Pole 3

19
NATURES SCIENCES SOCIÉTÉS 1999

Co-viabilité des systèmes halieutiques*

JEAN LE FUR, PHILIPPE CURY, FRANCIS LALOË, MARIE-HÉLÈNE DURAND, CHRISTIAN CHABOUD

Natures Sciences Sociétés a déjà publié plusieurs articles sur l'halieutique. Sans doute est-ce parce que la pêche, « dernière activité où l'homme exploite de façon intense une ressource sauvage » est une bonne occasion d'étudier les relations entre l'homme et la nature. Mais aussi parce que c'est un cas de figure exemplaire, une activité économiquement et socialement importante et politiquement conflictuelle, et un domaine de recherche en quête de renouvellement. Après avoir fait ressortir les déboires des démarches de rationalisation biologique et économique de l'exploitation des ressources par l'activité de pêche, les auteurs proposent, sous le terme de coviabilité, de nouvelles approches pour la gestion des pêches. Ils le font autour des notions suivantes : inertie et viabilité, diversité et adaptation, dynamiques globales et locales. Leur approche ouvre un débat scientifique de portée générale.

L'avenir des pêches mondiales.

À la fin du siècle dernier, la question du caractère limité ou illimité des ressources marines a donné lieu à un débat animé dont l'enjeu principal était l'accès aux ressources et la régulation des activités de pêche. Il a depuis été admis que la productivité des mers n'est pas illimitée et de nombreuses tentatives d'estimation de son potentiel ont été régulièrement effectuées. D'après une synthèse faite par Pauly (1996), et bien que certaines estimations apparaissent parfois divergentes, les plus nombreuses et les plus sérieusement établies convergent toutes vers un potentiel global des pêches compris dans une fourchette de 100 à 150 millions de tonnes annuelles. Une révision récente faite par la FAO à la lumière des dernières statistiques mondiales propose un potentiel global des pêches qui serait de l'ordre de 120 millions de tonnes annuelles (Garcia, 1997)

Entre 1950 et 1995, les captures annuelles sont passées de 19 à 100 millions de tonnes auxquelles on ajoute actuellement 30 millions de tonnes de prises accessoires rejetées en mer. Ce niveau d'exploitation, atteint depuis maintenant cinq années, est aujourd'hui

* Ce travail est issu du programme « Co-viabilité des systèmes écologiques et économiques : approches modélisatrices en milieu marin » développé au sein de l'Institut de recherche pour le développement (IRD, ex-Orstom) et financé par l'action incitative « Systèmes écologiques et action de l'homme » (SEAH) du programme Environnement Vie, Sociétés du CNRS. Il regroupe des recherches en écologie, économie, modélisation qui abordent divers aspects de la dynamique des systèmes halieutiques dans des pays en voie de développement.

Abstract – Co-viability of fisheries systems

The limited nature of marine resources is becoming increasingly apparent nowadays. Moreover, the conventional models in population dynamics and bio-economy have not proved operative in managing these resources, most of which are being chronically overexploited. In this paper co-viability is proposed as a conceptual model of fisheries designed to contribute to the definition of a practicable fisheries management.
First, we present the crisis context in which the exploitation of marine resources and scientific research operate. The recent history of the Peruvian anchovy fisheries exemplifies the complex overlapping of political, bio-ecological and economic systems. We then introduce the results of several dynamic modelling exercises at different interfaces: i) environment – resource, where inertia seems to be the driving factor, and ii) resource – exploitation in which technical and biological diversity interact. An example relating to the pelagic market illustrates the problems of scale (global and local) linked to this issue. After this, we present and discuss the question of fisheries management with respect to the standard bio-economic approach, and the new alternatives.
Fisheries systems are interactive sets of entities (ecosystems, exploitations, markets, institutions), each of which is characterised by a specific pace of evolution and specific functional scales. Complex interrelations are generated by interaction among their specific (biological and technical) diversities and by interdependence of their respective functional scales (global–local). Management of these systems proceeds on a sector-based approache linked to compartmentalised scientific knowledge. New conceptual settings have been proposed to address the management of fisheries from different perspectives. None emerges as more relevant than the other.
Beyond its usefulness as a common concept, the co-viability approach aims to work out which articulations would enable a mutual enrichment of different knowledge and perceptions. It could for instance contribute to reconciling the currently conflicting conservationist and productivistic standpoints in the field of marine resources.

JEAN LE FUR
IRD (ex-Orstom), bp1984, Conakry, Guinée (lefur@ird.fr)

PHILIPPE CURY
Research Associate, Sea Fisheries, Private Bag X2, Rogge Bay 8012, Cape Town, South Africa

FRANCIS LALOË
MARIE-HÉLÈNE DURAND
CHRISTIAN CHABOUD
IRD (ex-Orstom), HEA, BP5045, 34032, Montpellier, France.

Fonds Documentaire ORSTOM
010018497

Fonds Documentaire ORSTOM
Cote : B*18497 Ex : 1

considéré comme une limite. Il est aussi admis que les principales ressources ichtyologiques marines sont exploitées et que près de 60 % d'entre elles sont, soit surexploitées, soit pleinement exploitées (Grainger et Garcia, 1996). La population humaine et la demande en poisson augmentent mais, après une phase de croissance continue, et, malgré de nouveaux investissements, les captures stagnent.

Outre ces aspects quantitatifs, de récentes études en écologie marine constatent la perte de diversité génétique (Ryman et al., 1995) et la diminution progressive du niveau trophique des prélèvements par les pêches (Pauly, 1998) soulignant ainsi un caractère peut-être irréversible de cette évolution.

Cependant, les interactions entre ressource et environnement sont maintenant mieux prises en compte et parfois mieux comprises. Elles incitent à relativiser quelque peu l'impact des pêches sur la fluctuation de certains stocks en considérant le pêcheur comme un prédateur parmi d'autres (mammifères marins, oiseaux)[1] ou en soulignant la prégnance des facteurs climatiques sur les fluctuations de certaines ressources (Crawford et al., 1991 ; Bakun, 1997)

Ces problèmes de limites et de pérennité des ressources marines et de leur exploitation apparaissent globaux. Ils engendrent le besoin de considérer avec une attention accrue les irréversibilités éventuelles des peuplements naturels (Pauly, 1997) et leurs conséquences en terme de viabilité des systèmes d'exploitation.

L'halieutique : un champ pluridisciplinaire

L'halieutique, ou étude de la pêche, aborde un domaine à multiples composantes. Elle traite des effets de l'environnement sur la ressource, du comportement des poissons, de la dynamique des stocks de poisson, de l'activité des flottilles, de leur nature industrielle ou artisanale, de la technologie qu'elles utilisent, de leur distribution et de leur dynamique. L'halieutique étudie les débarquements, décrit les marchés nationaux et internationaux, la formation des prix, la jurisprudence...

Si l'on considère qu'une limite des captures est atteinte ou sur le point de l'être, cela oblige à un certain nombre de questions qui devraient être abordées conjointement par ces diverses disciplines (Quensière, 1993 ; Catanzano et Rey, 1997). Or les disciplines coexistent et chacune conserve sa propre représentation du monde et ses propres critères de viabilité : l'approche des biologistes des pêches est de considérer avant tout les espèces marines exploitées conditionnellement aux activités de pêche ; l'approche des économistes des pêches est de considérer avant tout l'activité de pêche conditionnellement à la dynamique biologique des espèces exploitées. Selon les biologistes Rosenberg et al. (1993), les ressources marines sont inévitablement surexploitées (souvent de façon irréversible) en partie parce qu'un consensus scientifique sur le statut de la ressource ne peut être atteint. En termes disciplinaires, le problème de la relation ressource/pêche reste donc entier ou ne reçoit que des réponses partielles.

Nous pensons qu'il n'existe pas une solution à ce problème complexe mais qu'un cadre de compréhension pourrait être construit pour aborder le problème général de la relation ressource – pêche. Ce cadre pourrait être construit autour de la notion de viabilité *(encadré 1)*. Pour cela, il convient tout d'abord de développer et conforter plusieurs approches afin de construire une perspective cohérente du domaine. Nous avons réuni un certain nombre d'études pour montrer, à travers quelques thèmes communs, sous quelles conditions l'idée de co-viabilité pourrait intégrer différentes approches et faire le lien entre différentes disciplines.

La viabilité en halieutique : une co-viabilité

L'activité de pêche implique une relation entre exploitation et ressource. Le problème de la viabilité ne se définit alors pas seulement d'un côté et de l'autre mais aussi dans le couplage entre les composantes naturelles et sociales (Catanzano et Rey, 1997). La question du couplage est ancienne et la réponse toujours difficile : espèces sauvages et prise en compte du biologique dans l'économique, prise en compte de l'envi-

La notion de viabilité en halieutique

La viabilité des exploitations halieutiques peut être définie comme la capacité de reproduction, à diverses échelles de temps, des principaux éléments qui les constituent et des fonctionnalités qui les structurent. Ces éléments sont les ressources exploitées, les écosystèmes qui les accueillent, les éléments économiques (unités de production, structures de commercialisation et marchés), techniques (technologie, savoir-faire), et de nature sociale (communautés de pêcheurs, familles, organisations communautaires et professionnelles).

Les conditions de viabilité relèvent de caractéristiques endogènes et de facteurs exogènes. Elles reflètent la capacité de l'exploitation et des ressources à faire face à des modifications de leurs environnements (au sens large) ainsi qu'à produire des changements susceptibles d'assurer leur pérennité. La viabilité ne suppose pas nécessairement une reproduction à l'identique ; elle prend en compte la possibilité de transformation de la structure et du fonctionnement des pêcheries et des écosystèmes. Des facteurs de viabilité peuvent être envisagés tels que l'innovation économique, technique ou organisationnelle dans les pêcheries, l'adaptabilité dans les populations exploitées.

Traiter de la viabilité implique donc l'articulation, au sein d'une problématique commune, des questions concernant la reproduction des éléments naturels, économiques et sociaux qui interagissent au sein des exploitations.

