN. In : *J. Hist. Polit. Econ.*, 1981, 3 p.

Notes

- (1) ICES : International Council for the Exploration of the Sea ; NAFO : North Atlantic Fisheries Organization ; ICCAT : International Council for Central Atlantic Tuna.
- (2) Les lecteurs intéressés par le détail des formalisations pourront se reporter aux ouvrages de référence : CLARK (1976, 1985), ANDERSON (1977), CUNNINGHAM *et al.* (1985).
- (3) La notion de surplus des producteurs dérive des travaux de J. DUPUIT et A. MARSHALL ; elle a été ensuite généralisée par J.R. RICKS. On peut définir le surplus des producteurs comme un indicateur général de l'utilité des individus et de la société. Mesurable en monnaie ce surplus apparaît comme la différence entre la dépense en facteurs (au prix du marché) et la dépense (à un prix inférieur) que le producteur est susceptible d'engager pour mettre un bien sur le marché.