[1] Le pêcheur est cependant un prédateur très particulier par l'importance qu'il peut donner à son taux de prédation. Par ailleurs, le pêcheur peut aussi avoir un rôle dans la modification voire la remise en cause de l'écosystème productif qui assure la pérennité des espèces qui l'intéressent à court mais surtout à long terme. Ces éléments le distinguent fortement des autres types de prédateurs évoqués.

ronnement dans le biologique. Il existe beaucoup d'interactions entre les différentes composantes et de nombreux paramètres ne sont pas contrôlables. Pour en donner quelques exemples, l'interaction espèces/environnements met en avant la notion d'inertie. Son importance pour la compatibilité des systèmes apparaît aussi pour le couplage ressource/exploitation. En termes de relation ressource/exploitants, les modes de choix définissent l'interaction ; c'est à travers elle qu'émergent des processus d'autorégulation de l'exploitation en relation avec la ressource qu'elle exploite (Weisbush et Duchateau-Nguyen, 1996). En termes de gestion, les logiques publiques/privées, acteurs/gestionnaires entrent en interaction, se confrontent. Le couplage économie/biologie déjà évoqué renforce cette perception de la viabilité des exploitations en tant que coviabilité de plusieurs systèmes (*Encadré 1*).

La compatibilité entre systèmes exploités (la ressource) et systèmes d'exploitation implique de considérer l'un et l'autre en termes comparables. La recherche de propriétés communes constitue un préalable à cette approche. En empruntant à diverses études issues de l'écologie, de l'économie ou à la modélisation des systèmes, nous aborderons ainsi des thèmes qui nous paraissent pouvoir être partagés par les disciplines halieutiques : l'inertie et le changement, le rôle fonctionnel de la diversité, les interactions entre échelles globales et locales. Dans un deuxième temps, nous nous interrogerons sur la faillite largement reconnue de la gestion des pêches et, à travers les nouvelles pratiques qui sont actuellement proposées, sur l'apport de la thématique coviabilité à ce problème.

Un exemple nous permettra tout d'abord de montrer que la viabilité d'une pêcherie peut difficilement être analysée séparément de son contexte économique, financier, social et politique ainsi que la difficulté pour un système de gestion à favoriser un couplage viable entre ressource et pêcherie.

Un exemple : la pêcherie d'anchois au Pérou

Éléments empiriques

La *figure 1* présente l'évolution particulièrement mouvementée de la pêcherie d'anchois depuis le début des années cinquante.

Le démarrage de la pêcherie d'anchois dans les années cinquante a été permis par une conjonction de facteurs favorables. Dès 1955 le Pérou tire profit de la disparition de la pêcherie de Californie pour se positionner comme offreur sur le marché mondial de la farine de poisson. Le démantèlement de l'industrie américaine permet le rachat à bas prix des équipements dont une partie contribuera au lancement de la pêcherie péruvienne. Ce rachat est facilité par l'assistance financière accordée par des organisations internationales (Ueber et MacCall, 1992). Enfin, la perte d'influence du puissant lobby de l'industrie du guano (confronté à la concurrence croissante des engrais chimiques) lève les contraintes politiques qui pesaient sur le développement de la pêcherie d'anchois (ces poissons servant jusque là de ressource aux oiseaux producteurs de guano.)

De 1955 à 1970, la production annuelle augmente jusqu'à près de 13 millions de tonnes dont l'essentiel est destiné à l'industrie de la farine de poisson. Le nombre de bateaux passe d'une cinquantaine en 1953 à plus de 1700 en 1964 et le nombre d'usines passe de 16 à 69 en 10 ans. À la veille de la crise de 1972, les exportations de farine du Pérou représentent 66 % des exportations mondiales et un tiers des exportations totales du Pérou.

La pêcherie connaît un effondrement des prises à partir de 1972, dont le facteur déclenchant est un phénomène *El Niño* particulièrement prononcé. L'impact immédiat fut une concentration importante de la ressource à la côte qui permit des prises très importantes (170 millions de tonnes par jour en mars 1972 : record historique). Les bancs de poisson se raré-

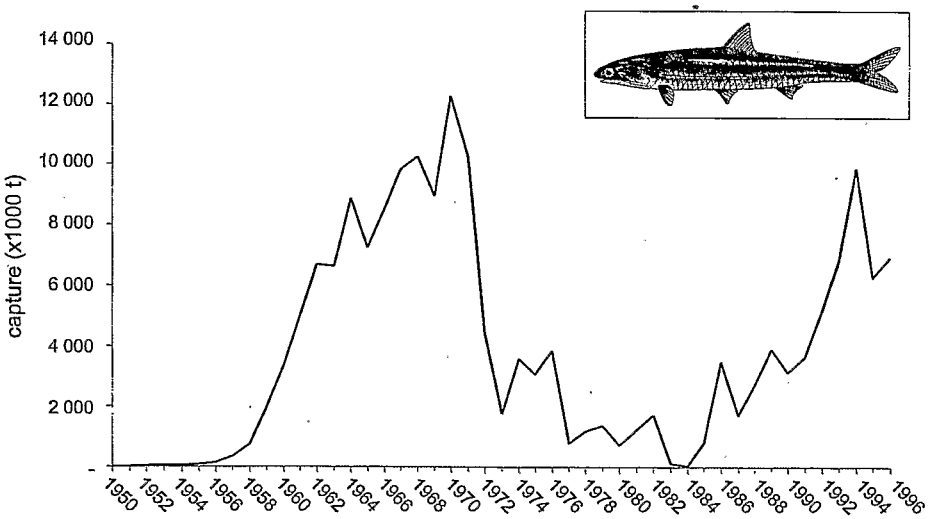

Figure 1. Évolution des captures d'anchois au Pérou de 1950 à 1996.
Cette pêcherie fut la première du monde en terme de volume au début des années soixante-dix. Elle est passée successivement d'une période de « boom » halieutique (de 1950 à 1971), à une période de crise caractérisée par une diminution drastique des mises à terre d'anchois de 1971 à 1985, puis par une reprise des captures de cette espèce qui ont atteint au milieu des années 90 un niveau équivalent à celui du début des années soixante.

fièrent ensuite rapidement jusqu'à la fermeture de la pêcherie en juin (Thompson, 1981). Jusqu'en 1985, les captures d'anchois ne dépasseront jamais 5 millions de tonnes par an.

On a pu craindre jusqu'au milieu des années quatre vingt que le déclin de la pêcherie d'anchois serait irréversible. Or depuis 1985 on assiste à un nouvel accroissement des mises à terre qui ont atteint 10 millions de tonnes en 1994.

Le poids des facteurs économiques, politiques et sociaux

Durant la phase de développement de la pêcherie on a assisté à une juxtaposition de facteurs qui ont contribué à une déconnexion des dynamiques de la ressource biologique et de celles, économiques, de l'activité de pêche et de transformation.

Un marché en pleine expansion explique l'entrée rapide des investisseurs dans les années cinquante et soixante. La demande mondiale est alors soutenue par le développement de l'élevage industriel, avicole, à la recherche de protéines à bon marché.

Jusqu'en 1968, le système politique libéral donne une place prépondérante au secteur privé dans les priorités de la politique des pêches. L'absence de financement public pousse les entreprises à une stratégie massive d'endettement international. L'État finit par accorder sa garantie à ces emprunts extérieurs, assurant ainsi les conditions initiales d'un endettement extérieur massif.

Au poids des facteurs économiques viennent s'additionner ceux des facteurs politiques et sociaux après le coup d'état de 1968 qui amène au pouvoir des militaires à l'idéologie nationale et populiste. Le poids de l'État est alors renforcé dans le secteur des pêches : planification centralisée, réalisation d'infrastructures, institution d'un monopole public sur le secteur, création d'un ministère des pêches, participation ouvrière à la gestion des entreprises. Les captures record de l'année 1970 furent interprétées comme le résultat du bien fondé des premières décisions de développement planifié par la junte militaire.

Le libéralisme économique (jusqu'en 1968), puis le régime militaro-populiste (de 1969 à 1972) ont tous deux, pour des raisons certes différentes, contribué à un surinvestissement chronique, source d'endettement et d'incapacité à réguler l'activité de pêche face à une ressource très variable. Dès 1970, l'endettement des firmes privées et la nécessité politique de ne pas revenir sur les décisions de planification étatiques du secteur constituèrent des facteurs d'inertie qui empêchèrent de prendre des décisions d'urgence face à la fragilisation de la ressource pourtant soulignée dans les rapports et publications scientifiques[2].

Un système de gestion orienté vers la conservation

Depuis 1966, un système de fermetures saisonnières *(veda)* est appliqué pour protéger la ressource (Hammergren, 1981). Ce système semble fonctionner durant les années caractérisées par des conditions environnementales moyennes. Il n'a cependant pas permis d'éviter la catastrophe de 1972.

Actuellement le système de deux saisons de fermeture continue à être appliqué, il est complété par la possibilité de fermeture décidée sur la base de critères biologiques (indices d'abondance, indices de reproduction), qui permettent une gestion plus adaptative que le modèle de gestion initial.

Cette gestion conservationniste, qui a cependant gagné en souplesse et en adaptabilité dans le temps, ne limite pas pour autant le surinvestissement dans le secteur ; elle garantit tout au plus le respect de conditions minimales de renouvellement de la ressource biologique.

Inertie et viabilité des ressources

À première vue, les fluctuations locales de ressources marines peuvent être perçues comme des anecdotes sans importance qui ne remettent aucunement en cause la survie de l'espèce. L'exemple du Pérou montre ainsi qu'avec des mesures d'aménagement drastiques comme un arrêt total de la pêche, les stocks de poissons peuvent avoir la faculté de reconstituer des niveaux d'abondance antérieurs. Ce n'est cependant pas toujours satisfaisant. Ainsi, les stocks de hareng sont composés de différentes populations qui maintiennent leur intégrité d'une année sur l'autre en conservant chacune des zones de ponte particulières situées sur le fond. En général lorsqu'une zone de frayère a été abandonnée par la population, elle est difficilement recolonisée par les générations ultérieures ou d'autres populations de hareng. Ainsi une concentration de l'effort de pêche sur certaines populations peut conduire à l'extinction des populations locales. Le stock de mer du nord s'est par exemple effondré dans les années soixante-dix pour se reconstituer quelques quinze années plus tard. Cependant le nombre de sites de reproduction a sévèrement diminué pendant cette période *(figure 2)*. Certains d'entre eux n'ont pas été recolonisés dans la période récente (Corten 1993). Cette baisse de productivité est patente car, si le niveau des captures actuelles est comparable à celui des années soixante, le niveau de biomasse du stock a été réduit de moitié (Serchuk et al. 1996). Ce fut de même le cas pour le hareng du Pacifique, celui de la région d'Hokkaido-Sakhalin depuis 1946 ou bien encore pour le hareng à ponte de printemps d'Islande. L'érosion de la diversité marine intra-spécifique semble donc conduire à un déclin progressif de la productivité des ressources marines sur le moyen terme.

La théorie écologique « classique » explique la dynamique des ressources en termes de stratégie d'optimisation (Quinn, 1997) : une sous-populations disparaissant d'une zone de ponte serait rapidement remplacée par une autre qui profiterait de l'opportunité d'une niche écologique vide (stratégie « opportuniste »). Mais, s'il existait une dynamique de recolonisation rapide entre les différentes populations, l'extinction de popu-

[2] Dès la fin de l'année 1969, l'IMARPE (Institut de la Mer du Pérou) alerte les pouvoirs publics de la possibilité d'un risque de surexploitation biologique du stock d'anchois. On considère alors que le stock d'anchois, convenablement géré, peut supporter une capture de 9,5 millions de tonnes. Dans un article que l'on peut hélas considérer comme prophétique, Paulik (1971) met en relation la dynamique naturelle du stock et les conditions économiques, soulignant le caractère opportuniste de l'investissement face à l'instabilité de la ressource. Il évoque, un an à l'avance, la possibilité d'un effondrement de la pêcherie.

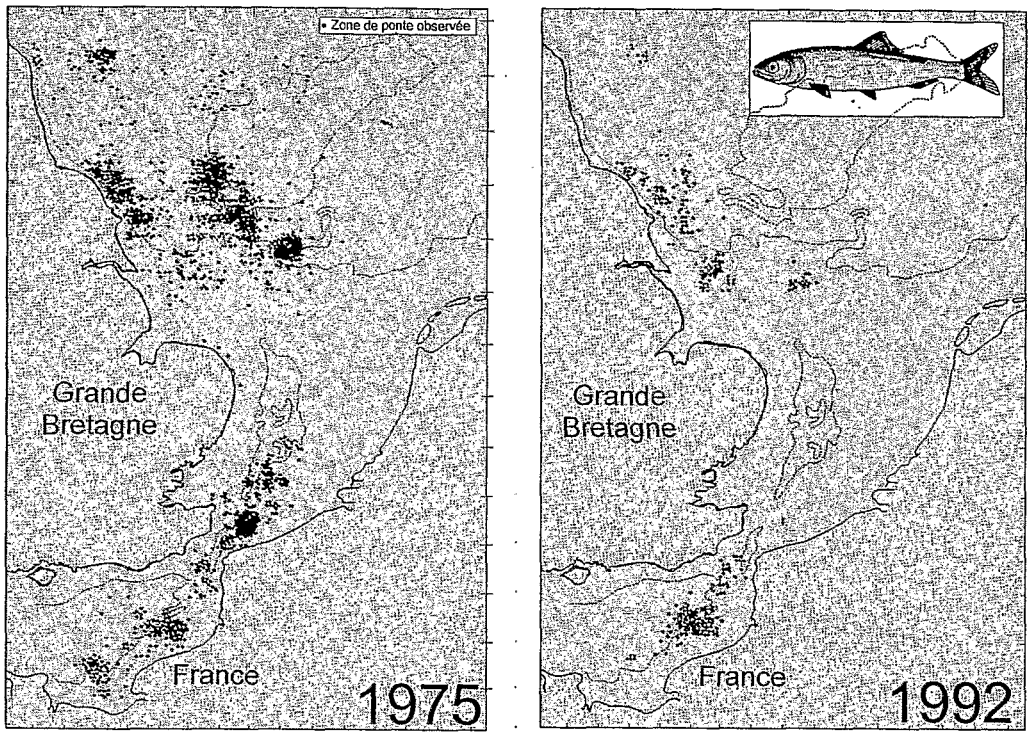

Figure 2. Évolution des sites de ponte de hareng en mer du Nord entre 1975 et 1992 (d'après Corten, 1993).
En dépit d'un recouvrement du stock de hareng de Mer du Nord de 75 000 t en 1975 à 1 400 000 t en 1992, le nombre de zones de ponte a considérablement été réduit.

Obstinate Nature ou le principe de l'éternel retour

« La vie a toujours évolué dans une mer d'inconnus et a malgré tout prospéré. »
Holling (1978)

Les saumons reviennent d'une génération à l'autre sur les frayères originelles. Si l'on construit un barrage empêchant leur retour, ils périront en tentant vainement de les rejoindre, ignorant toute solution alternative comme par exemple migrer dans une rivière voisine. Une des conséquences est que les processus de recolonisation sont extrêmement lents. Par exemple, suite à des pollutions accidentelles, plusieurs décennies parfois plusieurs siècles sont nécessaires à une recolonisation de milieux qui ont été dévastés (Cury, 1998).
L'environnement physique est la plupart du temps répétitif d'une année sur l'autre même si des changements profonds se produisent parfois. La nature est adverse laissant peu de solutions viables et les mortalités au tout début de la vie sont décisives ; il serait donc risqué, voire illusoire, de prospecter à chaque génération de nouveaux environnements reproductifs (optimaux). Un individu qui se reproduit (par conséquent qui a survécu) aurait intérêt à placer sa progéniture, non pas dans des conditions « optimales », mais dans l'environnement qui a assuré sa propre survie.
En soulignant le caractère incertain du changement (Holling, 1978), on peut se représenter la survie d'une espèce engagée contre un joueur indifférent et imprévisible : la nature (Gould, 1993). Si ce jeu évolutif peut être formulé de la façon suivante : « que faire lorsque l'on ne sait pas ce qu'il adviendra ?» ; une réponse possible est : « faire le plus souvent la même chose ».
Un modèle individu-centré spatialisé peut aussi permettre d'évaluer la complémentarité des deux stratégies de reproduction (« obstinée » et « opportuniste ») en dynamique des populations (Le Page, 1996, 1997). Des facteurs tels que la structuration spatiale et la dynamique de l'environnement, la forme de la fonction de reproduction et la durée de la saison de ponte, sont considérés dans ces travaux. Diverses simulations sont présentées afin d'explorer et comprendre l'importance de ces facteurs sur le succès respectif des deux stratégies soumises à des environnements constants ou changeants. Les simulations montrent que la stratégie obstinée (caractérisée par une grande inertie) sélectionne principalement les conditions environnementales optimales sur le long terme, tandis que la stratégie opportuniste maintient la diversité du choix des sites et permet à l'individu d'explorer la variabilité environnementale. Les simulations indiquent qu'aucune des deux stratégies considérées isolément n'est viable. Ainsi lors de perturbations environnementales drastiques, seule une population qui combine les deux stratégies évite l'extinction. Il s'avère qu'un faible pourcentage d'opportunistes (à peu près 1 %) couplé à une forte proportion d'obstinés (environ 99 %) assure la viabilité du système dynamique.
Au niveau individuel, une telle stratégie de reproduction composée de beaucoup d'inertie et d'un « soupçon » d'innovation semble avoir fait ses preuves au cours de l'évolution. Le « mécanisme d'empreinte » (Lorenz, 1970) procure quelque chance de succès dans un monde incertain, parfois éloigné de toute optimalité, en diversifiant et maintenant les solutions viables. Un tel mécanisme conservateur apparaît comme très structurant au niveau des populations qui composent les systèmes écologiques.

lations locales passerait inaperçue. Or, les individus ne recolonisent que très lentement (à l'échelle humaine) les zones ou les environnements qui ont été dépeuplés. En utilisant des arguments écologiques et évolutionnistes, Cury (1994) aborde ce problème en opposant une stratégie « obstinée » des ressources vis à vis de leur environnement de reproduction *(encadré 2)*.

D'après les résultats obtenus, la viabilité de ces systèmes dynamiques impose un compromis entre une dynamique faite d'inertie et une faite d'innovation. Selon Cury et Le Page (1997), jouer sur une population composée d'une grande majorité d' « obstinés » et de quelques « opportunistes » constituerait une stratégie viable en permettant d'une part le maintien des environnements favorables tout en assurant l'exploration de nouveaux environnements[3].

Principe de viabilité et principe d'inertie semblent ainsi intimement liés dans la dynamique de tout système vivant obéissant à chaque instant aux contraintes de l'environnement. Ce fait répond en écho aux travaux d'Aubin (1996) qui qualifie d'évolution viable lourde celle qui consiste à choisir parmi tous les régulons[4] viables celui qui possède la plus petite vitesse. La stratégie de reproduction perçue de cette façon serait alors un processus fondamentalement conservatif éloigné d'une recherche de l'optimalité.

La coviabilité des pêcheries suppose la satisfaction, pour un horizon de temps donné, des contraintes de reproductibilité de leurs composantes biologiques et économiques. Cela implique que les interactions qui s'exercent au cours d'une même période de temps et entre les périodes de temps successives entre composantes économiques et biologiques ne compromettent pas la viabilité de l'une ou l'autre composante. Dans le secteur des pêches, il existe un certain nombre de caractéristiques qui font que ce point n'est pas respecté alors que la dynamique endogène de la ressource semble assurée et/ou que les conditions économiques « instantanées » de rentabilité le soient aussi. Il semblerait alors, à long terme, exister une inadéquation entre les modalités d'exploitation et les modalités de renouvellement des populations qui aboutirait à une diminution progressive de leur capacité de résistance à la pression de pêche (résilience). Concilier ces vitesses d'évolution différentes reste un enjeu décisif et constituerait certainement un progrès pour la gestion des ressources renouvelables.

Diversités et adaptation

La viabilité de nombreuses pêcheries repose sur l'articulation entre diversité technique et diversité biologique. Ces diversités, et donc ces articulations, s'observent à diverses échelles de temps ; quelques jours en fonction de l'état de la mer et du vent, quelques mois en fonction des saisons, quelques années ou décennies en fonction des modifications des compositions spécifiques, des innovations technologiques, de l'émergence ou de la disparition de marchés... Elles s'observent également à diverses échelles spatiales, du rocher où vivent certains poissons de fond, à l'aire parcourue par les grands migrateurs. C'est le cas par exemple de la pêche artisanale au Sénégal qui se caractérise par une grande diversité de la ressource et des tactiques utilisées par les pêcheurs pour l'exploiter.

L'exploitation des ressources halieutiques par la pêche artisanale au Sénégal a été marquée par de très profonds changements au cours des quarante dernières années (Chauveau et Samba 1989 ; Laloë et Samba 1990). Les captures annuelles ont connu un accroissement considérable, passant de 50 000 t environ au début des années 60 à plus de 250 000 t (dont 200 000 t de poissons pélagiques) au début des années 90 (Samba, 1994). Un grand nombre d'espèces sont exploitées : les captures annuelles moyennes sur les dix dernières années ont été supérieures à 1 000 t pour 30 espèces (Samba, 1994). Cette diversité s'accompagne d'une grande variabilité des captures par espèce[5].

La motorisation des embarcations dans les années 50 et 60 a précédé un grand nombre d'innovations technologiques majeures. Ainsi, la pêche des espèces de petits pélagiques a connu un développement considérable dans les années 60 (adoption des filets maillants encerclants) et 70 (adoption des sennes tournantes). À la fin des années 70, la durée des sorties auparavant limitée à la journée a pu être prolongée sur plusieurs jours en embarquant des caisses à glace à bord des pirogues, permettant d'exploiter des zones de pêche éloignées, très riches en poissons de fond. Cette exploitation, jusqu'alors réalisée avec des lignes à main, a pu également être développée grâce à l'adoption de palangres de fond à la fin des années 80. Au cours de la décennie en cours, la pêche au poulpe a connu un développement très significatif (Caverivière, 1990), et l'adoption d'une nouvelle technique de pêche au trémail a été réalisée récemment (Charles-Dominique et Diallo, 1996).

La pêche artisanale sénégalaise soumise ainsi à de nombreux bouleversements reste productive et en expansion. Cette robustesse (ou la viabilité de ce système) s'explique le plus souvent en termes de stratégies adaptatives. Il s'avère que les unités de pêche artisanale sénégalaises ont généralement plusieurs tactiques[6] de pêche à leur disposition et qu'elles peuvent donc choisir à tout moment parmi plusieurs types d'impact (répartition de la mortalité) sur la ressource. Cette mortalité infligée aux diverses composantes de la ressource à un moment donné, est une combinaison de celles engendrées par les diverses techniques de pêche, les poids de cette combinaison étant fonction des décisions des pêcheurs. Ces poids sont variables dans le temps, les mortalités le sont donc aussi. La répartition des choix des pêcheurs et leur aptitude au changement traduite par une grande diversité de tactiques permet de maintenir la pêcherie dans une situation viable malgré un environnement changeant.

Un modèle statistique a été construit pour rendre compte des relations existantes entre diversité des ressources et diversité des tactiques de pêche (Laloë et Samba, 1991, Pech, 1998). Le modèle peut être utilisé sous forme de simulation, avec des paramètres « bio-écologiques » (capacité de charge, taux de croissance), économiques (prix au kg des différentes espèces, coûts de mise en œuvre des diverses tactiques, coûts d'opportunité associées à des activités autres que la pêche), halieutiques (capturabilités et biomasses inaccessibles, critères de choix d'une tactique). Il est possible d'intro-

[3] Une conclusion analogue a été obtenue par Allen et McGlade (1986) en ce qui concerne des flottilles de pêche industrielles au Canada. La composition viable, obtenue par simulation, d'une flottille correspondait à une grande majorité de cartésiens (ou « suiveurs ») et un faible pourcentage de « stochastes » (ou « preneurs de risques »). Plus généralement, des recherches sur la complexité (Langton 1990) ont montré que les systèmes tendent à se positionner à la limite entre des conditions d'ordre et de chaos de façon à bénéficier de la stabilité et de l'innovation apportés par l'un et l'autre régime de fonctionnement. Enfin, selon la théorie mathématique de la viabilité, lorsque l'évolution mène l'état du système sur la frontière du noyau de viabilité, soit l'état demeure sur la frontière (stabilité) soit, pour revenir dans le noyau de viabilité, il doit tôt ou tard violer (innovation) les contraintes de viabilité (Doyen et Saint-Pierre, 1997).

[4] Néologisme représentant des variables de régulation d'un système par opposition aux commandes de pilotage que l'on trouve dans les systèmes cybernétiques conçus par les hommes (Aubin, 1994).

[5] Le poulpe était en 1991 l'espèce dont les débarquements étaient les plus importants alors que cette espèce ne figurait pas dans les statistiques avant 1988. Inversement, les captures de tassergal, l'une des espèces pélagiques les plus recherchées jusqu'alors par les pêcheurs de Saint-Louis, se sont effondrées depuis 1984.

duire en cours de simulation des modifications traduisant des changements dans l'environnement de la ressource et des pêcheurs (changements de prix, de capacités de charge, de coût de mise en œuvre d'une tactique). Ces changements peuvent correspondre à une augmentation du prix des carburants, une innovation technologique, une interdiction de pêche, etc.

Les dynamiques issues de ce modèle peuvent être comparées à des données disponibles, et un programme d'ajustement (critère des moindres carrés) peut être utilisé pour rechercher les valeurs des paramètres (ou d'une partie des paramètres). Suivant ce modèle, 43 séries d'activité et de rendements de pêche au Sénégal ont fait l'objet d'un ajustement simultané de données collectées entre 1974 et 1992 *(figure 3)*.

Il s'avère que certaines situations, viables dans certaines conditions d'environnement de la ressource et des pêcheurs, cessent de l'être dans d'autres. Au cours du temps, ces conditions changent. Une des conditions de la viabilité de l'exploitation réside alors dans la redistribution efficiente et au bon moment, des différents types d'activité ; c'est-à-dire, à l'instar des ressources, dans l'adoption d'une stratégie, non pas seulement adaptée, mais adaptative, aux fluctuations qu'elle subit.

Ainsi, la diversité de l'environnement produit des changements auxquels l'exploitation doit s'adapter. Une stratégie jouant sur la diversité permet la constitution d'une gamme de choix nécessaire à l'obtention d'une répartition adaptée de l'activité. La capacité d'adaptation d'une exploitation serait donc conditionnée par un niveau de diversité des activités compatibles avec la diversité et les fluctuations de la ressource qu'elle exploite.

Dynamiques globales et changements locaux

Les connaissances acquises mettent en avant la nécessité de rendre compte simultanément de dynamiques globales et de changements locaux. Ainsi, en termes

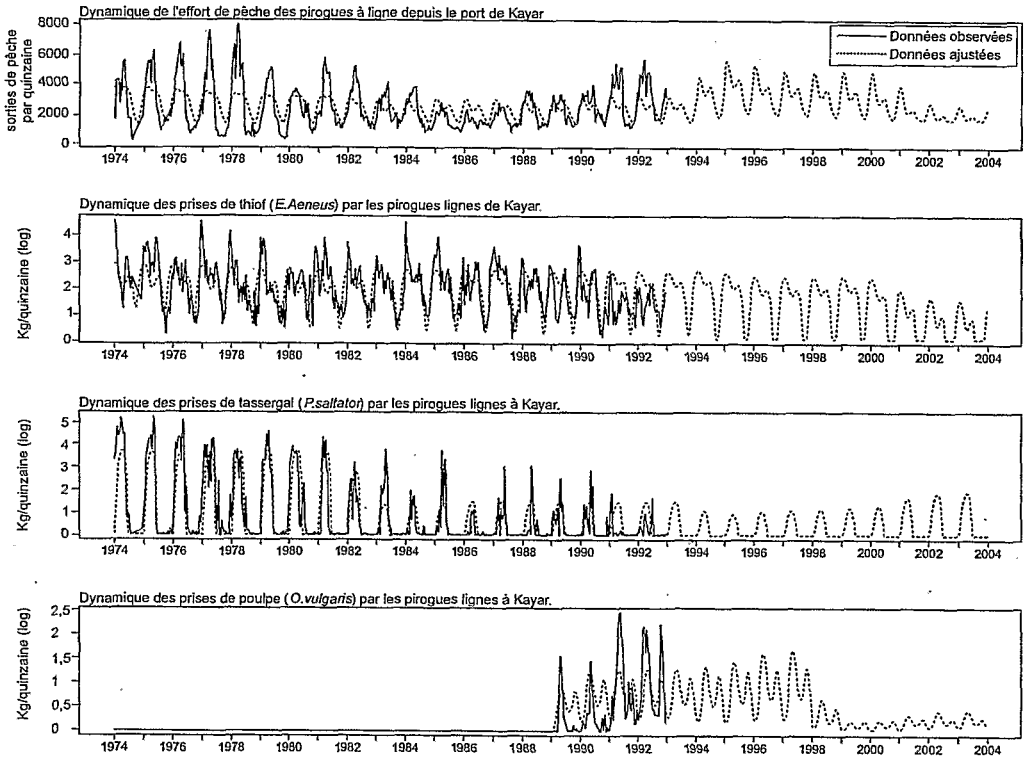

Figure 3. Simulation de l'activité et des rendements d'une exploitation multi-spécifique, multi-technique
Un modèle statistique de l'exploitation artisanale sénégalaise a été ajusté simultanément sur sept séries d'activité et 36 séries de rendements (voir texte). Quatre de ces séries sont présentées ici : la première concerne le nombre de sorties en mer de « pirogues lignes » à partir du port de Kayar au nord de Dakar. Les autres séries concernent les logarithmes des rendements de trois espèces capturées lors de ces sorties : le tiof *(Epinephelus aeneus)*, le tassergal *(Pomatomus saltator)* et le poulpe *(Octopus vulgaris)*. Les séries sont prolongées au delà de 1992 en introduisant trois types de modifications : *(i)* augmentation de 50 % des prix des espèces exportées à partir de 1994 pour rendre compte de l'impact de la dévaluation du franc CFA, *(ii)* réduction de deux tiers de la biomasse vierge (capacité biotique) du poulpe en 1998 et *(iii)* triplement de la mortalité par pêche engendrée par les navires industriels sur le tiof et le chinchard traduisant les conséquences d'une éventuelle augmentation en 2000 des droits de pêche industrielle pour des chalutiers ciblant l'une ou l'autre de ces espèces. La première modification conduit à une augmentation de l'activité de pêche à la ligne, l'augmentation puis la diminution des rendements sur le tiof, cette espèce devenant économiquement plus intéressante, et donc plus recherchée à la suite de la dévaluation. La seconde modification conduit à une très forte diminution des rendements de poulpe, due à la diminution de biomasse amplifiée par un relatif désintérêt pour la recherche de cette espèce. La troisième modification conduit à une diminution des biomasses de tiof et une baisse de l'activité de pêche à la ligne. Les rendements obtenus sur le tassergal et le poulpe croissent alors légèrement en raison du maintien de l'activité ciblant ces deux espèces.

[6] Par tactique, nous entendons l'usage dans des conditions (lieu, saison, heure...) données d'un engin de pêche donné, selon une procédure donnée (en ancrant ou non la pirogue, par exemple).

climatiques, les modifications météorologiques globales perturbent significativement les conditions environnementales locales[7]. En économie, le marché international est soumis à une forte concurrence où les conditions bio-économiques des productions locales ne peuvent se faire valoir *(encadré 3)*. En termes institutionnels, les logiques globales de régulation s'affrontent avec les logiques individuelles de productivité, de bien-être ou de survie (Weber et Réveret, 1993). Les effets globaux sur les dynamiques locales, les perturbations locales sur les dynamiques globales constituent, considérés ensemble, un mécanisme essentiel de la dynamique et de l'évolution de ces systèmes.

On doit ainsi affronter, quel que soit le domaine, l'interaction de variabilité et d'incertitudes exprimées à plusieurs échelles et se combinant. Cependant, malgré plusieurs travaux consacrés à ce thème (Auger et al.,

Global et local ; l'effet des marchés globaux dans les logiques d'exploitation

Les espèces pélagiques (sardines, anchois, maquereaux) représentent environ le tiers des captures marines, 40 millions de tonnes en 1998. De faible valeur commerciale, elles sont pêchées en très grande quantité, bien au-delà des possibilités d'absorption des marché locaux. Environ 80 % des captures sont destinées à la transformation en farine de poisson destinée à l'industrie de l'alimentation concentrée pour bétail, en amont du secteur très concurrentiel de l'agro-alimentaire (Durand, 1998). L'homogénéité du produit final (quelles que soient les espèces utilisées et leur provenance), combinée à un débouché unique, a pour conséquence de gommer les facteurs de différenciation traditionnels des produits de la mer (qui permettent, selon les espèces, une segmentation en micro-marchés reflétant les conditions de rentabilité particulières à une pêcherie). Le marché, unifié, largement internationalisé, est soumis à une forte concurrence où les conditions de production locales et le caractère particulier propre aux dynamiques différentes des diverses espèces concernées ne peuvent plus se faire valoir *(figure 4)*.

Le prix de la farine de poisson dépend ainsi de facteurs très éloignés des conditions de sa production. Quelles que soient les zones de pêche, le prix du poisson au débarquement payé aux pêcheurs est généralement indexé sur les cotations de prix de la farine faites à Hambourg, et cela même lorsque la farine de poisson produite est destinée au marché local. Il a également été montré que, aux États-Unis, les prix du thon, du poulet et des céréales sont très fortement liés et présentent les mêmes mouvements. Dans ce pays, l'évolution des prix du poulet est calquée sur celui des céréales en tant que principal facteur de production. Le thon et le poulet sont deux produits substituts pour le consommateur et le prix du thon évolue donc en fonction des cours des céréales.

Que cela soit pour des espèces de faible ou de haute valeur commerciale, la rentabilité des activités de pêche n'est pas la même selon les lieux de pêche et les écosystèmes. Ceci détermine en grande part les décisions d'exploitation, excluant de fait toutes les pêcheries non rentables au delà d'un certain cours mondial fixé par les pêcheries leaders, la demande mondiale ainsi que par l'offre en produits substituts. Cela détermine également la tendance à la concentration des activités de pêche dans le but de « rationaliser » et diminuer les coûts de production (logique d'acquisition de parts de marché). Cela détermine enfin la segmentation spécifique entre une pêche artisanale multi-spécifique repliée sur les marchés locaux et les grandes compagnies de pêches mono-spécifiques ouvertes sur le marché mondial.

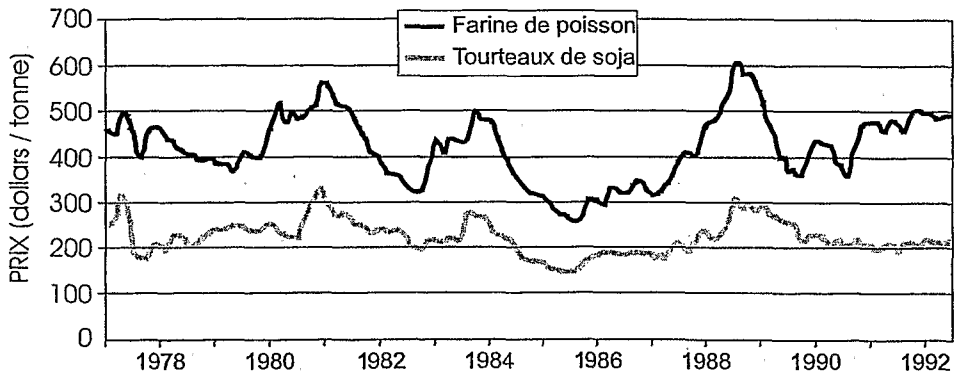

Figure 4. Évolution des prix mondiaux de la farine de poisson et des tourteaux de soja.
Il a pu être montré (Durand, 1998) que le prix de la farine de poisson sur le marché mondial est conditionné par l'état des marchés céréaliers et par les mesures de politique agricole prises par les grands pays producteurs. Il est ainsi dicté par le prix du tourteau de soja et non pas par les conditions de l'exploitation halieutique dont le poisson est issu.

[7] Il semble admis (Bakun, 1996) que le réchauffement global de l'atmosphère induit une modification du circuit des vents et une accélération de l'intensité des upwellings côtiers qui pourraient altérer la dynamique des espèces pélagiques dans ces zones qui sont parmi les plus productives des espaces marins.

1992 ; Mullon, 1994 ; Durand et al., 1998), aucun mode de représentation n'apparaît pouvoir aborder une telle organisation de façon satisfaisante. D'autres méthodes telles que les modèles individus-centrés semblent prometteuses pour rendre compte, à diverses échelles des conséquences de comportements individuels, tant dans les sciences naturelles (Kawata et Toquenaga, 1994 ; Le Page et Cury, 1997) que sociales (Gilbert, 1992) halieutique (Bousquet et al. 1993, Le Fur, 1998). Cependant, elles ne s'attachent encore qu'à l'étude de transferts d'échelle entre un niveau donné et celui immédiatement supérieur (et vice versa) alors que le problème est d'appréhender, globalement et dans le détail, une hiérarchie d'échelles (Perry, 1995).

De nouvelles approches pour la gestion des pêches

Présentation du problème

La première grande crise bien documentée d'une pêcherie ayant donné lieu à une exploitation industrielle des produits de la mer fut celle de la sardine bretonne au début de ce siècle (Durand, 1991). Vinrent ensuite celles des sardines californienne et japonaise dans les années 40, puis celles de l'anchois du Pérou (voir section I) et du Chili en 1972. Les raisons invoquées à la faillite de la gestion des pêches sont multiples. Selon les auteurs, elles sont imputées *(i)* à la profession (comportement de prédateur sans discernement), *(ii)* aux institutions de recherche en charge du suivi du secteur et de l'aide à la décision (dont les évaluations sont considérées trop simplistes), *(iii)* à l'administration en charge de la politique des pêches (absence de réactivité, mise en œuvre d'instruments de gestion et de contrôle inadaptés), *(iv)* à des dysfonctionnements institutionnels entre les acteurs (administrations, recherche, opérateurs privés). Cette dernière cause suggère que tous ces problèmes sont liés et participent d'une crise généralisée de l'aménagement des systèmes halieutiques.

La théorie de la gestion des pêches est dominée par deux paradigmes, qui peuvent tous deux être considérés comme une tentative de rationalisation des activités halieutiques : la rationalisation biologique de l'exploitation, la rationalisation économique de l'exploitation.

La rationalisation biologique de l'exploitation

Cette démarche est celle issue des travaux fondateurs de l'halieutique biologique actuelle : Schaefer (1954), Beverton et Holt (1957), Ricker (1958). Elle considère qu'il existe dans la nature des conditions optimales relativement stables dans le temps et donc des équilibres et des mécanismes qui contrôlent la dynamique des populations. L'approche permet ainsi de déterminer les niveaux d'activité de pêche qui permettent d' « extraire » une capture maximale, sans compromettre la capacité de renouvellement naturelle de la ressource.

Il apparaît que les régions où la gestion est la plus anciennement fondée sur ce support scientifique (principales pêcheries de l'Atlantique Nord) sont également souvent celles où la situation des pêches est la plus critique. L'exemple le plus caractéristique est celui de la pêcherie canadienne de morue. L'effondrement du stock de morue canadienne dû à une surexploitation a donné lieu à un important débat parmi les halieutes, cette pêcherie ayant probablement été l'une des plus étudiées et des mieux « surveillées » (Finlayson, 1994). Elle périclita en dépit de l'instauration d'une zone économique exclusive (ZEE) au début des années 80. Cette pêcherie, qui fut l'une des plus anciennes, des plus stables et des plus prospères de l'Atlantique Nord est aujourd'hui fermée et nul n'est capable de prédire le nombre d'années qui seront nécessaires pour que la ressource retrouve un niveau permettant à nouveau son exploitation.

Face aux effondrements de stocks, nombreuses sont maintenant les critiques qui s'expriment pour affirmer que cette théorie des pêches a failli dans son objectif de gérer et préserver les stocks. Les principales critiques portent sur la logique de ces modèles (ils ne rendent pas compte de la sensibilité des espèces marines aux perturbations environnementales, des interactions pluri-spécifiques, de phénomènes de discontinuités et de changements qualitatifs dans les populations), leur simplisme (les progrès en écologie, en génétique, ainsi que les nombreuses recherches sur les fluctuations climatiques éclairent maintenant mieux la complexité de ces systèmes) et la grande incertitude sur les données et paramètres nécessaires à leur mise en œuvre. Bien que ces modèles apparaissent actuellement insuffisants, ils sont cependant toujours en œuvre, faute d'alternative.

La rationalisation économique de l'exploitation

Il ne s'agit plus ici de maximiser le volume « soutenable » extrait de la ressource, mais d'en optimiser les résultats économiques. Pour certains auteurs, la rationalisation économique doit être compatible avec le respect de la contrainte de reproduction de la ressource naturelle (cas du modèle de Gordon-Schaefer, Gordon, 1954, Schaefer, 1954) et de ses développements ultérieurs). Pour d'autres qui s'inspirent de la théorie du capital, le renouvellement de la ressource n'est pas un objectif intrinsèque de la gestion économique. Il s'agit plutôt d'opérer un arbitrage entre les différentes formes d'actifs possibles (gestion de portefeuille). Rien n'interdit ainsi de convertir un actif naturel en un autre actif susceptible de produire des intérêts plus élevés (Clark, 1990). La conservation de la ressource n'est donc garantie que si la société est prête à payer un prix d'option ou d'existence pour la ressource (Desaigues, 1993). Tel n'est généralement pas le cas pour les ressources halieutiques commerciales.

Pour l'économiste, il est toujours possible de repousser les limites naturelles de la croissance et c'est ce à quoi tendent les modifications de l'activité économique. En effet, il est toujours possible de

trouver de nouvelles sources d'approvisionnement qui se substitueront à des produits rares, devenus trop chers. Par ailleurs, une stricte logique économique, au sens libéral du terme, peut conduire à l'extinction, rationnelle, d'une ressource naturelle renouvelable (Clark, 1990).

D'autres raisons peuvent aussi conduire à invalider le respect simultané des contraintes de reproduction biologiques et économiques, et donc à remettre en cause la survie d'un système de pêche dans un horizon temporel fixé. On doit mentionner tout d'abord l'absence ou l'insuffisance des régulations endogènes pour empêcher le surinvestissement et la surexploitation biologique, phénomène lié par exemple à la tragédie des communaux de Hardin (1968). Ou bien encore, la possibilité de déphasage entre les vitesses relatives des phénomènes biologiques (qui gouvernent la ressource) et des phénomènes économiques (rythme d'investissement dans le secteur, vitesse de reconversion de l'effort de pêche vers d'autres pêcheries et d'autres ressources). D'autre part, il peut y avoir incompatibilité entre la préférence pour le présent des agents individuels et/ou des décideurs collectifs (taux d'actualisation privé ou social) et la capacité de renouvellement du stock naturel (considéré ici comme un actif naturel susceptible d'être liquidé).

De nouvelles approches pour la gestion des pêches

La masse croissante de ces problèmes a conduit à un mouvement important de remise en cause et, depuis quelques années, apparaissent des propositions pour de nouveaux modes de gestion différents dans leur essence et leur principe de la gestion dite rationnelle et des méthodes scientifiques qui lui sont associées.

Le débat actuel est motivé par différentes perceptions qui sous-tendent des visions différentes de la stabilité et du changement (Holling, 1995). Cinq perceptions peuvent être grossièrement identifiées.

1. On prétend que de nouvelles ressources seront disponibles car l'ingéniosité humaine a toujours des méthodes pour accroître la production ou inventer des substituts ; on estime donc que l'on va vers une croissance soutenue de la production.

2. On admet que des ressources vont inévitablement décroître, la viabilité du système n'étant alors possible que si l'exploitation minimise le prélèvement (approche précautionneuse).

3. On tente de concilier les intérêts sociaux, économiques et environnementaux en allant vers une exploitation optimale des ressources (c'est-à-dire vers une stabilisation de leur exploitation).

4. On reconnaît le caractère évolutif des systèmes et on s'attache (grâce à des études intégrées) à mieux comprendre le caractère changeant et évolutif des ressources et à mieux s'y adapter ; (Walters, 1986).

5. On reconnaît être confronté à des systèmes complexes auto-organisés, flexibles et auto-adaptables pour lesquels on doit chercher à conserver les propriétés de flexibilité, de réponse au changement, d'organisation (Allen, 1992, Perry, 1995).

De ces différentes visions découlent naturellement des modes de gestion différents dans leur essence et

Photo. Vue aérienne du port de Kayar (Sénégal). (Crédit photo : Joëlle Vincent 1994)
Le littoral présente une structure stratifiée offrant une transition progressive du marin vers le terrestre et vice versa : de gauche à droite, l'océan Atlantique, la côte, les pirogues actives, les pirogues passives, le village de pêcheurs, la route principale puis la bourgade de Kayar. L'attroupement au centre de l'image fournit une autre concrétisation du couplage entre deux systèmes : il traduit la rencontre entre pêcheurs de retour de la pêche et divers types d'intermédiaires chargés de la commercialisation. C'est lors de cette interaction qu'un premier prix se fixe, équilibrant coûts de capture (information sur la mer et ses ressources) et besoins en consommation (information sur les marchés et la demande). L'espèce devient alors un produit.

Les nouvelles approches de la gestion des pêches

La gestion adaptative : les méthodes classiques de gestion sont fondées sur des représentations où l'équilibre et l'optimisation conduisent à des solutions uniques. L'importance de l'incertitude (impact du climat, incertitude des prises, réaction des marchés) et la difficulté de faire des prévisions conduisent certains auteurs (Holling, 1978 ; Walters, 1986) à souhaiter l'abandon de cette approche et à préconiser une gestion plus adaptative de ces systèmes. La théorie mathématique de la viabilité (Aubin, 1996) propose de se représenter les systèmes dynamiques comme des « espaces de phase » au sein desquels certaines « régions » (les « noyaux de viabilité ») permettent au système étudié de se maintenir. La gestion adaptative peut-être rapprochée de cette conception. Elle préconise que l'on ne peut prétendre contrôler la variabilité naturelle mais que l'on peut s'y adapter (afin de maintenir le système au sein du « noyau de viabilité »). Le problème se pose cependant de la définition des critères (du « noyau ») de viabilité : les objectifs ne sont pas les mêmes selon les points de vue (acteurs, décideurs, public/consommateurs, scientifiques) et l'échelle de temps considérée.

La cogestion

Ce courant de réflexion postule que le pouvoir de décision, de gestion n'est pas et ne doit pas être le seul fait d'entités supérieures (ministères des pêches, entités de régulation supranationales) mais doit être distribué entre les différents niveaux pertinents de décision. Ce courant s'appuie, selon les auteurs, sur les notions de cogestion (Sevaly et Nielsen, 1996, Jentoft et al., 1998), « approche participative », « approche patrimoniale » (Montgolfier et Natali, 1987) ou de « gouvernance » (Banque Mondiale, 1992), selon que l'accent est mis sur les acteurs, la communication, l'objectif ou la fonction de régulation. Cette approche, plus anthropocentrique que « ichthyocentrique », recommande ainsi le plus souvent une « cogestion » des pêches associant en une approche participative responsables politiques, pêcheurs, industriels, scientifiques, etc. Sous une forme ou une autre, diverses expériences de cogestion ont vu le jour conduisant parfois à des résultats probants[1].

L'approche holistique

De nombreux articles sur l'aménagement des pêches ont plaidé pour une approche « holistique » de l'aménagement des pêches (Charles, 1995, Stephenson,1995 ; Botsford et al., 1997). D'autres travaux proposent de même de nouvelles approches s'inspirant de la systémique (Quensière, 1993 ; Catanzano, 1997), d'un retour à la théorie écologique pour les biologistes (Bakun, 1997). Les auteurs montrent que l'activité de pêche devrait être appréhendée comme un parmi de nombreux éléments intervenant dans le fonctionnement des systèmes halieutiques. Cependant, peu de travaux se sont penchés sur les modalités d'articulation de ces différents ensembles.

L'approche de précaution

Après les plaidoyers pour le « développement des pêches », les catastrophes économiques causées par les effondrements de stocks dans certains pays ont fait émerger la notion d'une approche précautionneuse de la gestion des pêches (Garcia, 1994, FAO, 1996). Cette approche qui dépasse largement le domaine halieutique sous-tend de nombreux débats implicitement fondés sur des interprétations de cette approche (Godard, 1998). Par exemple, les chercheurs après analyses et suivis des différents stocks exploités préconisent assez généralement la diminution des efforts de pêche même pour les stocks non surexploités. De même, face au constat d'échec de la gestion des ressources marines, de plus en plus de biologistes recommandent l'établissement de « sanctuaires marins »[2]. Enfin, la tendance actuelle à donner un prix au vivant, non plus simplement en tant que valeur d'usage mais aussi en tant que valeur d'existence (Costanza et al., 1997) modifie cette vision des choses. Dans ce contexte, ce sont les raisons économiques, sociales et politiques, et non véritablement écologiques, qui justifient cette vision conservatrice de la nature et des ressources naturelles qui émerge actuellement[3].

[1] On citera par exemple le cas des aires d'aménagement au Chili (Gonzalez, 1996) : il s'agit de secteurs côtiers dont l'accès est restreint à l'exploitation d'une ou de plusieurs ressources benthiques (mollusques, crustacés). Ces zones sont louées par le gouvernement aux communautés qui en ont alors l'usage exclusif (mais des quotas sont attribués). Les pêcheurs ont à charge la gestion partielle du site (se chargent localement de la surveillance et des règles d'exploitation). Les conditions biotiques rencontrées dans ces zones sont exceptionnelles, les espèces cibles ont des tailles très supérieures à celles que l'on trouve en zone d'accès libre, la diversité se reconstitue. Malgré des quotas très stricts, un grand nombre de communautés de pêcheurs a soumis des requêtes pour obtenir de telle zones avant même que le texte de loi ne soit paru.

[2] Il est admis que les précédentes approches de la gestion des pêches sont encore incapables de prendre la mesure de la complexité des écosystèmes et donc d'agir avec certitude et de contrôler l'évolution de ces écosystèmes. Dans ce contexte et, pour préserver les fonctions de cette complexité écologique encore mal appréhendée, un récent concile des pêches a recommandé que 20 % des zones marines soient « gelées » pour constituer un réservoir de diversité apte à renouveler des dynamiques potentiellement altérées.

[3] L'approche de précaution peut conduire à des situations problématiques. Ainsi, si l'on décline l'approche précautionneuse des pêches en termes de coviabilité, il n'est pas viable d'aborder le principe de précaution sans considérer simultanément l'intérêt de la ressource conditionnellement à l'exploitation et l'inverse. La difficulté de trancher entre la prévalence de l'intérêt écologique ou de l'intérêt socio-économique (problème de la « charge de la preuve ») rend l'application de cette approche délicate.

leur principe *(encadré 4)*. En dépit de leur grand intérêt, ces nouvelles voies de recherche n'ont pas atteint, pour l'instant, le statut « de paradigme » des précédentes. Elles n'ont pas, non plus, un statut équivalent dans les sphères administratives et politiques en charge de la gestion des pêches où la problématique de la rationalisation, que ce soit dans sa variante biologique ou économique reste encore à la base de la légitimation des décisions publiques.

Conclusion

Ces quatre dernières décennies nous ont appris que l'exploitation fondée seulement sur des critères biologiques n'était pas viable sur le long terme. Il serait regrettable, voire illusoire, de se dire que finalement, puisque l'homme est incapable de gérer les ressources, le seul avenir de l'exploitation marine soit celui de l'aquaculture (Holmes, 1996) ou, comme certains le préconisent (Roberts 1997), de transformer la mer en d'immenses réserves naturelles où la pêche deviendrait une activité secondaire : transposer au milieu marin ce que l'on a fait en milieu terrestre traduirait notre incapacité d'utiliser et de tirer parti des ressources sauvages à bon escient et, par là, un échec profond des relations entre l'homme et la nature. Il ne s'agit pas de transformer les pêcheries et les écosystèmes marins en les manipulant et en les contraignant mais de reconnaître leur caractère changeant, évolutif avec des dynamiques propres que l'homme ne peut contraindre.

La théorie des pêches (Beverton, 1957, Ricker 1958), en incorporant l'activité de pêche au sein de modèles écologiques, nous a appris qu'il fallait considérer l'homme comme partie intégrante de la dynamique des systèmes écologiques. Les recherches conduites sur la coviabilité des systèmes halieutiques reprennent, dans leur esprit, les approches précédemment mentionnées en les enrichissant pour une représentation peut-être mieux articulée de la dynamique de l'exploitation et des relations avec l'environnement.

Le nouveau cadre dans lequel pourrait s'engager la gestion des ressources renouvelables doit tenir compte du statut particulier de la pêche ; la dernière activité où l'homme exploite de façon intense une ressource sauvage. Cependant, la reconnaissance de la pêche comme une des principales et dernières activités économiques de prélèvement de ressources implique la poursuite de l'exploitation pour la satisfaction des besoins des populations humaines. Une approche en terme de coviabilité peut représenter une alternative possible pour résoudre la difficulté de cette confrontation entre conception conservationniste et productiviste.

Si elle permet de mieux comprendre et considérer les contraintes de la coévolution des systèmes, cette approche ne débouche pas pour l'instant sur des considérations opérationnelles qui pourraient orienter la décision. Tout reste définitivement à inventer, à repenser sur de nouvelles bases, et cela en relativement peu de temps dans le contexte actuel.

[8] « Parce que l'environnement est peuplé d'autres systèmes autonomes, la viabilité est en même temps une coviabilité, qui dépend des interactions avec ces autres systèmes » (Bourgine, 1996)

Résumé – Co-viabilité des systèmes halieutiques

La coviabilité est présentée comme un modèle conceptuel des systèmes halieutiques visant à la définition d'une gestion pertinente des pêcheries marines.
Après un aperçu du contexte de crise dans lequel évoluent l'exploitation des ressources marines et les recherches scientifiques dans ce domaine, l'histoire récente de la pêcherie d'anchois du Pérou est présentée comme une illustration de l'imbrication complexe dans le temps des systèmes politique, écologique et économique. Nous présentons alors différents résultats de modélisation sur les interfaces environnement–ressources, ressources–exploitations et leurs dynamiques.
Un exemple illustre les problèmes d'échelle (globale et locale) liés à cette thématique. Les modèles de gestion actuels et les principales alternatives sont enfin présentés. Au delà d'un concept commun, l'approche en terme de coviabilité cherche à établir quelles articulations permettraient un enrichissement mutuel de différentes connaissances et perceptions. Elle pourrait par exemple contribuer à concilier les visions conservatrice et productiviste qui s'affrontent actuellement dans le domaine marin.

Parce qu'elle intègre des concepts transversaux au domaine de l'halieutique, tels que la diversité, l'inertie, le transfert d'échelle ; parce qu'elle admet et intègre les théories disciplinaires classiques ; parce qu'elle repose sur une perception qui paraît être suffisamment universelle[8] pour être appropriée par l'ensemble des acteurs (opérateurs, gestionnaires, chercheurs) ; parce qu'elle conduit à considérer les nouvelles approches de la gestion comme un ensemble de solutions plutôt que comme des approches concurrentes ; parce qu'enfin, elle est compatible avec la notion de développement durable, la coviabilité peut permettre de construire ces nouvelles bases.

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier Nicolas Pech pour son aide dans la présentation du chapitre « diversités et adaptation » ainsi que les lecteurs pour les améliorations qu'ils ont permis d'apporter à ce texte.

RÉFÉRENCES

Allen P.M. 1992. Modeling Evolution and Creativity in Complex Systems. *World Futures* 34, 105–123.

Allen P.M., J.M. McGlade, 1986. Dynamics of discovery and exploitation: the case of the scotian shelf groundfish fisheries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43, 6, 1187–1200.

Aubin J.P. 1996. Une métaphore mathématique du principe de précaution. *Natures Sciences Sociétés* 2, 146–154.

Auger P., Baudry J., Fournier F. (Sous la direction de). 1992. Hiérarchies et échelles en écologie. *Publications Naturalia*, ISBN : 2–909717–05–4, 300 p.

Bakun A. 1996. Patterns in the ocean. Ocean processes and marine population dynamics. California Sea Grant College System, National Oceanic and *Atmospheric Administration*, USA, 322 p.

Bakun A. 1997. Radical interdecadal stock variability: recent bane but potential boon to scientific fisheries management, in : *Reinventing fisheries management*, Pitcher T.J., Hart P.J.B., Pauly D. (eds.), Chapman and Hall.

Banque Mondiale, 1992. *Governance and Development*, World bank, Washington DC, 1992.

Beverton R.J.H., Holt S.J. 1957. *The theory of fishing. Sea fisheries: their investigations in the United Kingdom.* M. Graham, Arnold, Londres, 372–441.

Botsford L.W., Castilla J.C., Peterson C.H. 1997. The management of fisheries and marine ecosystems. *Science* 277, 509–515.

Bourgine P. 1996. Modèles d'agents autonomes et leurs interactions coévolutionnistes, in : V. Rialle, D. Fisette (eds) *Penser l'Esprit*, Presses universitaires de Grenoble, 1996, 24 p.

Bousquet F., Cambier C., Mullon C., Morand P., Quensière J., Pavé A. 1993. Simulating the interaction between a society and a renewable resource. *Journal of Biological Systems* 1, 199–214.

Catanzano J., Rey H. 1997. La recherche halieutique entre science et action : réflexions sur fonds de crise. *Natures Sciences Sociétés* 5, 19–30.

Caverivière A. 1990. Étude de la pêche du poulpe (Octopus vulgaris) dans les eaux côtières de la Gambie et du Sénégal. L'explosion démographique de l'été 1986. *Doc. Sci. Centr. Rech. Océanogr.* Dakar-Thiaroye, 116, 42 p.

Charles A.T. 1995. Fishery science: the study of fishery systems. *Aquat. Living Resour.* 8, 233–239.

Charles-Dominique, E., Diallo M. 1996. Le trémail, une innovation dans la pêche artisanale sénégalaise. *Doc. Sci. Centr. Rech. Océanogr.* Dakar-Thiaroye, 145, 22 p.

Chauveau J.P., Samba A. 1989. Market Development, Government Interventions and the Dynamics of the Small-scale Fishing Sector : An Historical Perspective of the Senegalese Case. *Development and Change*, Sage, London, Newbury Park and New Delhi, 20, 599–620.

Clark C.W. 1990. *Mathematical bioeconomics, the optimal management of renewable resources.* Wiley Interscience, 386 p.

Corten A. 1993. *Learning processes in herring migrations.* ICES/ C.M., 1993/H, 18.

Costanza R. et al., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387, 253–260.

Crawford R.J.M., Underhill L.G., Shannon L.V., Lluch-Belda D., Siegfried W.R., Villacastin-Herrero C.A. 1991. An empirical investigation of trans-oceanic linkages between areas of high abundance of sardine, in : Kawasaki T., Tanaka S., Toba Y., Taniguchi A. (eds.). *Long-term variability of pelagic fish populations and their environment.* Pergamon Press, Oxford, UK, 319–332.

Cury P. 1994. Obstinate Nature : an ecology of individuals : Thoughts on reproductive behavior and biodiversity. *Can. J. Fish. Aquat. Sci (Perspectives)*, 51, 1664–1673.

Cury P. Anneville O., 1998. Fisheries resources as diminishing assets : Marine diversity threatened by anecdotes, in : Durand M.H., Mendelssohn R., Cury P., Roy C., Pauly D., *From local to global changes in upwelling systems.* Orstom Ed., coll, Colloque et séminaires, Paris, 537–548.

Desaigues B., P. Point, 1993. Économie du patrimoine naturel. La valorisation des bénéfices de protection de l'environnement. *Economica*, 309 p.

Doyen L., Saint-Pierre P. 1997. Scale of viability and minimal time of crisis, *Set-valued Analysis* 5, 227–246.

Durand M.H. 1991. La crise sardinière française : les premières recherches scientifiques autour d'une crise économique et sociale, in : variabilité, instabilité et changement des pêcheries ouest-africaines, Cury P., Roy C. (eds.), Orstom, Paris, 26–36

Durand M.H. 1998. Fishmeal price behavior: global dynamics and short term changes, in : Durand M.H., Mendelssohn R., Cury P., Roy C. Pauly D., *Global vs local changes in upwelling systems.* Orstom Ed., coll. Colloque et séminaires, Paris, 465–480.

Durand M.H., Cury P, Mendelhsson R. Roy C. and D. Pauly (Eds), 1998. *Global vs local changes in upwelling systems.* Orstom Ed., coll. Colloque et séminaires, Paris, 594 p.

FAO. 1996. Precautionary approach to capture fisheries and species introductions. Elaborated by the Technical Consultation on the Precautionary Approach to Capture Fisheries (Including Species Introductions). Lysekil, Sweden, 6–13 June 1995. 54 p. *FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries*, 2, 54 p.

Finlayson A.C. 1994. *Fishing for truth. A sociological analysis of northern cod stock assessments from 1977–1990.* Social and Economic studies, 52, Institute of social and Economic research, Memorial Univ. of Newfoundland. 176 p.

Garcia S.M. 1994. L'approche précautionneuse appliquée aux pêches dans le contexte des stocks chevauchants et des stocks de poissons grands migrateurs. *FAO circulaire sur les pêches.* Rome, FAO, 26–50.

Garcia S.M. 1997. État des ressources halieutiques, in : G. Fontenelle (Ed.) « *Quatrièmes rencontres halieutiques de Rennes, Activités halieutiques et développement durable* » Colloque des 14 et 15 mars 1997, École nationale supérieure agronomique de Rennes : 13–24.

Gilbert, N.G. (Ed.). 1992. *Simulating societies: a symposium on approaches to simulating social phenomena and social processes.* Univ. of Surrey, Guildford, UK, 2–3 apr. 1992, 178 p.

Godard O. 1998. Le principe de précaution : renégocier les conditions de l'agir en univers controversé. *Nature Sciences Sociétés* 6, 41–44.

Gonzalez E. 1996. Territorial use rights in Chilean Fisheries. *Marine Resource Economics* 11, 211–218.

Gordon H.S. 1954. The economic theory of a common property : the fishery. *J. Polit. Economy* 62, 124–142.

Gould S.J. 1993. *Comme les huit doigts de la main, réflexion sur l'histoire naturelle.* Seuil, Paris, 510 p.

Grainger R. J. R., Garcia S. M. 1996. Chronicles of marine fishery landings (1950–1994) : Trend analysis and fisheries potential. *FAO Fisheries Technical Papers* 359.

Hammergren L.A. 1981. Peruvian, political and administrative responses to el Niño : organisational, ideological and political constraints, in : M.H. Glantz, J.D. Thompson (eds.), *Ressource management and environmental uncertainty: lessons from coastal upwelling fisheries*, John Wiley, New York, 317–350.

Hardin G. 1968. The tragedy of the commons. *Science*, 162, 1243–1248

Holling C.S (ed.), 1978. *Adaptive environmental assessment and management.* Wiley Interscience, Chichester. 377 p.

Holling C.S. 1995. What barriers ? What bridges, in : Gunderson L.H., Holling C.S., Light S.S. (eds). *Barriers and bridges : to the renewal of ecosystems and institutions.* Columbia Univ. Press, New York, 3–34.

Holmes R. 1996. Blue revolutionaries. *New Scientist*, London, 152, 2059, 32–37.

Jentoft S, McCay B.J. and D.C. Wilson, 1998. Social theory and fisheries comanagement. *Marine Policy* 22, 423–436.

Kawata M., Toquenaga Y. 1994. From artificial individuals to global patterns. *Trend Ecol. Evol.* 9, 417–421.

Laloë F., Samba A. 1990. *La pêche artisanale au Sénégal : ressource et stratégies de pêche.* Orstom éditions, Collection Études et thèses, Paris.

Laloë F., Samba A. 1991. A simulation model of artisanal fisheries of Senegal. *ICES Mar. Sci. Symp.* 193, 281–286.

Langton C.G. 1990. Computation at the edge of chaos: phase transition and emergent computation. Physica D 42, 12–37.

Le Fur J. 1998. Modeling fishery activity facing change: Application to the Senegalese artisanal exploitation system, in : *Global vs local changes in upwelling systems*, Durand, M.H., Cury, P., Mendelssohn, R., Roy, C., Bakun A., Pauly D. (eds.), Orstom Ed., coll. Colloque et séminaires, Paris, 481–502.

Le Page C., Cury P., 1997. Population viability and spatial fish reproductive strategies in constant and changing environments: an individual-based modelling approach. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51, 9.

Le Page C., Cury P., 1996. Structuration spatiale de l'environnement et comportement de recherche d'un site de reproduction, in : Christophe C., Lardon S., Monestiez P. (Eds.) *Étude des phénomènes spatiaux en agriculture*, Inra, Paris, 227–238.

Lorenz K. 1970. *Trois essais sur le comportement animal et humain.* Éditions du Seuil, Points, Paris, 240 p.

Montgolfier, J. de, Natali J.M., 1987. Le patrimoine du futur : approches pour une gestion patrimoniale des ressources naturelles. *Economica*, Coll. Économie agricole et agro-alimentaire, 247p.

Mullon C. (ed.). 1994. Seminfor 4 : *Le transfert d'échelle.* Orstom Éditions, coll. Colloques et Séminaires, Paris, 518 p.

Paulik G.J. 1971. Anchovy, birds and fishermen in the Perou current, in : Glantz M.H., Thompson J.D. (eds), *Ressource management and environmental uncertainty: lessons from coastal upwelling fisheries*, John Wiley, New York, 81–106.

Pauly D. 1996. One hundred millions tons of fish, and fisheries research. *Fisheries Research* 25, 25–38.

Pauly D. 1997. Putting fisheries management back in places. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 7, 125–127.

Pauly D. 1998. Overfishing Disrupts Entire Ecosystems. Science, *Science Now* 1998 February 5.

Pech N. 1998. *Approche statistique d'une exploitation halieutique : le cas de la pêche artisanale au Sénégal.* Thèse Univ. Montpellier 2, 27 janv. 98, 245 p.

Perry A. 1995. Self organizing systems across scales. *Trends Ecol. Evol.* 10, 241–244.

Quensière J. 1993. De la modélisation halieutique à la gestion systémique des pêches. *Natures Sciences Sociétés* 3, 211–220.

Quincampoix M. 1990. Frontières de domaines d'invariance et de viabilité pour des inclusions différentielles avec contraintes. *C. R. Acad. Sci.* 311, 411–416.

Quinn I. 1997. Metapopulations and the Atlantic herring. *Review in Fish Biology and Fisheries* 7, 297–329

Ricker W.E. 1958. Handbook of computations for biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Bd. Canada* 26, 2843–2880.

Roberts C.M. 1997. Ecological advice for the global fisheries crisis. *Trends Ecol. Evol.* 12, 35–38.

Rosenberg A.A., Fogarty M.J., Sissenwine M.P., Bendington J.R., Sheperd J.G., 1993. Achieving sustainable use of renewable resources. *Science*, 262, 828–829.

Ryman N, Utter F., L. Laikre. 1995. Protection of intraspecific biodiversity of exploited fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 5, 5, 417–446.

Samba, A. 1994. Présentation sommaire des différentes pêcheries sénégalaises, in : *L'évaluation des ressources exploitables par la pêche artisanale sénégalaise.* Barry-Gérard M., Diouf T., A Fonteneau (eds.). Colloques et séminaires, Orstom, tome 2 p.1–10.

Schaefer B. 1954. Some aspects of the dynamics of population important to the management of commercial marine fisheries. *Bull. Inter-American Tuna Commission* 1, 27–56.

Serchuk F.M., Kirkegaard E., Daan N, 1996. Status and trends of the major rounfish, flatfish, and pelagic fish stocks in the North Sea : thirty-year overview. *ICES J. Mar. Sci.* 53 1130–1145.

Sevaly S., Nielsen J.R., 1996. Fisheries comanagement : a comparative analysis. *Marine Policy* 20, 405–418.

Stephenson R.L., Lane D.E., 1995. Fisheries management science : a plea for conceptual change. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52, 2051–2056.

Thompson J.D. 1981. Climate, upwelling and biological productivity, some primary relationships, in : M.H. Glantz, J.D. Thompson (eds), *Ressource management and environmental uncertainty: lessons from coastal upwelling fisheries*, John Wiley, New York, 13–33.

Ueber E., A. MacCall. 1992. The rise and fall of the California sardine empire, in : Glantz M.H. (ed.), *Climate variability, climate change and fisheries.* Cambridge University Press, 31–48.

Walters C. 1986. *Adaptive management of renewable resources.* MacMillan Publ. Comp., New York, 374 p.

Weber J., Reveret J.P., 1993. La gestion des relations sociétés-natures : modes d'appropriation et processus de décision. *Le Monde Diplomatique*, coll. Savoirs, n°2, « Environnement et Développement ocrobre 1993.

Weisbush G., Duchateau-Nguyen G., 1996. Une modélisation intégrant des composantes culturelles de l'interaction nature-société. *Natures Sciences Sociétés* 4, 52–57.

ISSN 1240-1307 – NSCSEX

NATURES SCIENCES SOCIÉTÉS

RECHERCHES ET DÉBATS INTERDISCIPLINAIRES

Vol. 7 n° 2
avril - juin 1999

PM 254
- 7 JUIL. 1999
Centrale

2
1999